



FELIPE MACÍAS
MONTSERRAT DÍAZ-RAVIÑA
MARÍA TERESA BARRAL
(eds.)

RETOS Y OPORTUNIDADES EN LA CIENCIA DEL SUELO



VI CONGRESO IBÉRICO DE LA CIENCIA DEL SUELO
cics2014
SANTIAGO DE COMPOSTELA

andavira
editora

Retos y oportunidades en la Ciencia del Suelo

F. Macías, M. Díaz-Raviña, M.T. Barral (eds.)

LE INFORMAMOS QUE ESTE LIBRO ESTÁ
DISPONIBLE EN VERSIÓN PAPEL.
SI ESTÁ INTERESADO EN ADQUIRIRLO, VISITE:

http://universidades.meubook.com/?page_id=394

© Autores

Foto portada: Rosa Calvo de Anta
Diseño logo: Miguel Silva

Edita: Andavira Editora, S.L.
Via Edison 33-35 - Pol. Ind. do Tambre
15890 Santiago de Compostela
www.andavira.com - info@andavira.com

Imprime: Tórculo Artes Gráficas, S.A.

ISBN: 978-84-8408-769-4

Depósito Legal: C 1074-2014

COMITÉ ORGANIZADOR

PRESIDENCIA: FELIPE MACÍAS VÁZQUEZ, *Universidad de Santiago de Compostela*
ESPERANZA ÁLVAREZ RODRÍGUEZ, *Universidad de Santiago de Compostela*
M^a LUISA ANDRADE COUCE, *Universidad de Vigo*
MANUEL ARIAS ESTÉVEZ, *Universidad de Vigo*
MARÍA TERESA BARRAL SILVA, *Universidad de Santiago de Compostela*
ROSA CALVO DE ANTA, *Universidad de Santiago de Compostela*
MONTSERRAT DÍAZ RAVIÑA, *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IAG-CSIC)*
EDUARDO GARCÍA-RODEJA GAYOSO, *Universidad de Santiago de Compostela*
ANTONIO PAZ ANDRADE, *Universidad de Coruña*
CARMEN TRASAR-CEPEDA, *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IAG-CSIC)*

COMITÉ CIENTÍFICO

PRESIDENCIA: FELIPE MACÍAS VÁZQUEZ, *Universidad de Santiago de Compostela*
MANUELA ABREU, *Instituto Superior de Agronomía*
JOSÉ MARÍA ALCAÑIZ, *Universidad Autónoma de Barcelona*
ESPERANZA ÁLVAREZ RODRÍGUEZ, *Universidad de Santiago de Compostela*
M^a LUISA ANDRADE COUCE, *Universidad de Vigo*
M^a DOLORES ARBELO RODRÍGUEZ, *Universidad de La Laguna*
CARLOS ALBERTO ALEXANDRE, *Presidente de la Sociedad Portuguesa da Ciencia do Solo*
MANUEL ARIAS ESTÉVEZ, *Universidad de Vigo*
OCTAVIO ARTIETA CABELLO, *Universidad de Extremadura*
DAVID BADÍA VILLAS, *Universidad de Zaragoza*
VIDAL BARRÓN LOPEZ DE TORRE, *Universidad de Córdoba*
JAUME BOIXADERA LLOVET, *Universidad de Lleida*
MARÍA TERESA BARRAL SILVA, *Universidad de Santiago de Compostela*
FERNANDA CABRAL, *Instituto Superior de Agronomía*
ROSA CALVO DE ANTA, *Universidad de Santiago de Compostela*
MONTSERRAT DÍAZ RAVIÑA, *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC)*
INÉS GARCÍA FERNÁNDEZ, *Universidad de Almería*
MARÍA TERESA GARCÍA GONZÁLEZ, *Instituto de Ciencias Agrarias (ICA-CSIC)*
CARLOS GARCÍA IZQUIERDO, *Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC)*
EDUARDO GARCÍA-RODEJA GAYOSO, *Universidad de Santiago de Compostela*
FERNANDO GIRAÓ, *Instituto Superior de Agronomía*
RAIMUNDO JIMÉNEZ BALLESTA, *Universidad Autónoma de Madrid*
RAQUEL MACEDO SOVERAL DIAS MANO, *Instituto Nacional de Recursos Biológicos*
MANUEL MADEIRA, *Instituto Superior de Agronomía*
ARMANDO MARTÍNEZ RAYA, *Junta de Andalucía*
JORGE MATAIX-SOLERA, *Universidad Miguel Hernández*

JOSÉ NAVARRO PEDREÑO, *Universidad Miguel Hernández*
IRENE ORTIZ BERNAD, *Universidad de Granada*
ROQUE ORTIZ SILLA, *Universidad de Murcia*
JAUME PORTA CASANELLAS, *Presidente de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*
ILDEFONSO PLA SENTÍS, *Universidad de Lleida*
HENRIQUE RIBEIRO, *Instituto Superior de Agronomía*
ANTONIO RODRÍGUEZ RODRÍGUEZ, *Universidad de La Laguna*
ANTONIO PAZ ANDRADE, *Universidad de Coruña*
FERNANDO SANTOS FRANCÉS, *Universidad de Salamanca*
CARMEN TRASAR-CEPEDA, *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC)*
ÍNIGO VIRTO QUEVEDO, *Universidad de Navarra*

ORGANIZAN

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS)
Sociedad Portuguesa de la Ciencia del Suelo (SPCS)
Departamento de Edafología y Química de la Universidad de Santiago de Compostela
Delegación Territorial de la SECS en Galicia

COLABORAN

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC)
Universidad de Vigo
Universidad de Coruña

PATROCINAN

Consellería do Medio Rural e do Mar (Xunta de Galicia)
Consellería do Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras (Xunta de Galicia)
Consellería de Economía e Industria (Xunta de Galicia)
Diputación da Coruña
Concello de Santiago de Compostela
Concello de Cariño
Concello de Cedeira
Fertiberia
Leco Instrumentos S.L.
Perkin Elmer
Emgrisa

ÍNDICE

PRÓLOGO

CONFERENCIAS PLENARIAS	1
<i>L. Montanarella</i> . The global soil partnership.....	3
<i>K. Feng</i> . Studies on processing and utilization of organic solid wastes in agriculture.....	7
<i>M. Madeira</i> . Trinta anos de estudo sobre a qualidade do solo de sistemas florestais em condições mediterrâneas. Tendências e futuro.	11
<i>M. Camps</i> . Biochar research and technology: what's next.?	15
<i>W. Chesworth</i> . A soil's eye view of human history.....	17

COMUNICACIONES	21
-----------------------------	----

SESIÓN TEMÁTICA 1: EL SUELO EN EL ESPACIO Y EL TIEMPO23

<i>Armas-Herrera CM, Mora JM, Rodríguez-Rodríguez A, Arbelo CD</i> . Génesis de un horizonte nátrico en antiguos suelos de cultivo en una zona árida (Tenerife, Is. Canarias).	25
<i>Moreno-Ramón H, Ibáñez-Asensio S, Marqués-Mateu A, Gisbert-Blanquer JM</i> . Los suelos hídricos: caracterización y clasificación en la Albufera de Valencia.	29
<i>Castrillo B, Carvalho AM, de Figueiredo T</i> . A carqueja e os seus solos. Primeiros resultados de um estudo de caso no Nordeste. Trasmontano: Deilão.	33
<i>Arbelo CD, Afonso JA, Rodríguez-Rodríguez A</i> . Estudio preliminar de fitolitos en suelos agrícolas de Tenerife (Islas Canarias). Cereales y otros grupos vegetales.	37
<i>López-Costas O, Lantes-Suárez O, Martínez Cortizas A</i> . Soil and bone: diet and diagenesis in the Roman-Postroman cemetery of A Lanzada (Pontevedra).	41
<i>Taboada T, Rodríguez Lado L, Ferro C, Martínez-Cortizas A, Stoops G</i> . Chemical weathering of the volcanic soils of Isla Santa Cruz (Galápagos Islands, Ecuador).	45
<i>Tallón Armada R, Taboada T, Costa-Casais M, Martínez Cortizas A</i> . Caracterización mineralógica y geoquímica de una secuencia edafo-sedimentaria asociada al yacimiento neolítico de Mas d'Is (Penàguila, Valencia).	49
<i>Souto M, Pontevedra-Pombal X, Castro D, López-Sáez JA, Pérez-Díaz S, García-Rodeja E, Fraga MI</i> . Reconstrucción paleoambiental de los últimos 8.000 años de la turbera de Zalama (Sierra de Ordunte, País Vasco).	53
<i>González-Cascón MR, González-González MI, de la Cruz-Calleja AC, Serrano-Játiva M, Grau-Corbí JM</i> . Temporal changes in soil carbon in <i>Quercus ilex</i> stands along its distribution area in Spain (Level I Network surveys, ICP-Forests).	57

<i>Alías Linares A, Blanco Bernardeau A, Gómez García AM, Gil Vázquez JM, Marín Sanleandro P.</i> Influencia del tipo y uso de suelo en la distribución del carbono orgánico en la Vega Media del río Segura (Murcia).	61
<i>Calvo de Anta R, Luís E, Matilla N, Casás F, Macías F, Camps M, Vázquez N, Galiñanes JM.</i> Mapa digital de carbono en suelos de la Cornisa Cantábrica (España).	65
<i>Ravina da Silva, M.</i> Atlas de suelos de América Latina y el Caribe.	69

SESIÓN TEMÁTICA 2: PROPIEDADES Y PROCESOS..... 71

<i>Vázquez Rivera S, Núñez Rodríguez MC, da Silva Vargas P, Paz González A.</i> Comparación del régimen hídrico del suelo y del balance hídrico bajo pradera durante los años 2012 y 2013 en clima Atlántico.	73
<i>Peña-Sancho C, Moret-Fernández D, Gracia R, López MV.</i> Dinámica de las propiedades hidráulicas del suelo durante un periodo de barbecho bajo tres sistemas de laboreo en un secoano semiárido del Valle del Ebro.	77
<i>Benito E, Varela ME, Rodríguez-Alleres M.</i> Factores ambientales que controlan la dinámica espacial y temporal de la repelencia al agua del suelo en una plantación de <i>Pinus pinaster</i> en Galicia.	81
<i>Cancelo-González J, Cachaldora C, Díaz-Fierros F, Prieto B.</i> CIELAB color space values of burnt granitic soils as a tool for estimating fire severity.	85
<i>Carrasco J, Román L, Riquelme J.</i> Mejora en las propiedades físicas del suelo, a través de una labor de subsolado en un huerto de Melocotón Conservero, variedad Doctor Davies, en un suelo Aquic Haploxerolls de Graneros, Región de O'Higgins, Chile.	89
<i>Martínez-Agirre A, Álvarez-Mozos J, Giménez R.</i> Evaluación de parámetros de rugosidad superficial en suelos laboreados.	93
<i>Díaz-Pereira E, García-Martínez YA, Gil-Vázquez JM, Marín-Sanleandro P.</i> Capacidades de retención hídrica en rizosferas de gipsófilas. Importancia ambiental de estos enclaves.	97
<i>Martínez Cortizas A, Silva Sánchez N, Sanmartín P, Prieto Lamas B.</i> The colour of peat.	101
<i>Moret-Fernández D, Latorre B, Peña-Sancho C, Salvador J, Gracia R, López MV.</i> Photogrammetry method to determine soil aggregate bulk density.	105
<i>Neira J, Ortiz M, Rolston D, Morales L, Seguel O, León J, Acevedo E.</i> Validación de distintos modelos de predicción de la difusividad de gases en suelo.	109
<i>Soto-Gómez D, Pérez-Rodríguez P, López-Periago JE, Paradelo M.</i> Caracterización de eumelaninas para su potencial uso como trazador en experimentos de transporte de nanopartículas en suelos.	113
<i>Soto-Gómez D, Pérez-Rodríguez P, López-Periago JE, Paradelo M.</i> Filtración de microsferas en testigos con bioporos.	117

<i>Soto-Gómez D, Pérez-Rodríguez P, Paradelo M, López-Periago JE.</i> Dependencia temporal de picos transitorios de potencial matricial durante el drenaje de un testigo de suelo estructurado.	121
<i>Paradelo M, Moldrup P, Herath HMLI, Norgaard T, López-Periago JE, de Jonge LW.</i> Pathways of solute and particle transport in an agricultural field.	125
<i>Balseiro-Romero M, Monterroso C.</i> Development and optimization of headspace (HS) and headspace-solid phase microextraction (HS-SPME) for the determination of fuel volatile compounds in soil.	129
<i>Aboal J, Saavedra S, Hernández-Moreno JM.</i> El escurrido cortical como causa de heterogeneidad edáfica en un bosque de laurisilva canaria.	133
<i>González-Rodríguez S, Cubillas L, Fernández García E, Fernández-Marcos ML.</i> Análisis térmico de restos de <i>Eucalyptus globulus</i> Labill. en el curso de su descomposición en el suelo a lo largo de dos años.	137
<i>Merino A, Ferreira A, Salgado J, Fontúrbel MT, Barros N, Fernández C, Vega JA.</i> Thermal analysis and solid-state ¹³ C CP-MAS NMR spectroscopy to diagnose organic matter quality in Atlantic soils.	141
<i>Soriano MD, García-España L, Boluda R.</i> La hidrofobicidad como indicador de la incorporación y transformación de la materia orgánica en el suelo.	145
<i>De la Peña Lastra S, González Guzmán A, Otero X.</i> Variación espacio-temporal de la concentración de N en los suelos de las colonias de gaviota patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>).	149
<i>González A, de La Peña S, Otero XL.</i> Efecto de las colonias de gaviota patiamarilla sobre la dinámica del N en la rizosfera de <i>Armeria pubigera</i> en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas.	153
<i>Tercero MC, Álvarez-Rogel J, Arce MI, Consea H, Gea R, Delgado MJ, González-Alcaraz MN.</i> Dinámica del N en humedales con diferente grado de eutrofización: papel de <i>Phragmites australis</i> en el balance NO ₃ ⁻ retirado del agua-N ₂ O emitido a la atmósfera.	157
<i>Carrera DV, Ortega HM, Ramirez J, Mayorga E.</i> Extracción de sales solubles en suelos de la cuenca de Rio verde-Matehuala, San Luis Potosí, México.	161
<i>Eimil Fraga C, Rodríguez Soalleiro R, Fernández Sanjurjo MJ, Alvarez E.</i> Influencia del material de partida en las fracciones de aluminio presentes en suelos bajo <i>Pinus pinaster</i> en Galicia.	165
<i>Arenas-Lago D, Lago-Vila M, Rodríguez-Seijo A, Andrade ML, Vega FA.</i> Distribución de Co, Cr, Ni, y V en suelos de cantería de serpentinita mediante análisis por TOF-SIMS y SEM-EDS.	169
<i>Arenas-Lago D, Lago-Vila M, Rodríguez-Seijo A, Singh BR, Andrade ML, Vega FA.</i> Distribución de metales pesados en suelos de cantería.	173
<i>Nóvoa-Muñoz JC, Pontevedra-Pombal X, Moretto A, Gómez-Armesto A, García-Rodeja E, Carballeira-Díaz J, Pancotto V, Pérez-Rodríguez P.</i> Contenido total y extraíble con Na ₂ -EDTA de metales pesados en las capas superficiales de suelos forestales de una toposecuencia en Tierra del Fuego (Argentina).	177

<i>Ramírez-Pérez AM, de Blas E, García-Gil S. Estudio de la dinámica del hierro en sedimentos con gas somero.</i>	181
<i>Varela-Silvalde O, Castro D, Pontevedra-Pombal X, Antelo J. Chemical composition and dynamics of the physico-chemical properties of peatland sub-catchments from the Xistral Mountains (NW Spain).</i>	185
<i>Queijeiro JM, Rodríguez-Vega I, Vilanova M. Relaciones entre las características del suelo y el “terroir” en los viñedos de la D.O. Ribeira Sacra (Galicia, NO de España).</i>	189
<i>Alexandre C, Baptista P, Silva LL, Marques da Silva JR. Solo e diferenciação do vinho à escala da exploração no sul de Portugal.</i>	193
<i>Cañero AI, Cox L, Hermosín MC, López-Piñeiro A, Albarrán A, Cornejo J. Efecto del tiempo de residencia en el suelo de residuos de alperujo en las propiedades físico-químicas del suelo.</i>	197
<i>Barreiro A, Cachaldora C, Cancelo-González J, Prieto B, Lombao A, Díaz-Raviña M. Influencia del contenido de humedad en el impacto del calentamiento del suelo a altas temperaturas: análisis de las curvas temperatura-tiempo.</i>	201
<i>Lombao A, Barreiro A, Cancelo-González J, Díaz-Raviña M. Caracterización del impacto térmico del incendio en el suelo mediante el análisis de las curvas de calentamiento temperatura-tiempo.</i>	205
<i>de A. Marinho M, de Abreu CA, Paz González A. Nitrogen adsorption and desorption isotherms and soil specific surface in soils of contrasting texture.</i>	209
<i>Sousa JR, Carneiro JP, Figueiro D, Coutinho J. Exatidão e precisão em incubações biológicas in-situ.</i>	213
<i>Hirzel Campos J, Stolpe N. Anaerobic incubation without shaking over a prolonged period as a method to determine mineralizable nitrogen in rice soils.</i>	217
<i>Soriano MD, García-España L, Lloret I. Actividad enzimática en suelos sobre materiales calizos en climas contrastados.</i>	221
<i>García-Campos E, Zorita F, Gil-Sotres F, Leirós MC, Trasar-Cepeda C. Respiración basal y biomasa microbiana en suelos forestados con especies caducifolias y perennifolias.</i>	225
<i>Pérez-Rodríguez P, Martínez Cortizas A. Microbial functional diversity in peatland soils: sole-C-source utilization profiles in Tremeol do Pedrido mire (Galicia, NW Spain).</i>	229
<i>Pose-Juan E, Igual JM, Curto N, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. Cambios en las comunidades microbianas de un suelo enmendado con residuos orgánicos en presencia del herbicida mesotriona.</i>	233
<i>Gómez I, Franco-Andreu L, Rodríguez-Morgado B, Martínez de Alba MJ, Osta P, García-Martínez AM, Parrado J, Tejada M. Incidencia de etridiazol en las propiedades bioquímicas del suelo.</i>	237
<i>Rodríguez-Morgado B, Franco-Andreu L, Martínez de Alba MJ, del Toro M, Tejada M, Gómez I, Parrado J. Evolución de flazasulfuron en suelos enmendados con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo. Efecto en la actividad deshidrogenasa del suelo.</i>	241

<i>Álvarez-Martín A, Ordax JM, Bending GD, Barnes C J, Pose-Juan E, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. Mecanismo de disipación de tebuconazol en un suelo enmendado con residuos de champiñón y su incidencia en comunidades microbianas del suelo.</i>	245
<i>Lombao A, Barreiro A, Martín A, Gómez E, Fontúrbel MT, Vega JA, Fernández C, Carballas T, Díaz-Raviña M. Actividad microbiana tras el calentamiento del suelo a bajas temperaturas.</i>	249
<i>Barreiro A, Lombao A, Gómez E, Martín A, Cancelo-González J, Carballas T. Díaz-Raviña M. Actividad y biomasa microbiana tras el calentamiento del suelo a altas temperaturas y diferente contenido de humedad.</i>	253
<i>Fernández-Calviño D, Garrido-Rodríguez B, Arias-Estévez M, Díaz-Raviña M, Álvarez-Rodríguez E, Fernández-Sanjurjo MJ, Nuñez-Delgado A. Efecto de la adición de concha de mejillón a suelos ácidos sobre el crecimiento de las comunidades bacterianas.</i>	257
<i>Fraga I, Marques G, Pinto AL, Carneiro JP, Soares D, Surgy S, Coutinho J, Fangueiro D. Animal slurry pre-treatment and soil application method: impact on soil microorganisms and enzymatic activities.</i>	261
<i>Fraga I, Surgy S, Monteiro FG, Coutinho J, Bezerra R, Fangueiro D. Effect of cattle slurry amendment on soil enzymatic activity: impact of slurry treatment and application method.</i>	265
<i>Nunes JD, Mouquinho L, Alexandre C, Martins MR. Quantificação da actividade de algumas enzimas em solo de cultura de arroz, e sua modulação em presença de As (III).</i>	269

SESIÓN 3: USO Y MANEJO DEL SUELO.....273

<i>Fernández-Moya J, Alvarado A, Verjans JM, San Miguel-Ayanz A, Marchamalo-Sacristán M. Teak (<i>Tectona grandis</i> L.f.) plantations productivity related to soil fertility in Panamá.</i>	275
<i>Comino F, Aranda V, Domínguez-Vidal A, Ayora-Cañada MJ, Calero J. Predicción de parámetros edáficos de fertilidad en suelos de olivar mediante espectroscopía infrarroja.</i>	279
<i>Castro Pinto J. Estudo da fertilidade dos solos cultivados com milho em Portugal e suas conseqüências para a adubação.</i>	283
<i>Hirzel Campos J, Rodríguez F. Response of rice to increasing nitrogen rates in five soils with different mineralizable nitrogen levels.</i>	287
<i>Fangueiro D, Vasconcelos E, Roboredo M, Ribeiro H, Cabral F, Coutinho J. Crop and soil response to phosphorus application through different types of manure.</i>	291
<i>Sánchez-Navarro A, Ortiz-Silla R, Ortega-Bolarín MC, Delgado-Iniesta MJ. Estudio preliminar de la evolución del contenido de materia orgánica de un Kastanozem Petrocálcico sometido a diferentes tipos de manejo y su influencia en el desarrollo y la estabilidad estructural.</i>	295

<i>García-Díaz A, Sastre Rodriguez B, Bienes Allas R.</i> Influencia de las cubiertas vegetales sobre la materia orgánica del suelo en un olivar en clima mediterráneo semiárido.	299
<i>Rodríguez-Salgado I, L. Cutillas-Barreiro L, Díaz-Raviña M, Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M.</i> Seguimiento de la mineralización de C en suelos de viñedo ácidos enmendados con residuos vitivinícolas.	303
<i>Rodríguez-Salgado I, Pérez-Rodríguez P, Díaz-Raviña M, Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M.</i> Evaluación de la amonificación en suelos de viñedo enmendados con un residuo vitivinícola.	307
<i>Fangueiro D, Bichana A, Surgy S, Cabral F, Coutinho J.</i> Impact of slurry acidification on nitrogen dynamics after soil application.	311
<i>Illera-Vives M, López-Mosquera ME, Ribeiro HM.</i> Estudio de la mineralización del carbono en un suelo enmendado con un compost a base de algas y restos de pescado.	315
<i>Horta C, Ribeiro P, Batista M, Carneiro JP, Roboredo M, Torrent J.</i> Valorização agrícola de resíduos orgânicos de pecuária: avaliação da fitodisponibilidade em fósforo.	319
<i>Carneiro JP, Soares D, Monteiro J, Surgy S, Pereira, Coutinho J, Trindade H, Fangueiro D.</i> Efeitos agronômicos resultantes da utilização de diferentes técnicas de aplicação de chorume ao solo.	323
<i>Seco-Reigosa N, Cutillas-Barreiro L, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M, Fernández-Sanjurjo MJ, Núñez-Delgado A, Álvarez-Rodríguez E.</i> Metales pesados en praderas fertilizadas de A Pastoriza (Lugo) y en suelos de referencia.	327
<i>Boluda R, Rodríguez Martín JA, Ramos-Miras JJ, Gil C.</i> Heavy metal contents in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). Study of spatial relations using a geostatistical analysis.	331
<i>Almendros P, Alvarez JM, Gonzalez D, Obrador A.</i> Efecto de la adición de una turba comercial en la asimilabilidad del cobre, zinc, hierro y manganeso de un suelo en el que se ha cultivado trigo.	335
<i>López-Fabal A, Barros R, Fernández A, Seoane S, López-Mosquera ME.</i> Evaluación de la eficacia acidificante de diferentes formatos de azufre sobre tres suelos en condiciones controladas.	339
<i>López-Mosquera ME, López-Fabal A, Illera M, Blanco I, Gigirey B, Fernández A, Seoane S.</i> Efectos de distintos formatos de S como enmienda acidificante en cultivo de colza.	343
<i>Marques G, Fraga I, Pinto A L, Surgy S, Coutinho J, Bezerra R, Fangueiro D.</i> Application of acidified slurry to soil: impact on soil microorganisms and enzymatic activities.	347
<i>Botelho M, Cruz A, Beozzi S, Anacleto A, Vasconcelos E, Ribeiro H.</i> Poda mecânica e corretivos orgânicos: efeito sobre algumas características do solo e sobre o rendimento e vigor de uma vinha de Syrah.	351
<i>Seoane S, López-Fabal A, Illera M, Fraga F, Blanco I, López-Mosquera ME.</i> Evaluación de la eficiencia de distintos formatos de azufre como enmienda acidificante en cultivo de maíz.	355

<i>Surgy S, Vasconcelos E, Girão F, Coutinho J, Fangueiro D. Potential nitrogen leaching in five contrasting soils amended with treated and untreated cattle slurry: a soil column experiment.</i>	359
<i>Surgy S, Cabral F, Coutinho J, Fangueiro D. Potential nutrients leaching from soil amended with treated and untreated pig slurry.</i>	363
<i>Brito LM, Reis M, Mourão I. Avaliação de compostos de Acácia como corretivos do solo e componentes de substratos hortícolas.</i>	367
<i>Lag-Brotans A, Navarro-Pedreño J, Gómez I. Soil effects of sewage sludge compost used for bioenergy crop cultivation in the agrarian region of San Felipe Neri (Alicante).</i>	371
<i>Pose-Juan E, Rodríguez-Cruz MS, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ. Comportamiento de los herbicidas triasulfuron y petoxamida en un suelo enmendado con residuos orgánicos: Adsorción y degradación.</i>	375
<i>Álvarez-Martín A, Ordax JM, Rodríguez-Cruz MS, Sánchez-Martín MJ. Movilidad de tebuconazol en un suelo enmendado: Efecto de diferentes factores implicados en este proceso.</i>	379
<i>Undabeytia T, Galán-Jiménez MC, Gómez-Pantoja E, Morillo E. Formulaciones del herbicida Imazaquín basadas en arcillas pilareadas para reducir su lixiviación en suelos.</i>	383
<i>López-Cabeza R, Celis R, Gámiz B, Hermosín MC, Cornejo J. Evaluación del efecto de la adición de alperujo en el comportamiento enantioselectivo del fungicida metalaxil en suelos agrícolas.</i>	387
<i>Cabrera A, Celis R, Cornejo J, Hermosín MC. Adsorción de triciclazol en arcillas: efecto en el comportamiento en agua y en un suelo aluvial.</i>	391
<i>Calderón MJ, de Luna E, Jurado A, Gómez JA, Cornejo J, Hermosín MC. Seguimiento estacional de terbutilazina y oxifluorfen en un olivar de laboreo tradicional.</i>	395
<i>Rodríguez-Morgado B, Franco-Andreu L, Martínez de Alba MJ, Gómez I, Parrado J, del Toro M, Tejada M. Comportamiento de MCPA en suelos enmendados con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo. Efecto en propiedades bioquímicas del suelo.</i>	399
<i>Fernandes-Silva AA, Fonseca F, Almeida A. Rega deficitária em olivais de Tras-os-Montes: apresentação de um projecto em fase de instalação.</i>	403
<i>Reinaldos D, García I, González V, Sánchez ST, Salvador M, Sánchez JA. Efecto del fertirriego en suelos dedicados al cultivo del almendro en condiciones semiáridas.</i>	407
<i>Calero J, Comino F, González P, Aranda V. Una nueva propuesta de evaluación de la calidad del suelo y su aplicación en el olivar de Jaén.</i>	411
<i>Rodríguez-Seijo A, Arenas-Lago D, Lago-Vila M, Andrade ML, Vega FA. Índice de calidad de suelos desarrollados sobre una cantera de serpentinita (Moeche, NO España).</i>	415
<i>Lázaro-López A, Notario J, Hernández Z. Propuesta de zonificación de suelos vitícolas en la comarca Tacoronte-Acentejo: una herramienta para la gestión territorial.</i>	419

<i>Martins A, Trindade H, Santos J, Santos F, Malheiro A, Falco V, Oliveira A, Cortez I, Figueiredo T, Amador R, Pinto A, Moutinho Pereira J. GreenVitis – Gestão do solo para otimização da produtividade e sustentabilidade do sistema vitivinícola duriense.</i>	423
<i>González-García M, Hevia A, Majada J, Calvo de Anta R, Barrio-Anta M. Predicting growth and yield for <i>Eucalyptus nitens</i> energy crops in Galicia including environmental attributes.</i>	425
<i>García MP, Álvarez B. Sellado de suelos y arqueología: el caso de Complutum (Alcalá de Henares, Madrid).</i>	429
<i>Bienes Allas R, Sastre Rodríguez B, García-Díaz A. Pérdida de suelo y transporte selectivo bajo eventos de lluvia natural de moderada y baja capacidad erosiva en suelos del centro de la Península Ibérica.</i>	433
<i>Fernández-Moya J, Alvarado A, Algeet-Abarquero N, Marchamalo-Sacristán M. Erosión de suelo bajo plantaciones de teca (<i>Tectona grandis</i> L.f.) en Costa Rica.</i>	437
<i>Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, González-Prieto SJ, Gómez MX, Fernández M, Fontúrbel MT, Vega JA, Fernández C, Carballas T. Aplicación de paja para evitar la erosión post-incendio en un suelo afectado por un incendio forestal no controlado (Saviñao, Lugo).</i>	441
<i>Gallardo P, Navarro MC, Ortega E, Valera DL, Asensio C. Rentabilidad del uso de pantallas anti-erosión eólica en cultivos cerealistas del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar.</i>	445
<i>Nogueira C, Fonseca F, Figueiredo T. Propriedades químicas do solo em áreas de montanha cobertas por matos: efeito do fogo controlado.</i>	449
<i>Varela ME, Martins MAS, Machado AI, Faria S, Heitor A, Esteves V, Keizer J. Carbono orgánico de solos após incêndio florestal no Centro de Portugal.</i>	453
<i>Díaz F, Tejedor M, Jiménez C, Hernández-Moreno JM. Efecto del fuego en la evolución de la calidad de las aguas superficiales. Incendio de La Gomera 2012.</i>	457
<i>Sastre B, Bienes R, García-Díaz A. Efecto del manejo del suelo de un olivar sobre la estabilidad de los agregados.</i>	461
<i>Taboada-Castro MM, Rodríguez-Blanco ML, Palleiro L, Taboada-Castro MT. Formación de costra, escorrentía y erosión del suelo: Un ejemplo en suelos agrícolas de Galicia.</i>	465
<i>Gallardo P, Salazar J, Soriano M, Rodríguez C, Lozano J. Análisis de la pérdida de nutrientes en suelos cerealistas del SE español afectados por erosión eólica simulada en túnel de viento: Repercusiones económicas.</i>	469
<i>Braojos V, Torres M, Martín FJ, Ortiz I, Fernández E, Sierra M. Evaluación del efecto de las cubiertas vegetales en suelos de olivar.</i>	473

SESIÓN 4: SUELO, MEDIO AMBIENTE Y SOCIEDAD	477
<i>Balseiro-Romero M, Monterroso C.</i> Influence of soil properties on the leaching potential of fuel volatile compounds.	479
<i>Moyano A, Charro E, García Rodríguez P, García-Sánchez A.</i> Transferencia suelo-planta de ²³⁸ U, ²¹⁰ Pb y ²²⁶ Ra en el entorno de una mina abandonada de uranio (Salamanca, España).	483
<i>Rivas IM, Álvarez E, Fernández-Sanjurjo MJ, Gil Bueno A, Macías F, Monterroso C.</i> Evolución de las características químicas de la escombrera restaurada de la mina de carbón de As Pontes (A Coruña).	487
<i>Rodríguez-Vila A, Covelo EF, Forján R, Asensio V.</i> Uso combinado de un tecnosol elaborado con residuos, biochar y fitorremediación con <i>Brassica juncea</i> L. para recuperar suelos de mina.	491
<i>Cancelo-González J, Prieto DM, Balufo A, Paradelo R, Barral MT.</i> Estudio a escala de microcosmos de barreras permeables reactivas con serrines graníticos y compost para el tratamiento de aguas contaminadas con Cr (VI).	495
<i>Estévez M, González V, Simón M, Sánchez JA, Del Moral F, García I.</i> Utilización de enmiendas para la recuperación de un suelo ácido contaminado.	499
<i>Rodríguez-Seijo A, Millos J, Lago-Vila M, Arenas-Lago D, Andrade ML, Vega FA.</i> Identificación del Pb antropogénico mediante análisis isotópico en suelos urbanos (Vigo, NO España).	503
<i>Lago-Vila M, Arenas-Lago D, Rodríguez-Seijo A, Andrade ML, Vega FA.</i> Fitodisponibilidad de metales pesados en suelos de mina y cantería.	507
<i>Pontevedra-Pombal X, Peña-Rodríguez S, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M, Blake W, Blaauw M, López-Sáez JA, Pérez-Díaz S, García-Rodeja E.</i> Concentración y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y mercurio en un Histosol ómbrico de la Serra do Xistral (Galicia).	511
<i>Carballeira Díaz J, Gómez-Armesto A, Pérez-Rodríguez P, Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC.</i> Contenido y distribución de cobre en suelos dedicados al cultivo de la vid: Indicación Geográfica Protegida de Betanzos.	515
<i>Gómez-Armesto A, Carballeira Díaz J, Pérez-Rodríguez P, Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC.</i> Contenido y distribución de cobre en suelos dedicados al cultivo de la vid: Indicación Geográfica Protegida de Barbanza e Iria.	519
<i>Román A, Navarro-Pedreño J, Gómez I, Almendro-Candel MB, Jordán MM.</i> Variación de propiedades en tecnosuelos preparados con zahorra y compost de biosólido afectados por el desarrollo de plántulas de cebada.	523
<i>Rubio-Bellido M, Morillo E, Villaverde J.</i> Evaluación del efecto de ciclodextrina en la atenuación natural de suelos contaminados por Diurón.	527
<i>Cutillas-Barreiro L, Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC, Fernández-Sanjurjo MJ, Álvarez-Rodríguez E, Núñez-Delgado A.</i> La corteza de pino como bio-adsorbente de Cd, Ni y Pb: experimentos en cámara de flujo agitado.	531

<i>Cutillas-Barreiro L, Pérez-Rodríguez P, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M, Álvarez-Rodríguez E, Núñez-Delgado A, Fernández-Sanjurjo MJ. Niveles de Hg, Pb y Cr en suelos forestales y de pradería en el entorno de una cementera.</i>	<i>535</i>
<i>Cutillas-Barreiro L, Pérez-Rodríguez P, Pontevedra-Pombal X, Arias-Estévez M, García-Rodeja E, Nóvoa-Muñoz JC. Aporte de Hg mediante la caída de hojarasca en dos suelos forestales próximos a una central térmica.</i>	<i>539</i>
<i>Rossini-Oliva S, Leidi EO, Guzmán I, Fernández-Espinosa AJ, Mingorance MD, Peña A. Establishment of a vegetative cover in a mine soil added with urban sewage sludges.</i>	<i>543</i>
<i>Pérez-Rodríguez P, Paradelo M, Soto D, López-Periago JE. Copper inputs to soil via throughfall in vines treated with Cu-based fungicides.</i>	<i>547</i>
<i>Pérez-Rodríguez P, Soto D, Paradelo M, López-Periago JE. Cu losses in foliar wash-off by simulated rainfall in vine leaves (<i>Vitis Vinifera</i>) sprayed with Cu-based fungicides.</i>	<i>551</i>
<i>Romero-Freire A, Linares Contreras P, Martín-Peinado FJ, Díez Ortiz M. Toxicity of arsenic to earthworms <i>Eisenia andrei</i> in soils.</i>	<i>555</i>
<i>Boluda R, Rodríguez Martín JA, Ramos-Miras JJ, Gil C. Ecotoxicidad de suelos del Parque Natural de la Albufera de Valencia.</i>	<i>559</i>
<i>Forján R, Rodríguez-Vila A, Asensio V, Covelo EF. Contribución de enmiendas elaboradas con compost y biochar en la capacidad de sorción de metales pesados en suelo de mina.</i>	<i>563</i>
<i>Santos ES, Abreu MM, Macías F. Fitorremediação assistida e combinada de escombrelas de pirite e gossan da mina de São Domingos.</i>	<i>567</i>
<i>Rubio-Bellido M, Villaverde J, Madrid F, Morillo E. Biorrecuperación de un suelo agrícola contaminado por el herbicida diuron. Aplicación de dos compost, micronutrientes y HPBCD.</i>	<i>571</i>
<i>Cañedo MC, Casás F, Verde R, Calvo de Anta R. Contribución al estudio del comportamiento del arsénico en suelos de Galicia.</i>	<i>575</i>
<i>Galiñanes JM, Casás F, Calvo de Anta R. Contenido y disponibilidad de cobre en suelos de viñedo de la comarca del Salnés.</i>	<i>579</i>
<i>Bolaños Guerrón D, Verde JR, Macías-García F, Antelo J, Macías M. Estudio de la retención de fosfatos en un tecnosol.</i>	<i>583</i>
<i>Antón R, Virto I, de Soto I, Enrique A, Imaz MJ, Bescansa P. Gestión sostenible de suelos de regadío como herramienta para la fijación de CO₂ y la reducción de emisiones de GEI (Proyecto LIFE RegaDIOX).</i>	<i>587</i>
<i>Arias R, Martínez Menes MR, Ríos Berber JD, Rodríguez-Blanco ML, Taboada-Castro MM, Taboada-Castro MT. Cambio climático y producción de sedimentos en una subcuena de la cabecera del río Mero (A Coruña).</i>	<i>591</i>
<i>Cancelo-González J, Díaz-Fierros F. Cambio climático y comportamiento del agua útil en las condiciones ambientales del NO de España.</i>	<i>595</i>

<i>Pontevedra-Pombal X, García-Rodeja E, Valcárcel-Díaz M, Carrera P, Castro D.</i> Dinámica de la temperatura y la humedad de un histosol en la Serra do Xistral (NO Península Ibérica): implicaciones para el balance sumidero-fuente de carbono.....	599
<i>Albaladejo J, García-Franco N, Martínez-Mena M, Ortiz R.</i> Formación de microagregados dentro de macroagregados: un sistema de auto-protección del carbono orgánico del suelo.	603
<i>Segura C, Jiménez MN, Nieto O, Navarro FB, Fernández-Ondoño E.</i> ¡Que veinte años no es nada!: cambios en el carbono orgánico de suelos agrícolas forestados en clima semiárido.	607
<i>Hernández Z, Carral P, Álvarez A, Figueiredo T, Almendros G.</i> El secuestro de C en suelos volcánicos cultivados: ¿Por qué unos suelos acumulan más C que otros?.....	611
<i>Peregrina F, Pérez-Álvarez EP, García-Escudero E.</i> Tasas de secuestro de Carbono y su estratificación a medio plazo (5 y 8 años) en un viñedo semiárido con cubierta vegetal de La Rioja (España).	615
<i>Fonseca F, de Figueiredo T, Vilela A.</i> Impacto da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo.	619
<i>Ibáñez-Asensio S, Moreno-Ramón H, Marqués-Mateu A.</i> Determinación del potencial de secuestro de carbono en un humedal del mediterráneo español: La Albufera de Valencia.	623
<i>Torres-Sallan G, Ortiz O, Carabassa V, Alcañiz JM.</i> Thermal and chemical approaches to assess the stability of a vine stock biochar and cattle manure compost applied to a vineyard soil.	627
<i>Saiz Rubio R, Verde JR, Macías-García F, Macías F.</i> Valorización de plantas invasoras mediante la elaboración de biochar.	631
<i>Moragues-Saitua L, Gartzia-Bengoetxea N, Fernández-Ugalde O, Arias-Gonzalez A.</i> Effect of biochar in water stable aggregate formation.	635
<i>García Ares MT, Macías García F, Bao M, Macías F.</i> Producción y caracterización de biocarbones obtenidos a partir de la pirólisis de carozo de maíz.	639
<i>Alexandre C, Ferreira C, Andrade JA, Fonseca F, Bonito J.</i> Formação em Ciência do Solo nos ensinos básico e secundário em Portugal.	643
<i>Ferreira C, Fonseca F, Alexandre C, Bonito J.</i> Ações de ensino/divulgação do recurso natural solo: propostas didáticas.	647
<i>Tejada M, Gómez IA.</i> El aprendizaje basado en proyectos en la enseñanza de los procesos de degradación y regeneración de suelos.	651
<i>Gómez IA, Tejada M.</i> Nuevas tecnologías aplicadas a la enseñanza de la Ciencia del Suelo.	655
<i>Michelin J, Montagne D, Paradelo R, Vaudour E.</i> Uso de la toposecuencia de Grignon para la enseñanza de conceptos básicos de Edafología en campo.	659
<i>Badía D, Cuchí JA, Casanova J, Martí C, Rodríguez JM, Ayuso JM, Albar J.</i> Herramientas para la transferencia del conocimiento geo-edáfico: aplicación a los viñedos de Secastilla (DO Somontano, NE-España).	663

<i>Eugenio M, Moyano A.</i> El estudio del pH del suelo en el contexto de un curso de métodos de las ciencias naturales.	667
<i>Evelpidou N, Antoniou V, de Figueirido T, Fonseca F, Centeri C, Cordier S, Zucca C, Merino A.</i> International collaboration for the teaching soil conservation.	671
<i>N. Seco Reigosa, M.J. Fernández-Sanjurjo, E. Álvarez-Rodríguez, A. Núñez-Delgado, L. Cutillas-Barreiro, J.C. Nóvoa-Muñoz, M. Arias-Estévez.</i> Adsorción y desorción de Cr(VI) en serrín de pino y cenizas de combustión de biomasa de roble.	673

PRÓLOGO

PRÓLOGO

La Ciencia del Suelo actual se desarrolla entre paradojas. A noticias alentadoras, tales como el reconocimiento por la 68 Asamblea de las Naciones Unidas del “Día del Suelo” (5 de diciembre) y del 2015 como “Año Internacional de los Suelos”, le sigue el abandono definitivo, en el 2014, del objetivo previsto por la Estrategia Europea de Protección del Suelo de llegar a una Directiva del Suelo y a un rango de consideración legislativa del Suelo similar al del Aire, el Agua o la Biodiversidad. Alemania, Reino Unido, Holanda y Austria han votado en contra de la elaboración de la Directiva de Suelos y Francia se abstuvo, lo que llevó al abandono de la idea que se lanzó e ilusionó entre el 2002 y el 2006, pero que no llegó a fructificar a pesar de estar muy cerca en diferentes ocasiones.

Resulta difícil comprender cómo habiendo reconocido la importancia de las “Funciones productivas y ambientales del Suelo” (los servicios ambientales) y la enorme magnitud de las múltiples “Amenazas” que lo afectan se haya llegado a esta situación de volver al punto de partida de la Estrategia (2002), al menos en la consideración legislativa. También resulta extraño que esta noticia haya sido saludada por la principal asociación de la PAC (la asociación de agricultores franceses) como una buena noticia, argumentando que la propia normativa derivada de la PAC ya era suficientemente controladora y no era deseable un incremento de la presión legislativa. Aunque es cierto que es deseable una disminución de la presión burocratizadora que lo invade todo, restando competitividad y capacidad de hacer, resulta extraña esta postura cuando las pérdidas de eficacia productiva del suelo, por erosión, contaminación, etc., en gran parte derivadas de las actuaciones agrícolas, son tan evidentes.

Tampoco son buenas las noticias sobre la evolución de la enseñanza de la Ciencia del Suelo en las Universidades o la continua desaparición de la palabra “suelo” del nombre de multitud de departamentos universitarios y centros de investigación europeos, dentro de una línea de integración del suelo en conceptos más amplios, (Producción Agraria, Producción Silvícola, Medio Ambiente, Ecosistemas,...) pero que, en la práctica, difuminan la importancia y la necesidad de conocer el suelo. Así se ha llegado a la situación actual donde los suelos aparecen en muchos artículos, incluso en revistas de especialización en suelos, sin darles nombre (se analizaron dos suelos ¿?), muestrándolos por criterios de profundidad, pero sin tener en cuenta su organización y sin tener interés en comprender su composición química y mineralógica, sus propiedades físicas, químicas y bióticas o sus procesos y dinámica evolutiva dentro del marco definido por sus factores de formación. Se aplican multitud de técnicas analíticas, se determinan los contaminantes, se proponen soluciones de mejora y técnicas de recuperación de

los suelos por profesionales que ignoran, o no se interesan por los fundamentos básicos de la Ciencia del Suelo en aras de una superespecialización que, aunque facilita la realización rápida de artículos y curriculum investigador, no permite alcanzar una visión holística del suelo. Sería inimaginable que alguien que no conociera el cuerpo humano, su organización y su fisiología y bioquímica, operase a un paciente, pero eso es lo que ocurre cada vez con más frecuencia con los suelos.

Y sin embargo, la transcendencia del suelo es aparentemente reconocida. La FAO crea el Grupo Técnico Intergubernamental de Suelos (GTIS) con sus 27 miembros actuales representativos de los diferentes continentes para asesorar científica y técnicamente a la “Alianza Mundial por el Suelo”. Se admite que la mayor parte de las actividades humanas se realizan sobre suelo y que éste tienen un papel clave en aspectos tan importantes como el suministro de agua de calidad, la producción de alimentos, el control de los contaminantes o ser el mayor sumidero de acción relativamente rápida contra el forzamiento climático, jugando además un papel clave en la urgente necesidad de incrementar la capacidad de adaptación a las modificaciones climáticas para reducir las pérdidas de biodiversidad. Se reconoce la capacidad degradante del suelo para muchos contaminantes y, también, la minimización de la biodisponibilidad y movilidad que ejerce sobre otros; la enorme biodiversidad todavía desconocida que existe en los suelos y el gran potencial que suponen los organismos del suelo y sus mecanismos enzimáticos. Se admite que hay mucho que aprender de los mecanismos del suelo que se oponen al imperativo termodinámico que obliga a la rápida mineralización de los compuestos orgánicos, metaestabilizándolos en diferentes formas de humus que duran más de un siglo e incluso más de un milenio, siendo claros ejemplos de lo que se ha dado en llamar “Carbono recalcitrante”, lo que abre la puerta a la mejora de la valorización y los sistemas de gestión de residuos en un contexto de forzamiento climático. Se sabe que el suelo es el compartimento geoquímico que controla y regula los ciclos biogeoquímicos en la Biosfera, siendo además el único que puede presentar una capacidad amortiguadora frente a los impactos de los cambios y contaminantes de cierta relevancia. Todo ello, y mucho más, debe desarrollarse y aplicarse, demostrando los científicos del suelo a la sociedad, y especialmente a sus dirigentes, que la Ciencia del Suelo es necesaria y que puede dar pautas de aplicación y soluciones innovadoras y sostenibles para los retos crecientes de suministro de alimentos y fibras y de mejora de la calidad ambiental que necesita la población mundial en crecimiento. Ese es el reto y la oportunidad para los edafólogos de hoy y de mañana. Ese debe ser el reto para seguir estudiando y haciendo Ciencia del Suelo.

Felipe Macías Vázquez

CONFERENCIAS PLENARIAS

The Global Soil Partnership

L. Montanarella

European Commission - DG JRC, Via E. Fermi, 2749, I-21027 Ispra (VA), Italy;
luca.montanarella@jrc.ec.europa.eu

Introduction

The Global Soil Partnership (GSP) has been established, following an intensive preparatory work of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) in collaboration with the European Commission (EC), as a voluntary partnership coordinated by the FAO in September 2011. The GSP is open to all interested stakeholders: Governments (FAO Member States), Universities, Research Organizations, Civil Society Organizations, Industry and private companies. It is a voluntary partnership aiming towards providing a platform for active engagement in sustainable soil management and soil protection at all scales: local, national, regional and global. As a “coalition of the willing” towards soil protection, it attempts to make progress in reversing soil degradation with those partners that have a genuine will of protecting soils for our future generations. It openly aims towards creating an enabling environment, despite the resistance of a minority of national governments, for effective soil protection in the large majority of the countries that are genuinely concerned about the rapid depletion of their limited soil resources.

GSP in Action

The GSP partners are the owners of the GSP. Therefore the GSP Plenary assembly is the main decision making body of the partnership. It meets annually and is tasked with all relevant decisions for the GSP, like the approval of the various plan of action, the nomination of the Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS) and the coordination of the Regional Partnerships. The GSP is supported by a Secretariat hosted by FAO (fig. 1).



Figure 1: Organizational structure of the GSP.

The GSP is active in 5 main pillars of action:

- 1- Promote sustainable management of soil resources for soil protection, conservation and sustainable productivity
- 2- Encourage investment, technical cooperation, policy, education awareness and extension in soil
- 3- Promote targeted soil research and development focusing on identified gaps and priorities and synergies with related productive, environmental and social development actions
- 4- Enhance the quantity and quality of soil data and information: data collection (generation), analysis, validation, reporting, monitoring and integration with other disciplines

5- Harmonization of methods, measurements and indicators for the sustainable management and protection of soil resources

For each of these pillars detailed plans of action are developed with the help of specific working groups assembling the most relevant stakeholders and experts in relation to each of the relevant subjects. The highest scientific and technical level is guaranteed by the Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS), as a core component of the GSP.

The Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS)

The ITPS is a scientific panel of 27 high level scientists selected according to a regional balance as follows:

- five from Africa
- five from Asia
- five from Europe
- five from Latin America and the Caribbean
- three from Near East
- two from North America
- two from South West Pacific

Given its intergovernmental nature, panel members are nominated by the FAO Member Countries on the basis of a shortlist prepared by the GSP Secretariat (FAO). The mandate of the panel members is of two years and can be renewed for an additional term of two years (fig. 2). Panel members are acting as independent experts and are not bound to respond to their respective governments. They provide the necessary scientific and technical advice to the GSP as well as to other UN bodies requiring soil related expertise, like the UNFCCC, the CBD and the UNCCD. As a science policy interface, the ITPS operates as similar bodies for other policy areas, like IPCC for climate change, IPBES for biodiversity and the new SPI for desertification.



Figure 2. Members of the 1st Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS) 2013-2015.

The ITPS, at its first meeting in July 2013 has identified its main activities and planned deliverables for its mandate of two years:

- Development of the background scientific and technical evidence towards the inclusion of soils within the sustainable development agenda post-2015, especially in the frame of the outcome of the Rio+20 sustainable development conference. Particularly the

development of a soil related sustainable development goal (SDG) is addressed by this scientific and technical support activity.

-Revision and update of the World Soil Charter. The FAO World Soil Charter was adopted in 1981 by the 21st session of the FAO Conference and establishes a set of principles for the optimum use of the world's soil resources, for improvement of their productivity, and for their conservation for future generations. The basic principles of the Charter are still valid today, but need in some parts some revision and updates in light of the new scientific findings and the rapidly changing environmental and social conditions of the world. A new updated version of the Charter will be submitted for endorsement in 2015.

-Compilation of the new World Soil Resources Report (WSRR). This report is intended as the flagship publication of the ITPS and should be aiming towards the establishment of a fully updated assessment of the status and trends of the global soil resources. It should be forming the reference for future policy decisions at global scale concerning soils and will provide an updated assessment of soil degradation processes after the last Global Assessment of the Status of human-Induced Soil Degradation (GLASOD) of 1990. It is planned to release the new WSRR in 2015, 25 years after GLASOD and in occasion of the UN International Year of Soils 2015.

-Endorsement of the plan of action for the 5 pillars of the GSP. As one of its main institutional tasks, the ITPS is mandated by the GSP plenary to develop and finalize the detailed plans of action for the five main pillars of the GSP. The plans of action form the basis for the GSP activities and require a very detailed analysis of the current status and the necessary immediate actions on the priority areas identified by the GSP partners. The draft plans of action are prepared by specific working groups established by the GSP Secretariat that submit then the first draft versions to the ITPS for finalization. Once finalized and endorsed by the ITPS the GSP Secretariat (FAO) submits the five action plans to the GSP Plenary for final formal approval and subsequent implementation. - Donors are encouraged to provide the necessary financial support to their implementation. A specific trust fund has been established by the GSP to facilitate the financial support by potential donors.

-Establishing relations with other science-policy interfaces like IPCC, IPBES and the SPI of UNCCD. The ITPS has the ambition to provide policy relevant scientific advice and information not only top the GSP, but also to other related UN bodies and conventions. It is well recognized by the climate change community that soils play a crucial role in the global greenhouse gas balance, especially as the major terrestrial carbon sink. Soil related scientific knowledge and information is needed by the UNFCCC to properly take decisions in relation to soils. The need for such data and information clearly emerged in the recent debate around the LULUCF issue. The special attention that this convention is now dedicating to organic soils, like peatlands, will require a substantial scientific input in the near future. Similar requirements are emerging also in other policy areas, like biodiversity and desertification. The recently established IPBES will require substantial support on soil related issues, especially on the recently decided fast track assessment on land degradation. The same applies for the recently established science-policy interface (SPI) of the UNCCD. The ITPS is open to collaborations with all these various organizations and stakeholders and formal contacts are on going between the GSP Secretariat and the various bodies on this matter.

Regional Soil Partnerships

The actual implementation on the ground of the various plan of action of the GSP will have to be coordinated at Regional level. Soil properties and drivers and pressures are very different

in the various parts of the world. Therefore there cannot be “one solution fits it all” approaches. Each action needs to be tailored and adapted to the local conditions. Therefore it is of crucial importance to activate Regional partnerships that can mobilize the existing stakeholders and organizations at national and local level. Seven Regional Soil Partnerships are proposed, following the FAO regional structure. But it is already evident that sub-regional partnerships will have to emerge in order to get closer to the actual realities at local level. Regional and Sub-Regional Partnerships have already been established for Europe, Eurasia, Asia, Near East and North Africa, West and Central Africa, East and South Africa, Mexico, Central America and the Caribbean, South America (fig. 3). More will follow in the near future, as the implementation of the GSP will get more and more operational.

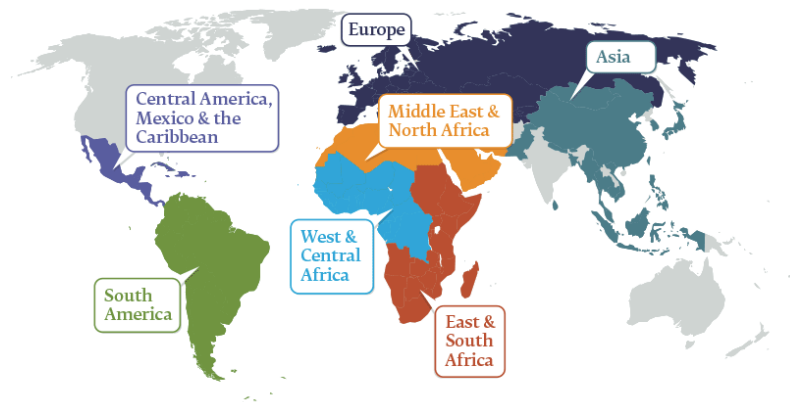


Figure 3. Current areas of world covered by Regional Soil Partnerships (status February 2014).

Conclusions and way forward

The Global Soil Partnership is by now in its full operational phase. In less than two years an effective voluntary partnership has emerged facilitating all those stakeholders and governments that are genuinely committed to soil protection and sustainable soil management. This initiative has proved once more that if there is the will, actions can be implemented also at international and global level. Compared to lengthy processes in other more formal frameworks, this simple voluntary partnership was already able to get into operational mode in a very short time. All its planned bodies and structures are in place and fully operational, its action plans are in their final development phase and are soon ready for full implementation and substantial financial means have been already mobilized by donors. There is great hope that the GSP will trigger the needed pro-active thinking by all involved organizations towards achieving measurable progress in a short time frame on the vital issue of protecting our limited soil resources for future generations. Failing to do so will have catastrophic consequences for all of us. Recognizing that soil resources are of crucial importance for food security, climate change, biodiversity and many other ecosystem services is a first step towards soil protection and sustainable soil management. The recent endorsement by the UN General Assembly of the UN World Soil Day (5th of December) and the UN International Year of Soils 2015 is a major step towards building the framework for global awareness raising initiatives on this crucial issue. As a first achievement of the GSP, this is already an outstanding result of this very young, but already very effective partnership.

References

Luca Montanarella, Ronald Vargas, Global governance of soil resources as a necessary condition for sustainable development, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Volume 4, Issue 5, November 2012, Pages 559-564, ISSN 1877-3435, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.007>.

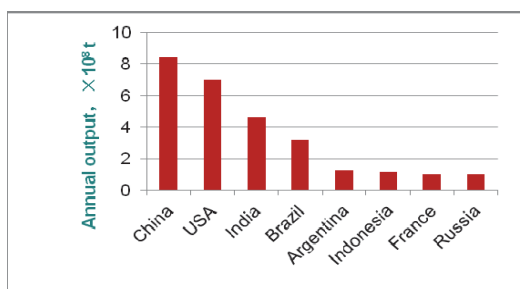
Studies on processing and utilization of organic solid wastes in agriculture

H.T. Zhao, Y.C. Bai, F.X. Yao, X.B. Wang, K. Feng

Department of resources and Environment Science, Yangzhou University, PR China

Straw returning to farmland

The annual output of crop straws in China is over 6×10^8 t, and recycling of such huge amount of biomass residues, instead of burning them in open field by traditional Chinese farmers, is of great importance, not only in the aspect of sustainable development of agriculture but in the aspect of maintenance of healthy eco-environment as well.



Annual output of crop straws in major straw-producing countries

At present, the fates of crop straws in China are as follows: incorporation or returning to field, 36.6% (composting 28%, mulching 25%, incorporating with machines 24%, high stubbles remaining 23%); fuel for cooking and electricity generating, 23.7%; forage, 22.6%; open-field burning / raw materials for industry and mis-discarding, etc., 17%.

One of the most rational ways to recycle crop straws is to directly incorporate them into agricultural field after the harvest of previous crops. However, returning of crop straws in large amount may affect physically, chemically and biochemically the early development of succeeding crops in rotation system and may also produce deep impacts on nutrients cycling in plant-soil system and hence fertilizer use efficiency.

With the support of “Major State Basic Research Development Program of China” , our present research work focuses on: Crop responses to massive straw incorporation in typical cropping systems in China; Decay process of the straws and its impacts to the release of nutrients (e.g. N and P) and active organic C; Responses of soil fertility factors including organic matter, structure, bulk potential to long-term straw incorporation; Impact of straw incorporation on field microbial community and its relation with nutrient transformation and efficiency to crops; Efficiency of fertilizer nutrients, especially N and P, under straw incorporation; Influence of C/N interaction on use efficiency and management of fertilizer nutrients; etc.

Cow manure digested by earthworms and vermicompost used as nursery potting media

In China, the amount of livestock manure produced each year is more than 4.5 billion tons. The continually increased manure poses a threat to the environment. Disorder storage, digestion and application of animal manures contributed a large share in agricultural diffuse

pollution. To decrease environmental impact, manure processing technologies have been developed. Both aerobic composting and biogas were widely used to process the livestock manure. But for many small farms, setting an organic fertilizer plant implies a huge investment; consequently, the manure is often piled up at random and becomes the source of pollution.



Cow dung piled up at random → Eutrophication of water → A large number of fish killed

Based on its unique advantage, earthworms have been paid more attention as an ecological system of manure management. Earthworms have the ability to consume a wide range of organic solid wastes such as sewage sludge, animal manure, crop residues, kitchen wastes and industrial organic refuse. Our recent studies had shown that earthworms could directly digest fresh cow manure without pretreatment through earthworm bio-bed. This technique reduced carbon and nitrogen emissions, and saved disposal costs. Digestion of animal manure by earthworm has three advantages: (1) Processed completely, no secondary pollution, and no potential environment threats; (2) Simple process and flexible scale; (3) Less investment, high efficiency, and good industry prospects.



Cow manure and earthworm bio-bed

Vermicompost can be used as a source of nutrient and soil conditioner, and which also has considerable potential in horticulture as plant growth media. Vermicompost usually has a finer structure and a larger surface area providing strong absorbability and retention of nutrients. The nutrients of vermicompost were readily taken up by the plants. In addition, it contains large amounts of plant growth-promoting bioactive substances and therefore, it is conducive to the growth of the seedlings.



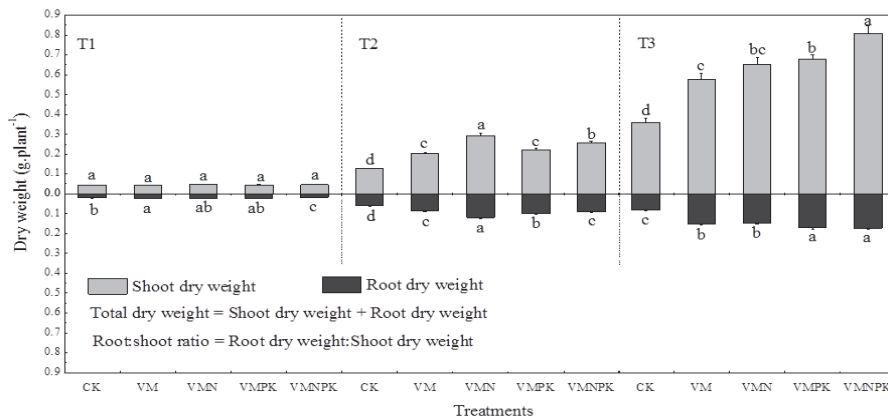
Vermicompost



Nursery substrates



Seedling test



Biomass of the capsicum seedlings at different seedling growth stages. 【CK---Peat media; VM ---Vermicompost-vermiculite mixed media (4: 1, V: V); VMN---VM added urea ($0.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$); VMPK ---VM added both superphosphate ($10.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) and potassium chloride ($1.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$); VMNPK ---VM added urea ($0.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), superphosphate ($10.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) and potassium chloride ($1.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$).】

Mudflat soil amended by sewage sludge as an initial fertility motivator

With the speeding up of urbanization, a large number of mature fields were occupied by the city construction and the supplement of the agricultural land has become an urgent problem to solve, in order to ensure the food security of China. Mudflats of eastern coast have been identified as an important reserved land resource. To transform mudflat into agricultural land, however, the amount of organic matter input is essential.



Mudflat



Sewage sludge used as motivator

Sewage sludge contains large amounts of organic matter and nutrients required for plant growth. We have chosen some kinds of sewage sludge in accordance with the standard as initiating agents which are advantageous to rapid growth of green manure plants and

promoted the biomass accumulation of aboveground plants. By returning biomass into soil, the self-accumulation of soil organic matter has been realized, and the evolution of mudflat soil has been accelerated.



Ryegrass (in 2011)



Sesbania cannabina Pers. (L) (in 2012)



Corn growth (in 2013)



The formation of soil profile

Table 1. Selected chemical properties of mudflat soil at different sewage sludge amendment rates after 3 years (mean±1SE).

Parameters	Sewage sludge amendment rates (t ha ⁻¹)				
	0	30	75	150	300
pH (5:1)	8.80±0.17	8.33±0.20	8.01±0.12	7.51±0.18	7.15±0.26
OM (g kg ⁻¹)	5.15±3.07	14.16±4.27	18.42±1.69	36.96±9.56	35.47±5.11
Salinity (‰)	8.42±0.69	7.17±0.26	6.08±0.31	5.29±0.38	3.42±0.63
Total N (N g kg ⁻¹)	0.42±0.14	0.85±0.27	1.06±0.08	1.76±0.34	1.95±0.21
Total P (P g kg ⁻¹)	0.54±0.00	0.59±0.02	0.62±0.04	0.64±0.03	0.72±0.04
Available P (P mg kg ⁻¹)	9.40±0.60	19.06±4.32	25.86±3.12	44.70±4.97	45.38±2.62

Trinta anos de estudo sobre a qualidade do solo de sistemas florestais em condições mediterrâneas. Tendências e futuro

M. Madeira

Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, tapada da Ajuda, Lisboa, Portugal (mavmadeira@isa.ulisboa.pt)

Introdução. Os estudos da qualidade do solo dos sistemas florestais em Portugal iniciaram-se em meados da década de oitenta com as preocupações dos impactes negativos das plantações intensivas (eucalipto) na qualidade do solo. Assim, foram desenvolvidos reconhecimentos gerais sobre a reacção e disponibilidade de nutrientes e o teor e a natureza da matéria orgânica do solo, bem como estudos de pedogénese experimental para comprovação da especificidade de resultados desses reconhecimentos. Em sequência, foram desenvolvidos estudos detalhados respeitantes à caracterização do ciclo de nutrientes dessas plantações em sítios representativos e à dinâmica da decomposição de resíduos orgânicos, tanto da parte aérea como da subterrânea. A estes estudos de base seguiram-se outros de maior abrangência, envolvendo vários sistemas florestais ou agroflorestais, direccionados fundamentalmente para a avaliação dos sistemas de gestão mais consentâneos com a compatibilização da produtividade e da qualidade do solo dos sistemas florestais intensivos e extensivos e a sustentabilidade dos ecossistemas. Observou-se uma íntima associação entre a qualidade do solo e os sistemas de gestão, mas são necessários estudos de longo prazo para conclusões mais consistentes e desenvolver sistemas de monitorização.

A espécie florestal e a qualidade do solo. As avaliações das características do solo de plantações de eucalipto (instaladas a partir dos anos cinquenta), comparativamente a sistemas pouco perturbados, indicaram modificações negativas acentuadas, associadas nomeadamente à acidificação e à perda de nutrientes do solo; as modificações respeitantes à massa volúmica, porosidade, e condutividade hidráulica e taxa de infiltração não se mostraram tão acentuadas. Porém, tais tendências não poderiam ser imputadas à espécie, dado desconhecer-se o historial do uso da terra anterior às plantações, o sistema de gestão destas e a influência da especificidade do sítio. As modificações nem sempre eram claras e incontroversas, pois não se conheciam as características iniciais do solo, as técnicas de instalação e condução das plantações e de outras características dos sítios considerados (Madeira & Fabião 2012). Assim, foi desenvolvido um estudo de pedogénese (10 anos) para avaliar a influência de resíduos orgânicos de diferentes espécies florestais (autóctones e exóticas) nas características químicas de um substrato mineral, concluindo-se que os resíduos das segundas conduziam a reacção e concentração de catiões básicos no solo mais favoráveis do que os resíduos das espécies autóctones (Madeira & Ribeiro, 1995). Estes resultados, em oposição aos obtidos nas condições das plantações em produção, levaram a concluir que a análise da influência de uma espécie florestal na qualidade do solo tem de ser *obrigatoriamente considerada no âmbito do ecossistema*, ou seja no âmbito do sistema do uso da terra, do sistema de gestão e das especificidade das condições ecológicas dos sítios.

O uso e a depleção de nutrientes. Para o devido entendimento de resultados anteriores também foram desenvolvidos estudos aprofundados sobre os compartimentos e os ciclos de nutrientes de plantações intensivas (eucalipto) – assim como noutros sistemas - para suporte da avaliação dos potenciais efeitos da remoção de biomassa na qualidade do solo, bem como para desenvolver estratégias de aproveitamento dos resíduos de abate, nomeadamente para produção de bioenergia. Ficou demonstrado que o funcionamento dos sistemas florestais intensivos se diferencia dos demais pela rápida transferência de nutrientes do solo para a

biomassa (Madeira & Fabião, 2012), com implicações a curto prazo nas características do complexo de troca e na reacção do solo (Madeira et al. 2012); a intensidade deste padrão está, porém, dependente da natureza do material originário do solo (ou seja, da sua reserva em bases) e, consoante a variabilidade que ocorre nas condições mediterrâneas, tanto pode aproximar-se ou afastar-se da relatada para as plantações florestais das áreas de clima tropical húmido. Em suma, a possibilidade de uso dos resíduos de abate deverá ser considerada de acordo com as características e a resiliência do sítio. Aliás, este facto deve ser considerado na apreciação de resultados contraditórios obtidos em várias regiões da Península Ibérica.

Natureza e acumulação de matéria orgânica. O teor de matéria orgânica (MO) no solo das plantações de eucalipto mostrou-se dependente principalmente das práticas de gestão do solo (Madeira & Fabião, 2012); porém as características dessa MO mostraram uma clara diferenciação quanto à razão C/N e às fracções húmicas (com carácter mais fortemente alifático) (Madeira et al. 1989a). Os estudos de pedogénese experimental referidos (Madeira & Ribeiro, 1995) também mostraram uma reduzida diferenciação dos resíduos das diferentes espécies na acumulação de C orgânico no solo; simultaneamente também revelaram uma reduzidíssima taxa de retenção do C aplicado, ou, seja, *o processo de acumulação de MO no solo dos sistemas florestais devido aos resíduos da parte aérea é um processo bastante lento*. Posteriormente, foi observado que a massa e a dinâmica das raízes tem um rápido efeito no sequestro de C no solo (Katterer et al. 1995; Madeira et al. 2002) das plantações florestais, para o qual deverá contribuir a baixa taxa de decomposição das raízes, a qual se mostrou muito mais lenta do que a dos resíduos da parte aérea. Aliás, a taxa de decomposição das raízes mostrou ser tanto mais lenta quanto menor o respectivo diâmetro; com efeito, após 3.5 anos, a taxa de decomposição de raízes com diâmetro de 10 mm ($0.25 - 0.30 \text{ yr}^{-1}$) foi muito superior à observada para as de diâmetro inferior a 1 mm ($0.13 - 0.11 \text{ yr}^{-1}$) (Figura 1), as que apresentavam teores iniciais de N e lenhina mais elevados e menor razão C/N. Neste contexto, *são indispensáveis estudos de longa duração sobre a produtividade e a decomposição da biomassa subterrânea* (e sua protecção pela fracção mineral) para confirmar esta tendência e o seu papel no sequestro de C e na estabilidade e dinâmica da matéria orgânica no solo.

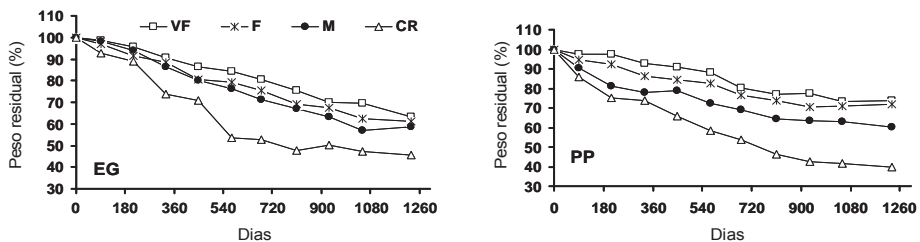


Figure 1. Perda de peso de raízes muito finas (VF; <1 mm), finas (F), médias (M) e grossas (CR, 10 mm) de *Eucalyptus* (EG) e pinheiro (PP), durante 3,5 anos.

Os resultados mencionados sugerem que a proporção de C da produção primária líquida das raízes finas em decomposição e retida no solo poderá ser muito maior do que a associada à folhagem colocada na superfície ou incorporada no solo, como comprovam de modo inequívoco os resultados experimentais obtidos com solos de textura franco arenosa e arenosa (Figura 2). Aliás, este padrão indicia o papel determinante da biomassa radical na acumulação de C no solo de sistemas florestais e está em linha com as diferenças mínimas do teor de C orgânico no solo das plantações de eucalipto onde se tem comparado a remoção ou a manutenção da totalidade dos resíduos de abate (e das camadas orgânicas).

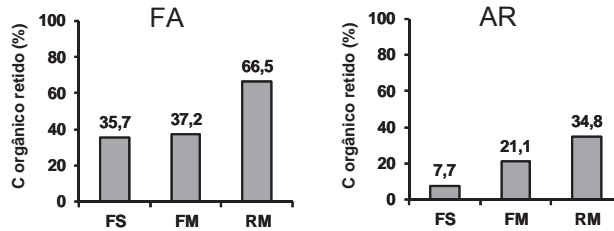


Figura 2. Percentagem de C orgânico (de folhagem na superfície, FS, ou incorporada, FM) de raízes finas (<2 mm; RM) retido em substratos de textura franco arenosa (FA) e arenosa (A) após cinco anos.

O sistema de gestão e qualidade do solo. Na década de oitenta foi observado que o sistema intensivo tradicional de instalação das plantações conduzia a fortes modificações na qualidade do solo, nomeadamente redução no stock de C orgânico (Madeira et al. 1989b), as quais não se recuperavam no período de uma rotação. Daí emergiu a necessidade de identificar a necessidade da preparação intensiva, considerando a produtividade, a qualidade do solo e, em geral, a competitividade. A partir do início da década de noventa foi, então, dada forte ênfase às implicações da gestão dos resíduos de abate (e camadas orgânicas) na sustentabilidade produtiva das plantações de eucalipto, bem como na qualidade dos recursos disponíveis. Foram desenvolvidos sistemas experimentais na Península Ibérica (Jones et al. 1999) para avaliar, em condições ecológicas diferenciadas, o efeito de opções extremas de gestão dos resíduos orgânicos de áreas objecto de replantação. A produtividade e as condições de nutrição das plantações, contrariando os obtidos em várias regiões de clima quente e húmido, onde a retenção de resíduos de abate e das camadas orgânicas se expressa por acréscimo de crescimento e melhoria do estado de nutrição das árvores, não se diferenciaram. A diferença atribui-se à especificidade das condições do clima tipo mediterrâneo. A similitude também foi a regra quanto às características físicas e químicas do solo, não se observando diferenças significativas quanto às bases de troca e de P extraível, aos valores de pH e de Al extraível, bem como à mineralização potencial de N, a qual mostrou um forte predomínio de NH_4^+ relativamente ao NO_3^- (Gómez et al. 2010; Madeira & Fabião, 2012). Porém, a lixiviação de N é fortemente reduzida pela incorporação dos resíduos de abate e pela presença de vegetação herbácea (Gómez-Rey et al., 2007; Gómez et al. 2008), durante os primeiros anos após o abate das plantações de *E. globulus*. Pequenas diferenças também foram observadas no respeitante à quantidade e diversidade da mesofauna e da vegetação sob coberto.

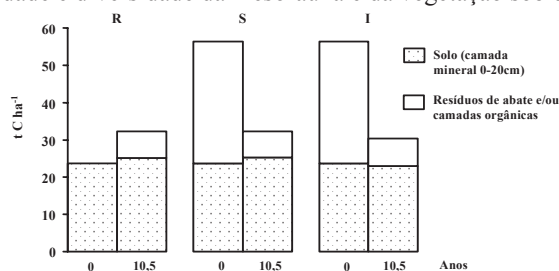


Figura 3 - Quantidade de C orgânico nas camadas orgânicas e minerais do solo em áreas em que os resíduos de abate foram removidos (R), mantidos na superfície (S) ou incorporados no solo (I) (Madeira et al. 2007).

Os diferentes cenários de gestão dos resíduos orgânicos não influenciaram significativamente a quantidade de C orgânico no sistema. No final de uma rotação, a quantidade de C nas camadas orgânicas e minerais do solo era semelhante nos diferentes tratamentos (Figura 3), sugerindo que o sistema apresentou resiliência suficiente para fazer face à remoção dos

resíduos orgânicos. Estes resultados sugerem que o C contido nos resíduos foi essencialmente devolvido para a atmosfera, estando em linha com os obtidos num estudo lisimétrico (Gómez-Rey et al., 2007), em que a remoção ou adição de elevadas quantidades de resíduos orgânicos se mostraram insuficientes para provocar variações de vulto na quantidade de C orgânico no solo. Assim, os resíduos de abate poderão ser utilizados na produção de energia, desde que o sítio apresente a resiliência suficiente, sendo, porém, necessários estudos de longo prazo para suportar tal generalização.

Considerações finais. Os efeitos do tipo e da intensidade de preparação do sítio e da gestão dos resíduos orgânicos na qualidade do solo são específicos para cada sítio, sendo as características do solo e do respectivo material originário elementos decisivos dessa análise. As plantações florestais reduzem a qualidade do solo? A resposta é simultaneamente sim e não. Se por um lado, a gestão intensiva pode criar condições negativas no solo, por outro pode manter e melhorar a qualidade do mesmo; os sistemas de gestão deverão ser adaptados às características dos sítios e do solo. É crucial conhecer a biomassa subterrânea (incluindo o cepo e às raízes estruturais) das plantações florestais, bem como a avaliação da sua contribuição para o balanço do C e de nutrientes do solo, para fundamentar opções de gestão que incluam a remoção total ou parcial do cepo e raízes estruturais. A avaliação dos sistemas de gestão florestal na qualidade do solo deve abranger longos períodos e incluir a monitorização de processos de gradação, mormente a perda de carbono e de solo.

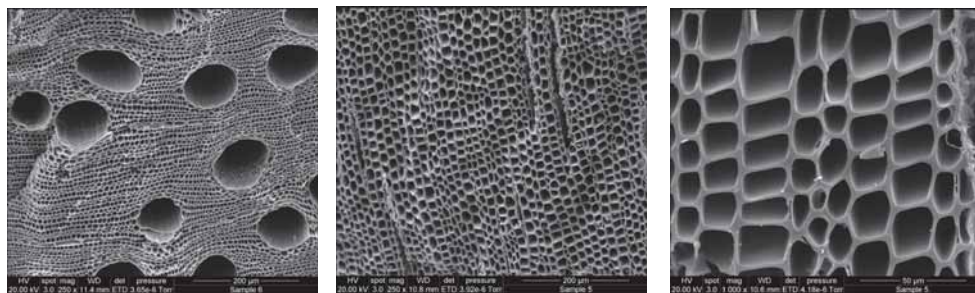
Referências

- Gómez-Rey MX, Vasconcelos E, Madeira M. 2007. Lysimetric study of eucalypt residue management effects on N leaching and mineralization. *Annals For. Sci.* 64(7): 699-706.
- Gómez-Rey MX, Madeira M, Vasconcelos E. 2008. Effects of harvest residue management and legume cover on growth of pine seedlings, nutrient leaching and soil properties. *Annals For Sci.* (www.afs-journal.org; DOI: 10.1051/forest:2008063
- Gómez-Rey MX, Madeira M, Gonzalez-Prieto SJ, Coutinho J. 2010 - Soil C and N dynamics within a precipitation gradient in mediterranean eucalypt plantations. *Plant and Soil* 336 (1): 157-171.
- Jones H E, Madeira M, Herraéz L, Dighton J, Fabião A, Gonzales-Rio F, Fernandez-Marcos M, Gómez C, Tomé M, Feith H, Magalhães MC, Howson G. 1999. The effect of organic-matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manag.* 122(1-2): 73-86.
- Kätterer T, Fabião A, Madeira M, Ribeiro C, Steen E. 1995. Fine-root dynamics, soil moisture and soil carbon content in a *Eucalyptus globulus* plantation under different irrigation and fertilization regimes. *For. Ecol. Manag.* 74(1-3): 1-12.
- Madeira M, Andreux F, Portal J. 1989a. Changes in soil organic matter characteristics due to reforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. *Sci. Total Environ.*, 81/82: 481-488.
- Madeira M, Fabião A. 2012. Implicações da remoção da biomassa florestal residual nas características do solo e na sustentabilidade da produção. Relatório efectuado no âmbito do protocolo entre a Altri Florestal, o ISA e a ADISA com vista à avaliação técnico-científica de impactes de sistemas de gestão e exploração florestal. ADISA, ISA/CEF, Lisboa.
- Madeira M, Fabião A, Carneiro M. 2012. Do harrowing and fertilisation at middle rotation improve tree growth and site quality in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations in Mediterranean conditions?. *European J. For. Res.* 131(3): 583-596.
- Madeira M, Fabião A, Pereira J S, Araújo M C, Ribeiro C. 2002. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *For. Ecol. Manag.* 171(1-2): 75-85.
- Madeira M, Melo G, Alexandre C, Steen E. 1989b. Effects of deep ploughing and superficial disc harrowing on physical and chemical soil properties and biomass in a new plantation of *Eucalyptus globulus*. *Soil Till. Res.* 14(2): 163-175.
- Madeira M, Ribeiro C. 1995. Influence of leaf litter type on the chemical evolution of a soil parent material (sandstone). *Biogeochemistry*, 29(1): 43-58.

Biochar research and technology: what's next?

M. Camps Arbestain

Massey University, New Zealand; m.camps@massey.ac.nz



Despite its black and dusty appearance to the naked eye, at microscale, wood biochar reveals a complex and stunning structure, with thousands of regular-size hollows that make it resemble a honeycomb. From a soil science perspective, though, the view of this microstructure produces many additional thoughts. Soil physicians will tend to look at biochar as a tubular assembly, through which – if it is not too hydrophobic – water may flow and where it can be stored. The porous structure of biochar, on the other hand, is likely to provide microorganisms with a highly suitable habitat to colonise. A soil microbiologist will therefore envisage biochar pores as an environment to protect microbes from predation and desiccation, and as a source of some nutritional needs. In this sense it should be noted that, although the biochar stability makes it an unlikely major source of carbon and/or energy after any initial condensates have been decomposed, biochar surfaces are able to retain mineral nutrients and organic compounds suitable to fulfil microbial needs. The water content status of this porous structure will affect gas diffusion. This, in turn, will influence the nature and function of microbial communities inhabiting biochar pores, which may have implications for the fluxes of greenhouse gases, such as N_2O . Conversely, soil chemists will visualise the aromatic biochar as a highly condensed structure having some redox activity, in spite of its high stability. In fact, the electron-donating properties of aromatic areas with a high density of π -electrons may explain the surface oxidation of charcoal particles with ageing, and the subsequent formation of O-containing functional groups responsible for the high surface reactivity of weathered biochar particles.

Not all biochars have a regular microstructure. High-ash biochars (e.g., poultry litter, sewage sludge) are predominantly amorphous and heterogeneous, and have very intricate surfaces and internal properties. As soil mineralogists have illustrated, the mineral components of the ash fraction present within the carbon structure of biochar differ in the range of structural ordering. It is in this mineral fraction that most plant nutrients are encountered (e.g., P, K, Ca), although N is mostly found in the organic structure as heterocyclic N, and thus in a non-available form. Soil scientists who have specialised in soil fertility may therefore focus both on the role of biochar as a source of nutrients, in particular of high-ash biochars, and on the cation exchange properties that develop at their surfaces with ageing. The availability of some nutrients is highly pH-dependent, and will be affected by the liming properties of high-ash biochars. Revealing the fate of the different elements present in both the inorganic and organic components of biochar is the aim of soil biogeochemical studies, with a crucial

emphasis on the residence time of carbon in biochar. Finally, soil environmental chemists concentrate on the safety of biochar with regard to human and environmental health, with a main focus on the presence and availability of organic pollutants and heavy metals in biochar.

Specific studies are definitely needed on the effects of biochar on soils from the view points of different soil science disciplines, as these different approaches will produce the most important advances. However, our understanding of the effect of biochar on soils will remain poor and generally unable to be applied if the knowledge acquired is not integrated within a unified doctrine that considers the soil as a whole. Moreover, the design of adequate biochars for different soil and crop needs should be carried out through joint research with the biochar engineering discipline, which is also responsible for developing the technological and economical aspects of the production of biochar. The knowledge needed to determine the feasibility of the use of biochar as an amendment for soils should come not only from the integration of the different soil science disciplines, but also from interactions with other fields of knowledge. As soil scientists it is our responsibility, however, to understand the extraordinarily heterogeneous nature of soils, and how their internal organization, components and properties will vary in response to biochar addition. We can only act on soils, e.g., applying biochar to them, if we have a comprehensive understanding of their present and future characteristics, so that we can optimise this resource in a sustainable manner.

A soil's eye view of human history

W. Chesworth

University of Guelph, Canada; wcheswor@uoguelph.ca

From the standpoint of the natural scientist, human history is best approached as a branch of biology and Charles Darwin's idea of Natural Selection is the entry point. Popularly known as the Struggle for Survival, it imposes three imperatives on life. These are the drives to eat, to survive, and to reproduce. The battle to find food and avoid starvation is the most fundamental of the three, and is the longest war humanity has ever fought. Agriculture has been our most successful strategy in this war and over the last 10,000 years the farmer has domesticated the Earth. Justin Smith puts it this way: "We are all being homogenized, subjected to uniform standards, domesticated. A curiosity that might help to drive this home: At present, the total biomass of mammals raised for food vastly exceeds the biomass of all mammalian wildlife on the planet (it also exceeds that of the human species itself)."

We call the astonishing by-product of this domestication of the Earth, civilization, and it is the surplus of food harvested on the farm that has paid for it. From this perspective, human history is little more than a footnote to the agricultural revolution of the Neolithic. That it has been a war is implicit in the question asked by Australian biologist Angus Martin: "how many millennia of deforestation, dust storms and soil erosion has it taken for us to realize that our agricultural methodology has had serious flaws in it from the start."

Before *Homo sapiens* arrived on the scene, the struggle for survival created the intricate complex of food webs that has sustained the terrestrial biosphere for almost 4 billion years. At its heart is a Geofertility Cycle of internal and external geological processes that maintains the soil, the geological material that is crucial to life on land, and through agriculture is central to the well-being of civilization.

A couple of quotations are appropriate here. First Aldo Leopold in a 1933 Address to the American Association for the Advancement of Science in Las Cruces, New Mexico, said "the reaction of land to occupancy determines the nature and duration of civilization". Earlier, Edward M. East in his 1924 book *Mankind at the Crossroads* was more specific: "common brown earth is the limiting factor which shall determine not only the number of people the world can contain but also the comfort and therefore the final trend of their civilization."

The Geofertility Cycle makes soil naturally by a 6-step recipe: 1. Take a fresh, nutrient-rich rock produced by internal processes such as volcanism and orogeny, or excavated by erosive forces such as glaciation; 2. Place it in a biome with a humid climate for best results; 3. Temper it into a soil parent material by weathering; 4. Let the forces of erosion spread it around; 5. Leave it to mature into a soil appropriate to the biome it occupies; 6. When it becomes infertile or is removed by continuing erosion, return to step 1.

Farmers intervene in this life cycle of soil at step 5 and as a powerful agent of global change their intervention defines the Anthropocene. By learning to cultivate soil, and with an increasing use of inanimate sources of energy, we have out-competed other animal species in all of the major biomes. Their habitats became our habitats to create a new food web, where all roads lead to us. In particular all or significant parts of the temperate grassland, temperate forest and Mediterranean biomes have become dominantly our granaries, orchards and gardens. Throughout prehistory and history a vast human scar on the land has grown and cultivation has modified in some measure about sixty percent of all soils.

As an illustration consider the Mississippi watershed before and after the advent of agriculture. Before the farmer's intervention, the original soils were totally contingent on geology for their fertility. Western mountains and volcanoes created by a collision of tectonic plates within the last tens of millions of years provided fresh rock, which eroded into the

watershed and weathered to provide nutrient-rich sediment to be distributed throughout the centre of the continent. In the last two million years continental ice sheets pushed down from the north and excavated fresh rock to add a second pulse of nutrient-rich material. Wind and water spread it around and the whole smorgasbord became the parent materials of soils that supported the great grasslands of the North American prairies.

After the farmer took over, these fertile prairie soils became the farmland that has been called the world's greatest breadbasket. To begin with, the inherent fertility of the soils was an important asset, but now it is irrelevant. Today's farmer depends upon human additions to wring out the high productivity needed to support modern society at an American or Western European level of affluence. This involves a kind of hot-wiring of the landscape with agrichemicals of so radical a nature that natural ecological functions of soil and water are inevitably compromised. The damage even extends to the ocean. Excess sediment and chemicals flushed into the Gulf of Mexico are responsible for a 500 km long dead zone west of the Mississippi delta.

The vulnerability of soil to this treatment makes for an insecure food production system, and an insecure (or inadequate) food system has been advanced as the reason for the decline and fall of societies as small as the island of Rapa Nui (Easter Island) or as great as the Roman Empire. Yet two notable civilizations, the Egyptian and the Chinese, have sustained themselves agriculturally for 5,000 years or more. If they can do it, why can't we?

The answer to this question is that Egyptian and Chinese farmers are simply more geologically fortunate than farmers elsewhere on the planet. The Egyptians farm land that could rely upon a steady supply of water from the Nile, and a predictable yearly flood that delivered fertilizing silt originating in the weathering of fresh volcanic rocks in the Ethiopian highlands. It kept the system going almost on automatic pilot until the completion of the Aswan High Dam in the late 1960s trapped the fertilizing sediment in Lake Nasser. As a consequence Egypt, at one time the "Granary of Rome", is now one of the largest importers of agricultural fertilizer per capita in the world. Additionally, evaporation from Lake Nasser has created a water-deficit in the lower Nile that has allowed sea-water incursion into the farmers' fields of the Delta.

Chinese agricultural history tells a similar story, with 5,000 years of continuous cultivation guaranteed geologically. Erosion by wind out of the Gobi Desert carries the silt known as loess which is the parent material of fertile soils in Northern China, and the Huang Ho spreads it further eastwards towards the sea. However, agricultural intervention has always been a major cause of massive erosion in the light soils, and flooding in the flood plain has historically been an ever present danger to the millions of people who live downstream.

The truth is that we have never invented a truly sustainable agriculture, and our current system is as far from being sustainable as any system we have ever devised. Soil is disregarded now that agriculture has become an alchemist's exercise in converting oil and gas into food. For about 250 years the most advanced societies on Earth have accepted a kind of solipsistic view in which ecology is seen as an "externality", and limits to the growth of the human economy go unrecognised.

Science provides a more realistic road-map to the real world outside our heads, and over that same 250 years scientists have discovered and continue to refine a great deal of useful and reliable knowledge about the actual experience of day-to-day living. For example there is the principle of the conservation of matter that allows us to account in detail the movement of the materials used in our economic activities and to quantify such beliefs of folk wisdom as the sayings that that you can't get something from nothing, there's no free lunch, and that when you throw something away it doesn't become nothing. We also know that when we use energy it will eventually dissipate into an unusable form. This is the implacable second law of thermodynamics and we call the dissipation an increase in entropy. We commonly interpret

an increase in entropy in our lives to be equivalent to a degradation of our surroundings and as such the second law of thermodynamics is undoubtedly the first law of agriculture. Another default we recognize thanks to modern science is that we are embedded in a finite biosphere on a finite planet and that we are animals that have been shaped by that inescapable “struggle for survival”.

These are some of the important default conditions of life in the biosphere that have been largely ignored by the politicians and economists who have been in charge of the West since the Industrial Revolution. It should come as no surprise that massive crashes such as those of 1929 and 2008 would occur. Clearly, our first order of business for a sustainable civilization is a sustainable agriculture within an economic system that conforms to the default conditions of life in the real world.

Perhaps Wes Jackson and his colleagues at the Land Institute in Kansas offer the best hope. They point out that before agriculture, terrestrial biomes ran on actual rather than fossil sunlight, and recycled materials to yield as much fixed carbon per year as farmers’ fields do. Renewable biodiversity with contemporary sunlight paid the same bills that the farmer of today pays unsustainably with the fossil sunlight of oil and gas and the help of non-renewable, polluting inputs. An agriculture on the more natural model of the Land Institute would be sustainable for a longer period of time than our current industrial agriculture, and would be a necessary prerequisite for greater sustainability in other sectors of society. If they get it right, Jackson and his colleagues think that we could win another 10,000 years of civilized life. Most of us would settle for that.

That would still leave us with problems, the obvious one, often referred to as “the elephant in the room”, being the size of the human population. Every measure of our impact on the Earth, from the need for food, fresh water, and space to live and to treat our wastes, the resources for agriculture, industry and technology, and the concomitant environmental deterioration of air, water and soil, all follow the exponential growth of the human population since the Industrial Revolution. Clearly we could help the cause of sustainability by decreasing our numbers, decreasing our demands on the biosphere, or both. Needless to say, these are choices we have never been able to make as a global community. Indeed, working towards a smaller population always inspires strong opposition, secular as well as religious; and even in the absence of social strictures, our Darwinian hard-wiring would make it difficult to keep numbers low.

More than half a century ago, the American geochemist, Harrison Brown, concluded that our high-grade resources would eventually run out, but that we could continue to live well off low-grade ones. He believed that in principle, population could be stabilized, and all of humanity adequately fed. The downside was that this stabilization would probably require a completely controlled, collectivized industrial society. In other words “the end of history” that he predicted was not the American-style, liberal, capitalist democracy foreseen by Francis Fukuyama in *The End of History*, but something more like Mao’s China.

We have to act now said Harrison Brown if we are to save civilization. With each barrel of oil used, each additional mouth to feed, each centimeter of topsoil lost, the situation would become ever more intractable. Unfortunately we are a hopeful species, deaf to warnings of doomsday and Brown’s “act now” has been ignored for 60 years. His advice may be moot anyway, considering that global warming could take ambient conditions on the land surface beyond the comfort zone we have known since the last glaciation, and that made a civilization based on agriculture possible in the first place. That would be the ultimate irony for civilization – a scorched earth ending to a farming system that right from the start waged a scorched earth policy in its war against the biosphere.

Bill Rees, inventor of the concept of the ecological footprint has said that sustainability is the greatest collective exercise we could ever undertake, I think it’s a forlorn hope, but as Darwin

said “It is not the strongest of the species that survives, nor the most intelligent that survives. It is the one that is the most adaptable to change.”
Finally, I take Aldo Leopold’s words to heart: “We shall never achieve harmony with land, any more than we shall achieve absolute justice or liberty for people. In these higher aspirations, the important thing is not to achieve but to strive.”

COMUNICACIONES

**SESIÓN TEMÁTICA 1:
EL SUELO EN EL ESPACIO Y EL TIEMPO**

Génesis de un horizonte nátrico en antiguos suelos de cultivo en una zona árida (Tenerife, Is. Canarias)

C.M. Armas-Herrera^{1*}, J.L. Mora², A. Rodríguez-Rodríguez³, C.D. Arbelo³

¹ INRA unité AgroImpact de Laon-Mons, Barenton-Bugny, Francia; *Cecilia.Armas-Herrera@laon.inra.fr

² Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Universidad de Zaragoza, España

³ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, España

Resumen

Se investigó la existencia de horizontes nátricos en suelos de zonas áridas del sur de Tenerife y su posible relación con su antiguo uso agrícola. Se apuntan como posibles desencadenantes el riego con aguas de mala calidad y los efectos del laboreo sobre la circulación de agua en el suelo. El proceso ha generado efectos duraderos en el suelo que dificultan el crecimiento de las raíces y restringen el flujo de agua y solutos en el perfil.

Introducción

La sodicidad es un fenómeno característico de suelos de regiones secas, donde la escasez de agua dificulta el lavado del sodio procedente de las masas de agua salada o de la alteración de determinados materiales geológicos (Duchaufour, 1984). Los suelos salino-sódicos presentan propiedades similares a las de otros suelos salinos debido a la elevada concentración del electrolito, que mantiene adsorbido el sodio y floculados los coloides (Richards, 1980). Sin embargo, una reducción en la salinidad puede facilitar la hidrólisis del sodio intercambiable, dando lugar a la formación de hidróxido sódico y a la alcalinización del suelo, y favorecer la dispersión de la arcilla y la solubilización de la materia orgánica, las cuales pueden sufrir translocaciones a capas subyacentes dando lugar a horizontes nátricos (Driessen et al., 2001). En las Islas Canarias, hasta un tercio de la superficie alberga suelos sódicos (PSI > 15 %), localizados sobre todo en las zonas más bajas de las islas, áridas y expuestas al spray marino (Rodríguez Rodríguez y Mora, 2000). Hasta la fecha, no se han descrito en Canarias procesos de sodificación conducentes a la génesis de horizontes nátricos. Arbelo et al. (2006) describieron la alcalinización natural de algunos suelos de la isla de Tenerife desarrollados sobre materiales parentales ricos en sodio, en condiciones de una salinidad atenuada por una menor aridez y proximidad al mar. Algunos suelos sódicos de las islas de Fuerteventura y Lanzarote presentan también horizontes de acumulación de arcillas, pero se los considera resultantes de una argiluviación antigua ocurrida bajo un clima húmedo diferente del actual y salinizados-sodificados en época más reciente (Rodríguez Rodríguez y Mora, 2000). En el presente trabajo, investigamos la existencia de horizontes nátricos en los suelos de una zona árida del sur de Tenerife y analizamos los posibles desencadenantes de su formación y sus efectos sobre la dinámica de sales del suelo, su funcionamiento hidrológico y el desarrollo de la vegetación.

Material y métodos

El estudio se realizó en el Malpaís de La Rasca, una llanura costera conformada por coladas basálticas pleistocenas, situada en el extremo sur de Tenerife y declarada como Reserva Natural en 1992. El clima es cálido (22,4 °C como promedio) y muy árido, con una precipitación media de 94 mm año⁻¹. La vegetación típica es de tabaibal dulce (*Ceropegio fuscae-Euphorbietum balsamiferae*), un matorral suculento que es la clímax en la zona. El área se mantuvo escasamente perturbada hasta el siglo XX, cuando se implantó en algunos terrenos el cultivo de tomate en regadío. A partir de la década de 1960 se produjo el abandono

del cultivo y la recolonización por la vegetación, dominada en la actualidad por matorrales de sustitución (*Launaeo arborescentis-Schizogynnetum sericeae*) (Del-Arco-Aguilar et al., 1997). Se compararon los suelos de áreas bajo vegetación de tabaibal (no-perturbada) y de matorral de sustitución (antiguo terreno de cultivo) mediante la descripción y muestreo de sendos perfiles de suelo (*Tabaibal* y *Matorral*) en parcelas análogas adyacentes. El análisis de las muestras incluyó la determinación de las características necesarias para la clasificación WRB del suelo, un fraccionamiento de las sustancias húmicas y una cuantificación del contenido de raíces, separadas mediante cribado con un tamiz de 0,5 mm. Además, durante un periodo de dos años analizamos estacionalmente la salinidad, la reacción del suelo y el contenido de carbonatos a 0-15 y 15-30 cm de profundidad, en muestras compuestas obtenidas en tres subparcelas bajo cada tipo de vegetación. El análisis de las sales depositadas a distintas profundidades permite rastrear la circulación del agua y, de este modo, evaluar el efecto de los cambios de uso sobre el comportamiento hidrológico del suelo (Moore et al. 2010).

Resultados y discusión

Los suelos bajo vegetación no-perturbada (*Tabaibal*) y de sustitución (*Matorral*) mostraron carácter salino-sódico el primero y sódico-alcalino el segundo, manifiestos en la presencia de horizontes sálicos y nátricos que los cualifican, respectivamente, como Solonchak y Solonetz (Tabla 1). Se observó disparidad en la distribución de las arcillas, cuyo contenido se redujo con la profundidad en el suelo de *Tabaibal* y aumentó con la profundidad en el suelo de *Matorral*. También presentaron estructuras diferentes: poliédrica o granular bien desarrollada en *Tabaibal*, y masiva en *Matorral*, muy dura además en los horizontes nátricos. En ambos suelos, los contenidos de carbono orgánico total y de huminas disminuyeron con la profundidad y sólo se detectó la presencia de ácidos húmicos en el horizonte superficial (Tabla 1). Sin embargo, se apreció una notable diferencia en la distribución de los ácidos fúlvicos, que alcanzaron su máxima abundancia en *Tabaibal* en el horizonte intermedio y en *Matorral* en el horizonte más profundo, a pesar de que las raíces mostraron una distribución más profunda en *Tabaibal* que en *Matorral*.

Los horizontes superficiales de los suelos bajo vegetación no-perturbada mostraron una gran variabilidad intraanual en su estado salino-sódico (Figura 1), indicadora de significativos flujos de agua y solutos hacia y desde los horizontes subyacentes. El contenido de carbonatos (Figura 1a) alcanzó en invierno sus valores mínimos a 0-15 cm y sus máximos a 15-30 cm; en primavera aumentó mucho a 0-15 cm pero disminuyó sólo un poco a 15-30 cm, indicando un ascenso capilar de carbonatos procedentes al menos en parte de horizontes más profundos (> 30 cm); y se redujo a ambas profundidades durante verano y otoño para volver a ascender a 15-30 cm con las primeras lluvias. Este comportamiento evidencia el ascenso y descenso de los carbonatos en el perfil acompañando al frente de humectación.

En contraste, los suelos bajo matorral de sustitución experimentaron sólo ligeras oscilaciones (Figura 1), indicadoras de una limitada transferencia de solutos hacia el suelo subyacente. El contenido de carbonatos (Figura 1a) varió a lo largo del año manteniendo una correlación negativa entre sus valores a 0-15 cm y 15-30 cm. Estos resultados son consistentes con la presencia de un horizonte nátrico de baja permeabilidad que tendería a restringir el movimiento de agua y solutos a los primeros 20-25 cm del suelo. El duro horizonte nátrico probablemente supone también un impedimento al crecimiento de las raíces, que se observaron muy escasas a partir de esta profundidad en el suelo de *Matorral*.

Los desplazamientos observados de los contenidos de arcilla y de ácidos fúlvicos hacia horizontes subsuperficiales en el suelo de *Matorral* respecto al suelo de *Tabaibal* apuntan con claridad a una génesis del horizonte nátrico como resultado de la iluviación de arcillas y fulvatos sódicos. Dada la similitud en las condiciones de las parcelas, la explicación más plausible del fenómeno señala como el factor desencadenante al antiguo uso agrícola del suelo

de *Matorral*. A ello contribuyó sin duda el riego, a través del lavado de la salinidad natural de los suelos del área. Además, en Tenerife es habitual el riego con aguas bicarbonatadas sódicas que, por sus características, favorecen la alcalinización del suelo (Vargas Chávez 2001).

Tabla 1. Características de los perfiles de suelo estudiados bajo vegetación original y degradada

		Perfil 1: <i>Tabaibal</i> (no-perturbado)			Perfil 2: <i>Matorral</i> (degradado)		
Clasificación WRB		Solonchak hipersálico (sódico, clorídico)			Solonetz háplico (arídico)		
Horizontes		ABw	Bwz	BwCz	BwA	Bt	BtC
Profundidad (cm)		0-22	22-35	35-80	0-22	22-55	55-70
Color Munsell		7.5YR 6/3	7.5YR 6/3	7.5YR 6/4	10YR 6/4	10YR 6/4	7.5YR 5/4
Estructura		Poliédrica fina, muy friable	Poliédrica fina, muy friable	Granular muy fina, muy friable	Masiva, blanda	Masiva, muy dura	Masiva, muy firme
Pedregosidad		Abundante	Abundante	Abundante	Frecuente	Frecuente	Abundante
pH	H ₂ O	8,5	8,1	8,0	9,3	9,8	10,0
	KCl	7,8	7,7	7,6	7,8	7,7	7,7
Cationes cambiables (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	Ca ²⁺	15,5	34,3	11,2	13,5	9,1	5,7
	Mg ²⁺	4,0	3,8	3,7	3,6	4,5	5,3
	K ⁺	20,7	18,6	10,3	16,3	8,6	9,8
	Na ⁺	21,4	27,0	10,5	19,3	9,9	15,0
	CCC	57,6	62,3	36,7	45,6	31,1	42,6
PSI (%)		37,0	43,0	29,0	42,4	32,0	35,2
S/T (%)		100	100	98	100	100	80
CE _{es} (dS m ⁻¹)		10,0	29,2	32,1	3,4	0,7	0,8
Cationes y aniones solubles (mEq L ⁻¹)	Ca ²⁺	50,9	178,0	247,2	4,9	-	-
	Mg ²⁺	21,4	59,0	80,0	2,5	-	-
	K ⁺	3,5	5,6	5,2	1,3	-	-
	Na ⁺	57,2	134,4	173,9	3,2	-	-
	Cl ⁻	77,8	293,6	308,4	25,9	-	-
	SO ₄ ²⁻	25,2	31,7	27,6	3,6	-	-
	HCO ₃ ⁻	2,2	1,6	1,2	2,9	-	-
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)		5,0	16,8	8,9	13,8	15,3	8,1
C orgánico (g C kg ⁻¹)		3,5	2,7	1,2	2,2	1,0	0,8
Ácidos húmicos (g C kg ⁻¹)		0,17	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
Ácidos fúlvicos (g C kg ⁻¹)		0,36	1,82	0,96	0,23	0,55	0,58
Huminas (g C kg ⁻¹)		2,64	0,64	0,15	1,10	0,30	0,21
N total (g kg ⁻¹)		0,5	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2
Densidad aparente (Mg m ⁻³)		1,1	1,1	-	1,3	1,3	1,4
Granulometría (g kg ⁻¹)	Arcillas	90	76	70	94	136	166
	Limos	179	229	98	209	296	211
	Arenas	732	695	833	697	569	623
Textura		Franco- arenosa	Franco- arenosa	Arenosa- franca	Franco- arenosa	Franco- arenosa	Franco- arenosa
Retención de agua (g kg ⁻¹)	33 kPa	201	209	126	215	159	157
	1500 kPa	86	92	64	79	72	98
	C.R.A.D.	115	117	62	135	87	59
Raíces (kg m ⁻³)		1,67	1,38	0,00	0,49	0,02	0,00

Por otra parte, nuestros resultados concuerdan con la observación, en un área experimental próxima, de una menor salinidad y un pH más elevado en el horizonte superficial del suelo como resultado de un único laboreo realizado diez años antes (Rodríguez Rodríguez et al., 2000). Dicho resultado probablemente está en relación con la elevada escorrentía generada en dicho suelo por el laboreo y la posterior reconsolidación de los materiales (Guerra et al.,

2003), que podría haber favorecido el lavado de las sales del horizonte superficial. No podemos descartar que también en nuestro caso el laboreo haya producido un efecto similar, favoreciendo la desalinización y subsecuente alcalinización del suelo.

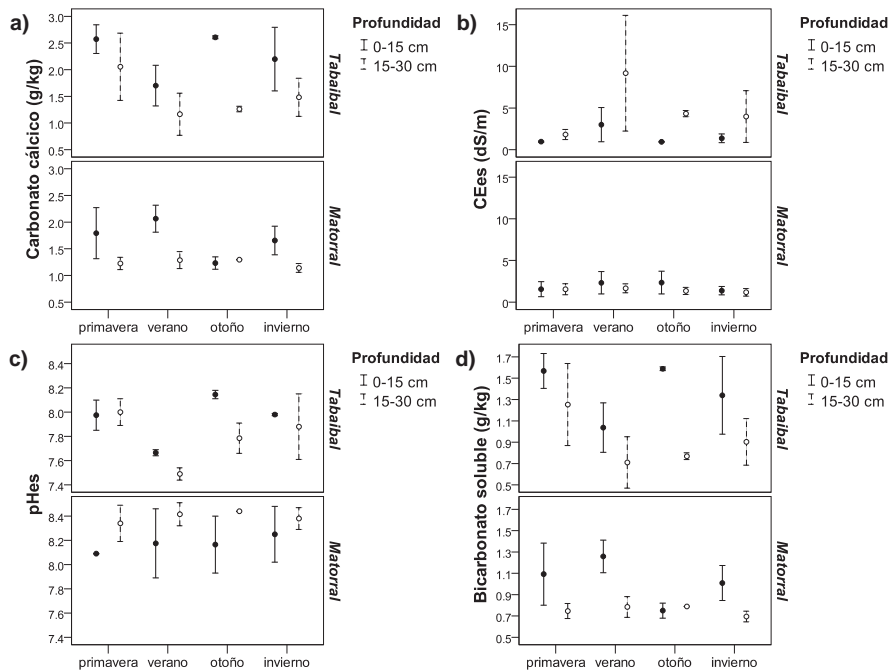


Figura 1. Variaciones estacionales en el contenido de carbonatos y el estado salino-sódico de los horizontes superficiales de los suelos estudiados

Bibliografía

- Arbelo CD, Mora JL, Rodríguez Rodríguez A, Guerra JA, Armas CM. 2006. Salinidad y alcalinidad en suelos de las zonas áridas de Tenerife (Islas Canarias). *Edafología* 13:171-179.
- Del-Arco-Aguilar M, Acebes-Ginovés JR, Rodríguez-Rodríguez A, Padrón P, Rodríguez-Delgado O, Pérez-de-Paz PL, Wildpret-de-la-Torre W. 1997. Cormophytic vegetation of the Malpais de La Rasca, Tenerife (Canary Islands). *Fitosociología* 34:159-170
- Driessen P, Deckers J, Spaargaren O (eds). 2001. *Lecture Notes on the Major Soils of the World*. FAO, Roma.
- Duchaufour P (1984) *Edafología. 1. Edafogénesis y Clasificación*. Masson, París.
- Guerra JA, Arbelo CD, Armas CM, Rodríguez Rodríguez A, Mora JL (2003) Erosión diferencial de Andosoles y Aridisoles en dos zonas climáticas de la isla de Tenerife. *Edafología* 10:229-237
- Moore GW, Barre DA, Owens MK (2010) Changes in soil chloride following shrub removal and subsequent regrowth. *Geoderma* 158:148-155
- Richards LA (ed). 1980. *Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Alcalinos*. Ed. Limusa, Ciudad de México.
- Rodríguez Rodríguez A, Mora JL. 2000. Los suelos. En: *Gran Atlas Temático de Canarias* (Pérez González, R, Morales Matos, G eds). Interinsular Canaria, Santa Cruz de Tenerife, p 107-120.
- Rodríguez Rodríguez A, Jiménez Mendoza CC, Arbelo Rodríguez CD, del Arco Aguilar MJ, Real Hardisson F, Mora Hernández JL. 2000. *Establecimiento de bases científicas para la regeneración ambiental de suelos degradados por desertificación (erosión-salinización) en las Islas Canarias*. Memoria del Proyecto de Investigación PI 1997/074. Universidad de La Laguna.
- Vargas Chávez G. 2001. *Salinización inducida en los suelos agrícolas de Canarias: caracterización y prognosis*. Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna.

Los suelos hídricos: Caracterización y clasificación en la Albufera de Valencia

H. Moreno-Ramón^{1*}, S. Ibáñez-Asensio¹, A. Marqués-Mateu², J.M. Gisbert-Blanquer¹

¹Departamento de Producción Vegetal, Universitat Politècnica de Valencia, España; *hecmona@prv.upv.es

²Departamento de Ingeniería Cartográfica Geodesia y Fotogrametría, Universitat Politècnica de Valencia, España.

Resumen

El estudio de los humedales en España ha denotado históricamente una falta de atención específica, reflejada tanto en el estado de degradación al que llegarían estas zonas en los años 70-80 del siglo XX como en la deficiente e insuficiente información sobre la calidad de sus recursos. Este desconocimiento global ha hecho que la gestión de estos ecosistemas no haya sido del todo correcta, pues se desconocían los factores, agentes y procesos asociados, tanto en su vertiente espacial como temporal. La Albufera de Valencia no es un caso ajeno a esta tendencia y sus suelos y aguas nunca han sido caracterizados rigurosa y sistemáticamente, sino más bien de forma aislada o puntual. El presente trabajo pretende caracterizar y clasificar los suelos hidromorfos de la zona circundante al lago de la Albufera de Valencia mediante la realización de 133 sondeos y 19 calicatas. La determinación analítica de los suelos y su posterior clasificación taxonómica nos muestran como principales resultados; un marcado carácter aluvial, contenidos de materia orgánica elevados y un acusado problema de salinidad consecuencia de la influencia de la capa freática fluctuante de carácter salino característica de este humedal costero. Los suelos a nivel de orden se clasificaron como Entisoles y Aridisoles.

Introducción

Los humedales ocupan una superficie de entre 8 y 10 millones de Km², lo que supone un 5-7% de la superficie terrestre (Mitsch y Gosselink, 2007). Aunque en el pasado su estudio y conocimiento ha estado relegado al ser considerados zonas insalubres, su capacidad y alto valor natural provocó que, desde mediados del siglo XX, científicos estadounidenses comenzaran a indagar en este tipo de suelos. Mitsch y Gosselink (2007), basándose en las premisas de Cowardin et al., (1979) definieron los humedales como zonas naturales con 3 características principales: i) el agua se encuentra sobre la superficie o cercana a ésta (zona radicular); ii) hay presencia de suelos hídricos que difieren de los suelos circundantes y iii) la vegetación existente está adaptada a las condiciones de humedad. De este publicación nace precisamente el uso del término hídrico aplicado a los suelos, siendo definido como aquel suelo que se ha formado bajo condiciones de saturación, inundación y encharcamiento que dan lugar al desarrollo de condiciones anaeróbicas que provocan en el perfil características morfológicas diferenciales (USDA-NRCS, 2010). Los americanos han sido pioneros en el estudio de suelos hídricos; a partir de los 60-70 edafólogos de EEUU, que anteriormente solo estudiaban terrenos no inundados, comienzan a considerar como límite del suelo las aguas poco profundas (Demas y Rabenhorst, 1999), dando lugar este cambio de percepción al desarrollo de los suelos hídricos en primera instancia y posteriormente, en la década de los 90 del siglo XX, a la definición de los suelos sumergidos (Demas, 1993). Sería la existencia de procesos formadores específicos asociados a la existencia más o menos permanente de una lámina de agua superficial de poca profundidad la que dio lugar a una nueva frontera en el estudio de estos suelos: los suelos hídricos y los sumergidos.

A nivel Español, la escasa investigación existente sobre humedales se refleja en el hecho de que la única fuente oficial de datos sigue siendo en la actualidad el Inventario Nacional de Zonas Húmedas que se realizó entre 1988 y 1991 (Borja et al., 2012). Aunque en el caso del estudio de los suelos hídricos en los últimos años esta tendencia se ha revertido

tímidamente/parcialmente, si hablamos de los suelos sumergidos la producción en investigación española es inexistente.

Material y métodos

El estudio se realizó en el Parque Natural de la Albufera de Valencia, situado a 15 Km al sur de la ciudad. Se muestrearon 9.200 ha de marjal en los terrenos circundantes al lago que representan el 61% de las tierras de cultivo de arroz. Los materiales predominantes fueron limos pardos y negros del Cuaternario depositados en la amplia plana aluvial comprendida en el interfluvio de los ríos Turia y Júcar. Para el análisis y clasificación de los suelos, en 2010-2011, se realizaron 133 sondeos de forma radial al lago y 19 calicatas. En total, 503 muestras fueron analizadas según la metodología del departamento de agricultura americano (Soil Survey Staff, 2004). Los parámetros analizados fueron: conductividad eléctrica 1/5 y conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE_c), pH 1/25 y pH de la pasta saturada, textura por Bouyoucos, materia orgánica por Walkley-Black y por ignición, elementos gruesos y análisis granulométrico, contenido en fibras y grado de descomposición por pirofosfato, color, humedad a saturación, carbonatos totales por el calcímetro de Bernard, hierro por extracción con Ditionitio y titulación con EDTA, además de determinar los cationes y aniones principales (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , SO_4^{-2} , Cl^- , CO_3^{-2} , HCO_3^-).

Para la clasificación taxonómica se realizó la descripción de las calicatas de acuerdo a la guía para descripción de perfiles de suelo (FAO, 2009). Al extraer las muestras de los sondeos con una barrena tipo Auger Hole también se registraron las principales características morfológicas del perfil. Tras su análisis, se siguieron las claves taxonómicas de la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010), llegando a un nivel de clasificación de subgrupo.

El tratamiento cartográfico se realizó con un GIS, creándose los mapas (clasificación taxonómica y variables edáficas) por simulación gausiana y krigeado a partir de la georreferenciación de los puntos con una estación Leica GPS 1200 de precisión centimétrica.

Resultados y discusión

Los suelos de la Albufera de Valencia se definen por tener un carácter predominantemente aluvial. Los materiales depositados durante su proceso de formación han dado lugar a suelos ricos en carbonatos (valor medio del 35.5%, tabla 1) puesto que la cuenca vertiente al lago es principalmente calcárea, y además el origen marino de la zona ha propiciado una elevada presencia de conchas y caracolillos en la matriz del suelo que impregna de este carácter calcáreo a las muestras. Los diferentes aluviones de materiales son claramente identificables por la variabilidad vertical de la mayoría de los perfiles en cuanto al contenido en carbonato. El pH es ligeramente alcalino o básico con un valor medio de 7.89 y la clase textural más abundante es franco arcillosa, pero si analizamos su distribución en el perfil podemos ver que en profundidad el 57% de los puntos se tiende hacia clases francas, en el 26% hacia clases más arenosas, en el 11% se producen cambios texturales abruptos, y sólo el 6% tiende hacia texturas más arcillosas.

El contenido medio de la materia orgánica en los suelos presenta un valor del 4.56%, presentando igualmente una importante variabilidad vertical en su perfil de distribución, destacando un aumento gradual en profundidad y una notable uniformidad espacial en cada una de las profundidades estudiadas (0-20, 20-40, 40-60 y 60-80 cm). Únicamente 15 muestras del total, situadas entre 60 y 80 cm de profundidad, pueden ser consideradas de naturaleza orgánica (horizonte H), siendo el resto material mineral o margoso. Estos horizontes H son los que mayor contenido de agua son capaces de almacenar, con un valor máximo de 405.6%. La humedad media a saturación es del 54,3%, por lo que los suelos de la zona demuestran ser altamente poroso, y el riesgo de subsidencia determinado por el valor n indica que solamente el 7.1% de las muestras analizadas presentan un nivel alto.

Los colores predominantes son los marrones pardo amarillentos con bajos cromas, además de aparecer colores grisáceos en las matrices reducidas y colores rojizos-anaranjados y verdes-grisáceos consecuencia de los procesos de óxido-reducción que inducen el moteado.

Por último, y en referencia a la salinidad, destacar que el 80% de los suelos son salinos ($CE_e > 4dS/m$), y de este porcentaje un 7% es altamente salino. El valor de CE_e máximo registrado fue de 55 dS/m y el valor medio de 7.56 dS/m, siendo en las capas más profundas en las que se produce un aumento progresivo de los valores de conductividad eléctrica. Este efecto está claramente inducido por los elevados valores de CE_e de la capa freática fluctuante, que en numerosas épocas se encuentra muy cercana a la superficie del suelo a consecuencia de la intrusión marina (Moreno, 2013). Los cationes y aniones principales están fuertemente correlacionados con la CE_e . Si combinamos el SAR y la CE_e encontraremos que los suelos de la Albufera de Valencia son clasificados en su mayoría como salinos (53%), mientras que el 27% se clasifican como salino-sódicos y el 20% como normales.

Tabla 1. Datos estadísticos de los principales datos analizados.

Estadísticos	Carbonatos (%)	pH _{1.25}	Materia orgánica (%)	CE _e (dS/m)	Humedad de saturación (%)	RAS
Media	35,5 ± 11	7,89 ± 0.3	4,56 ± 2.31	7,56 ± 6.04	54,3 ± 64.7	8,55 ± 8.21
Mínimo	6,6	6,96	0,01	1,03	0,01	1,08
Máximo	85,8	8,90	15,51	55,7	405,6	45,23

Desde el punto de vista de la descripción de perfiles, se determinó el régimen ácuico en la generalidad de los perfiles analizados si exceptuamos los situados a cotas más altas donde se cultivan cítricos y hortalizas en sustitución del arroz, en los pocos lugares donde la capa freática no se encontraba en los primeros 1.5 metros de profundidad. Por otra parte, todos los suelos del humedal presentan el mismo perfil: Ap₁, Ap₂, C₁, C₂, C₃, (Figura 1), pero se distinguen dos orígenes distintos. Mientras los situados en las zonas altas e intermedias se componen de aluviones de material aportados de forma natural por los cauces vertientes, en la zona circundante al lago encontramos un perfil de suelo creado por el hombre a base de incorporaciones de tierra realizadas durante el proceso de aterramiento del lago, y en el que se registran los horizontes orgánicos enterrados. Las matrices reducidas y las características redoximórficas son constantes en prácticamente todos los perfiles analizados.

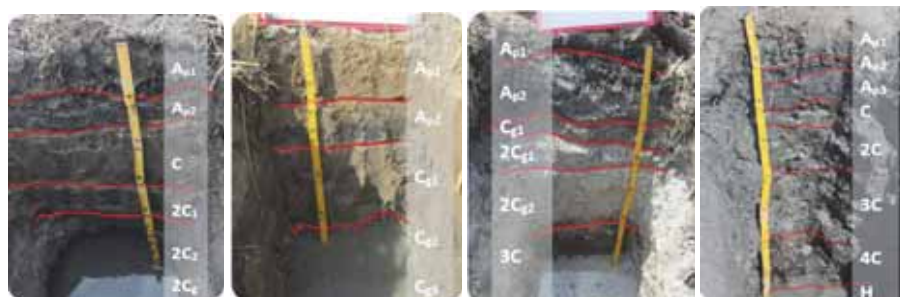


Figura 1. Ejemplos de perfiles de suelo en el Parque Natural de la Albufera de Valencia

Los suelos se clasifican en Entisoles y Aridisoles. En las zonas con cotas más altas encontramos Typic Xerofluvents; en la zona sur aparece tanto una asociación de Typic Hydraquents y Typic Fluvaquents como Thapto-Histic Hydraquents debido a la presencia de un horizonte con material orgánico enterrado, y por lo que respecta a la zona norte, junto al perímetro del lago encontramos los Typic Aquisalids. Los suelos clasificados como Aridisoles están en la zona de mayor CE_e de la capa freática. Junto a ellos encontramos de nuevo una zona de Thapto-Histic Hydraquents sobre una mucho más amplia que cierra el Parque Natural y que se compone de Aquic Xerofluent, con alguna inclusión de Typic Fluvaquent. Por último la zona de la Devesa (cordón arenoso de 1 Km de ancho que separa el lago del mar) se clasifica como Typic Xerosamment o Aquic Xerosamment.

A lo largo de la historia de la taxonomía los edafólogos han definido en diversos sistemas taxonómicos, como la clasificación china o la World Reference Base, características típicas aplicables a suelos de arrozal. Sin embargo el USDA no contempla ninguna característica de diagnóstico u horizonte específico (exceptuando el régimen ácuico). En la pasada revisión de la Soil Taxonomy se tomaron en cuenta los suelos sumergidos (los Wassent o Wassist), pero excluyen a los suelos de arrozal al presentar una limitación sustancial de 21 horas al día con un potencial de agua positivo.



Figura 2. Mapa de suelos de la Albufera de Valencia (Soil Taxonomy)

Entonces, ¿cómo deberíamos clasificar los suelos de arrozal? No cumplen la condición de 21 horas diarias (labores de preparación del campo de cultivo, siega, etc) pero se encuentran la mayoría del año sumergidos. ¿A qué se asemejan morfológicamente? ¿A un suelo hídrico? ¿A un suelo sumergido?. Bajo nuestro punto de vista actualmente los suelos hídricos de la Albufera de Valencia se clasifican como se ha expuesto anteriormente, pero hay un vacío taxonómico en la Soil Taxonomy que ha de investigarse pues claramente nos encontramos en un término medio entre la definición de suelo hídrico y las características que presenta un suelo sumergido.

Bibliografía

- Borja C., Camacho A. & Florín M. 2012. Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España. *Ambienta* 98.
- Cowardin, L.M.; Carter, V.; Golet, F.C.; LaRoe, E.T. 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. United States Fish and Wildlife Service. Washington.
- Demas, G.P. 1993. Submerged soils: A new frontier in soil survey. *Soil Survey Horizon*, 34:44-46.
- Demas, G.P.; Rabenhorst, M.C. 1999. Subaqueous soils: Pedogenesis in a submersed environment. *Journal of Soil Science Society of America*, 63: 1250-1257.
- FAO 2009. *Guía para la descripción de perfiles*, 4th ed. FAO. Rome.
- Mitsch, W.J; Gosselink, J.G. 2007. *Wetlands*. 4th edition. John Wiley and Sons. New Jersey.
- Moreno, H. 2013. *Evaluación espacio-temporal de suelos y aguas en la zona colindante al lago de la Albufera de Valencia: Intento de recuperación*. Tesis Doctoral, Univ. Politécnica Valencia, Valencia.
- Soil Survey Staff. 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations Report No. 42*, Version 4.0 Burt, R.; eds. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Washington.
- Soil Survey Staff. 2010. *Claves para la Taxonomía de Suelos*, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington.
- USDA – NRCS. 2010. *Field Indicators of Hydric Soils in the United States. Version 7.0*. Vasilas, L.M.; Hurt, G.W.; Noble, C.V.; eds. USDA-NRCS-NTCHS. Washington.

A carqueja e os seus solos. Primeiros resultados de um estudo de caso no Nordeste Trasmontano: Deilão

B. Castrillo^{1*}, A.M. Carvalho^{1*}, T. de Figueiredo¹

¹Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus Sta Apolónia, Apt. 1172, 5301-855 Bragança, Portugal; [*borjacastrillosanchez@gmail.com](mailto:borjacastrillosanchez@gmail.com)

Resumo

As comunidades arbustivas silvestres, qualificadas genericamente como matos, cobrem vastas áreas do NE de Portugal e nelas se encontra uma ampla lista de plantas aromáticas e medicinais. Partindo de inventários etnobotânicos realizados na Região de Trás-os-Montes, selecionou-se como objeto de estudo a carqueja (*Pterospartum tridentatum* (L. Willk.), uma espécie aromática e medicinal da família Fabaceae que regista uma frequência de citação nesses estudos superior a 60%, sendo considerada de grande interesse pelos consumidores regionais. O objetivo deste trabalho é o de relacionar características e propriedades do solo com as preferências dos coletores/utilizadores desta espécie.

Obteve-se a informação de interesse através de metodologia etnográfica por inquirição de 15 informantes, que incluía elementos de perceção das condições edáficas de ocorrência, e por outro lado, através de caracterizações e amostragens de solo no terreno.

Os resultados obtidos por inquirição mostram a distribuição da carqueja por tipo de relevo e solo. De acordo com o saber popular a espécie ocorre preferencialmente nos cabeços e em solos pedregosos.

Os resultados das observações feitas no terreno e nos locais de amostragem permitem classificar as áreas de ocorrência de carqueja tendo em conta o grau de cobertura com a espécie, o tipo de relevo, a exposição solar e as características dos solos. No que se refere à pedregosidade, a caracterização das amostras perturbadas de solo recolhidas, evidência a presença similar em massa de elementos grosseiros a diferentes profundidades.

Os dados disponíveis até ao momento sugerem a capacidade da carqueja colonizar e subsistir no agroecossistema característico de Deilão, motivo pelo qual faz que seja tão procurada e usada.

Estão em curso as análises das restantes determinações físico-químicas do solo

Introdução

O conhecimento dos solos de um território e da sua biodiversidade são elementos essenciais para a identificação e aproveitamento das potencialidades, e limitações dos recursos fitogenéticos, pedológicos, e económicos dos seus agroecossistemas característicos.

As comunidades arbustivas silvestres, qualificadas genericamente como matos, cobrem vastas áreas do NE de Portugal e nelas se encontra uma ampla lista de plantas aromáticas e medicinais.

Partindo de inventários etnobotânicos realizados na Região de Trás-os-Montes, selecionou-se como objeto de estudo a carqueja (*Pterospartum tridentatum* (L. Willk.), uma espécie aromática e medicinal da família Fabaceae que regista uma frequência de citação nesses estudos superior a 60%, sendo considerada de grande interesse pelos consumidores regionais.

O objetivo deste trabalho é o de relacionar características e propriedades do solo com as preferências dos coletores/utilizadores desta espécie.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo prossegue desde Março de 2013 na freguesia de Deilão, situada no nordeste de Portugal, na região transmontana incluída na zona agroecológica da Terra Fria de Planalto, a 22 km de Bragança e confrontada com Espanha, numa área montanhosa com altitudes médias acima dos 600m incluída no perímetro do Parque Natural de Montesinho (PNM). Caracteriza-se por temperaturas médias anuais entre os 10 e 12.5 °C e precipitações entre 800-1200 mm (Agroconsultores e coba, 1991).

Atualmente residem na freguesia cerca de 175 pessoas distribuídas em três núcleos populacionais: Deilão, Vila Meã e Petisqueira (INE-Portugal, 2011), cuja localização se encontra na figura 1.

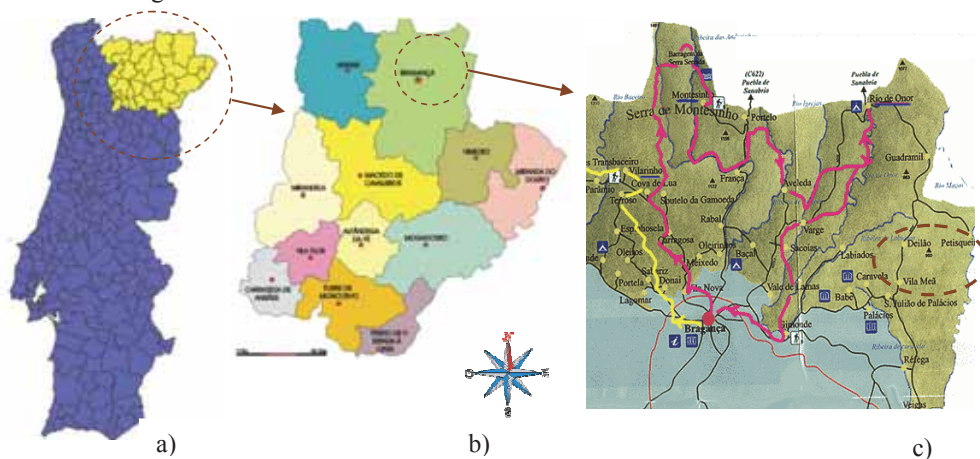


Figura 1. a) Portugal continental e Trás-os-Montes; b) Distrito de Bragança; c) Parque Natural Montesinho e a Freguesia de Deilão, com as povoações de Vila Meã, Deilão e Petisqueira

O PNM tem uma área de 75000 ha formada por uma sequência de elevações arredondadas e vales, responsáveis pelas suas particularidades geoclimáticas, onde ao longo dos tempos as populações souberam integrar-se harmoniosamente na paisagem.

Os materiais geológicos da zona são do Silúrico, e do Ordovícico na maioria xistos, os primeiros correspondendo ao "Trás-os-Montes xistento" (Aguiar, 2000). Os solos, de acordo com a classificação da FAO, são predominantemente Leptosolos, estando representados em percentagem de área menor os Cambissolos úmbricos crómicos de depósitos de vertente em áreas de xistos. Os Leptosolos são úmbricos e dístricos também de xistos.

O relevo é ondulado, altioplânico, acerca de 900m com cumeadas aplanadas e arredondadas. O uso da terra é dominado por agricultura extensiva nas proximidades dos aglomerados populacionais, floresta e matos em extensão considerável.

A vegetação arbórea corresponde maioritariamente a castanheiros e pinheiros, dominando as comunidades de matos, estevais, urzais e giestais.

Os solos são considerados predominantemente marginais para a agricultura embora exista atividade agrícola extensiva.

Informação obtida por inquérito

A metodologia etnográfica baseou-se em técnicas de inquirição semiestruturada através de entrevistas, complementada com expedições ao campo com os informantes, num total de 15, distribuídos pelas três comunidades: 6 da Petisqueira, 5 de Vila Meã e 4 de Deilão.

Informação obtida por amostragem no terreno e determinações laboratoriais

Em cada uma das 3 aldeias da Freguesia de Deilão foram selecionadas 3 áreas de amostragem, segundo um gradiente de abundância de carqueja nas comunidades vegetais presentes: muita, pouca e nula. Definiram-se portanto 9 locais de amostragem, aos quais foram acrescentados mais 3 locais em áreas ardidas, antes cobertas por carqueja, em cada uma das aldeias.

Em cada um dos locais, foram feitas observações de superfície em 3 pontos tomados ao acaso, correspondendo a um quadrado de 60 por 60 cm (0,36 m² de área), com vista a obter informação relativa a: espécies presentes, percentagem de cobertura vegetal e pedregosa, presença de horizonte "O" (ou resíduos vegetais), indicadores de atividade biológica (macroinvertebrados), cor do solo superficial, e presença de cinzas no caso das áreas ardidas. Em cada ponto foram ainda registados elementos da fisiografia (formas de relevo observadas e avaliados o declive e a exposição do terreno).

Foram amostradas 3 camadas do solo, de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, colhendo-se amostras perturbadas com vista a análise laboratorial de parâmetros físico químicas: como textura (manual e análise mecânica), teor de matéria orgânica (via húmida), azoto (Kjeldall), fósforo e potássio (Ergener-Riehm) e pH (H₂O e KCl), bases de troca, acidez de troca e capacidade de troca catiónica (acetato de amónio).

Foram tomadas amostras não perturbadas em cilindros de 100 cm³, no solo superficial com vista a determinação da densidade aparente e da permeabilidade determinada em laboratório com permeâmetro de carga constante em circuito fechado.

Tratamento da informação

Estando em fase de obtenção os resultados de algumas determinações analíticas, este trabalho apenas apresenta informação obtida por inquirição e observações de terreno, incluindo a pedregosidade.

A informação foi tratada com análises de frequência e estatística descritiva básica.



Figura 2. Observações de campo da superfície do solo (vegetação, resíduos vegetais e pedregosidade) e colheita de amostras a diferentes profundidades (0-10, 10-20 e 20-30cm).

Resultados e discussão

Através de inquirição obteve-se informação relevante sobre os locais de ocorrência da carqueja. Segundo os inquiridos a espécie encontra-se sobretudo nos cabeços (100%), margens de caminhos (87%), matos (67%), campos queimados (60%), e nas terras agrícolas abandonadas (53%). No que respeita ao tipo de solo todos os informantes assinalaram a presença da carqueja em solos pedregosos, 27 % indicaram pousios, e 13% solos compactados como é o caso dos caminhos de terra batida. Apenas 7% se referiu à ocorrência da espécie em solos cultivados. Dos inquiridos, 20% mencionaram que poderia aparecer em zonas ensolaradas e 13 % em zonas ensombradas.

As amostragens no terreno permitiram quantificar a abundância de carqueja de acordo com a % de cobertura do solo por esta espécie, classificando-se como muita quando a carqueja nas áreas amostradas cobria 85% da superfície, como pouca quando esse valor atingia os 27%, e como nula no caso dos solos em pousio ou dos terrenos mobilizados em áreas potencialmente ocupadas por carqueja.

Os resultados preliminares de pedregosidade indicaram um 30% de elementos grosseiros em massa, sem diferença significativa entre as 3 camadas.

Em relação ao declive, a carqueja encontrou-se em zonas aplanadas com inclinação dos 0% e encostas até um máximo de 20% sendo a média dos locais analisados na freguesia de Deilão de 8.36%.

A exposição da carqueja foi variada sendo 26% dos locais amostrados na vertente Sul, e na vertente Norte mais ensombrada o 22% (Ver figura 3)

Cerca de 19% das amostras tomadas no campo estavam respetivamente em relevos do tipo topo de encosta convexa e em meia encosta côncava, 15% a meia encosta lineal, 11% respetivamente no topo de encosta côncava e topo de encosta lineal, 7% nas cumeadas aplanadas e na base de encosta lineal e o 4% em cumeadas arredondadas de meia encosta convexa e na base de encostas côncavas. (Ver figura 4)

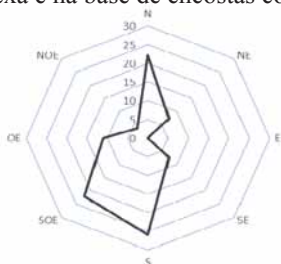


Figura 3. Percentagem da exposição na carqueja dos locais amostrados

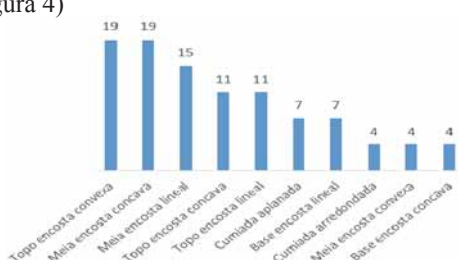


Figura 4. Percentagem das amostras nos diversos relevos

Contudo a carqueja encontra-se especialmente nas cumeadas, topo e meias encostas já sejam lineais convexas ou concavas com mais o menos declive e muito raramente nos vales e nas cumeadas de picos ao encontrar-nos numa zona altioplânica.

Nas zonas de exposição norte estão associadas as amostragens em pousios ou solos mobilizados, enquanto a amostragem de pouca e muita presença da carqueja está relacionada com os solos expostos principalmente a Sul e Sul-Oeste, indicando claramente uma preferência por esta espécie às zonas de maior insolação diurna.

A capacidade da carqueja colonizar diversos locais de ocorrência determina em boa medida a sua abundância no agroecossistema característico de Deilão, motivo pelo qual faz que seja tão procurada, usada e determinante entre os coletores regionais, dando sentido ao presente estudo.

Bibliografia

- Agroconsultores & coba 1991. Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta da Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal. UTAD, PDRITM. Vila-Real.
- Aguiar, C.F. 2000. Flora e vegetação da Serra de Nogueira e do Parque Natural de Montesinho. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Carvalho, A.M. 2010. Plantas y sabiduría popular del Parque Natural de Montesinho. Un estudio etnobotánico en Portugal. Biblioteca de Ciencias, CSIC. Madrid.
- De Figueiredo, Tomás 2013. Uma panorâmica sobre os recursos pedológicos do Nordeste Transmontano. Série estudos Escola Superior de Bragança. Instituto Politécnico de Bragança.
- Instituto Nacional de Estatística. 2011. Base de dados estatística, censos e população, freguesias e alojamento familiares clássicos. Portugal

Estudio preliminar de fitolitos en suelos agrícolas de Tenerife (Islas Canarias). Cereales y otros grupos vegetales.

C.D. Arbelo¹, J.A. Afonso^{1*}, A. Rodríguez-Rodríguez¹

¹Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología. Universidad de La Laguna; España
*josafonvar@gmail.com

Resumen

El estudio de fitolitos ha permitido reconocer algunos grupos vegetales antiguamente cultivados, como contribución a la caracterización de antiguos suelos agrícolas con determinadas propiedades ambientales. Para ello se ha valorado la producción biomineral de un conjunto de plantas cultivadas respecto a su morfología y contenido en sílice parámetro éste fundamental para su estudio microscópico. Los cereales suponen uno de los mejores ejemplos de esta aplicación puesto que producen numerosas silicificaciones con parámetros consistentes y propiedades de diagnóstico taxonómico. Esto ocurre con las especies de la tribu *Triticeae*, a la que pertenecen cereales como trigos, cebadas, centeno y avenas, así como *Panicoideae*, a la que pertenece el maíz/millo y el mijo, todas ampliamente conocidas en la investigación de fitolitos. Por ello se analizaron ejemplares del género *Triticum*, *Hordeum*, *Avena* y *Secale*, así como *Zea* y *Panicum*, cuyas tipologías facilitan la identificación de cereales en contextos edáficos de diferente cronología. También se analizaron plantas cultivadas desde la prehistoria en Canarias como la higuera (*Ficus carica*), nativas como la palmera canaria (*Phoenix canariensis*) e introducidas en las áreas agrícolas como la caña (*Arundo donax*). El trabajo se llevó a cabo en muestras superficiales de suelos de cultivo de las medianías de Tenerife y los tratamientos y análisis microscópicos permitieron identificar algunas de las tipologías de referencia confirmando su carácter agrícola.

Introducción

El estudio de fitolitos en suelos y plantas es ya una disciplina consolidada, con múltiples aplicaciones, presentes y futuras, cuyas posibilidades se recogen en numerosos trabajos de investigación monográficos (Piperno 2006 entre otros). Su aplicación en el contexto de las Islas Canarias ha permitido identificarlos en la práctica totalidad de suelos, sedimentos arqueológicos y limnológicos analizados (Afonso 2012), pudiendo considerarlos indicadores del depósito, directo o indirecto, de diferentes tipos de plantas. En el caso de los suelos agrícolas este análisis generalmente comienza analizando plantas, bien recolectando ejemplares vivos o en herbarios de referencia. Para los cereales la bibliografía destaca el valor de diagnóstico de los fitolitos de las inflorescencias y en especial de las envueltas florales de sus semillas (Ball et al. 1999), aspecto que hemos comprobado en los de tipo vestido, que son los que, por el momento, han aportado mejores resultados (Afonso 2012). En este sentido son muy importantes los patrones mostrados por las secciones silicificadas de tejido vegetal (esqueletos silíceos) antes de producirse su dispersión bajo la forma de cuerpos silíceos aislados por el material de acogida, tras la muerte o depósito de la planta. En ese caso resultan relevantes a nivel morfométrico las células cortas, sobre las que existen numerosos estudios y que representan las tipologías propias de las subfamilias *Poaceae*, lo cual permite no sólo conocer su adscripción botánica sino sus requisitos medioambientales, ya que representan a gramíneas con diferentes mecanismos fotosintéticos, lo cual les otorga también carácter paleoclimático. Por ejemplo, los cereales del grupo del trigo (cebada, avena, centeno) pertenecen a la subfamilia *Pooideae*, integrada prácticamente por plantas C₃, mientras que el maíz/millo y el mijo pertenecen a *Panicoideae* que son en su mayoría de tipo C₄.

Como experiencia previa se analizaron sedimentos arqueológicos de la isla de Gran Canaria con una antigüedad de entre 1.600-1.700 años (La Cerera, Arucas) entendiendo que podían

confirmarnos la existencia y las características de fitolitos derivados de antiguas prácticas agrícolas, sometidos a mecanismos tafonómicos de larga duración. La identificación de un numeroso conjunto de fitolitos de las células largas equinadas y/o dendriformes (Figura 1) y células cortas trapezoidales (Figura 2), entre otras, permitió designar depósitos provenientes de granos de cebada (*Hordeum vulgare*) (Afonso 2012). Esta experiencia fue extrapolada al plano edafológico reciente, o no tan reciente, donde ya no existen cultivos, y donde es común encontrar ejemplares aislados de higueras y/o palmeras canarias en los linderos, así como cañaverales que pudieron emplearse como barreras de protección.

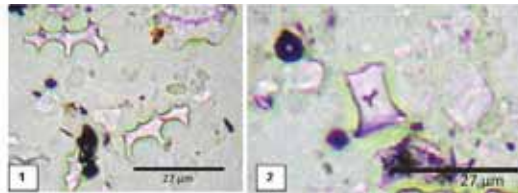


Figura 1. Fragmentos de fitolitos de células largas equinadas.

Figura 2. Fitolito de célula corta trapezoidal en sedimentos arqueológicos aborígenes de La Cerera (Aruacas). 600x

Materiales

Plantas

El estudio previo se llevó a cabo con semillas procedentes del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA, Madrid), pudiendo disponer de algunas variedades de trigos, cebadas, avena y mijo procedentes de diferentes zonas, en parte de Canarias. También se recolectaron y procesaron plantas completas de cebadas y trigos en la localidad de La Esperanza, lo cual facilitó el estudio de hojas y tallos, tejidos foliares de higuera (*Ficus carica*), plantas nativas como la palmera canaria (*Phoenix canariensis*) y especies no cultivadas, pero de uso agrícola, como la caña (*Arundo donax*). En el caso del maíz/millo (*Zea mays*) se trata de un cereal introducido en las Islas hacia finales del siglo XVI, cuando ya se encontraban presentes distintas variedades de cebadas y trigos, siendo importante su estudio por desarrollar una tipología específica de fitolitos y en la subfamilia *Panicoideae*, y por tratarse de una planta bien conocida a nivel evolutivo y de producción fitolítica (Piperno 2006).

Suelos

Las muestras de suelo proceden de varias zonas de Tenerife con similar origen edáfico, en su mayoría andosoles y cambisoles vérticos, situados en localizaciones de medianías, a una altitud entre 360 y 970 m.s.n.m. Dos muestras corresponden a la zona de La Laguna (San Roque y Las Cañas), otra a una cota más baja (Valle Jiménez) y una situada por encima de los 950 m.s.n.m. (Vista El Castillo, La Esperanza). De todas ellas se tomaron muestras de suelo entre 5-10 cm. de profundidad, eliminando la capa superior de materiales orgánicos y/o pedregosos.

Métodos

Se aplicó una metodología específica para el aislamiento de silicificaciones desde tejidos vegetales siguiendo el protocolo *Dry ashing* descrito por Jones & Case (1990), tanto para los granos como para hojas y tallos, que permite además obtener el % de SiO₂. Para los suelos se siguió un protocolo puesto a punto en el Laboratorio de Edafología de la Universidad de La Laguna, prestando atención a la oxidación de la materia orgánica, a la dispersión y a la eliminación de la fracción arcilla, logrando con ello preparaciones microscópicas de alta

calidad (Afonso 2012). El método se basa en los trabajos de Pinilla & Bustillo (1997) y Bárcena y Flores (1990), con modificaciones tendentes a controlar el proceso de eliminación de las arcillas, que se consigue casi en su totalidad (Afonso 2012). El empleo del microscopio óptico constituye un apartado fundamental del método, utilizando un equipo Leica CM E equipado con hasta 600x en seco, polarización y fotografía digital a escala.

Resultados

En las plantas de referencia se localizaron concentraciones de fitolitos de sílice en todas las muestras de hojas, tallos e inflorescencias de cereal, al menos en las de grano vestido, dando forma a un residuo altamente silicificado, variable en cuanto a su concentración de sílice, que fue mayor en los cereales de grano vestido y en las hojas de las plantas, así como en las de higuera y palmera canaria. Las morfologías más comunes y espectaculares son las células largas equinadas de cebadas formando esqueletos silíceos (Figura 3), las células largas dendriformes de trigos vestidos como la espelta (Figura 4), y células cortas trapezoidales, también de la cebada (Figura 5), así como bilobuladas y en forma de cruz en el maíz/millo (Figura 6). En prácticamente todas las muestras aparecen fitolitos globulares equinados, propios de palmeras como *P. canariensis*, ya descritos para otros contextos edáficos (Afonso 2012).



Figura 3. Esqueleto silíceo formado por fitolitos de células largas equinadas, en la cebada de seis carreras, 400x. Figura 4. Fitolito de célula larga dendriforme en el trigo espelta, 600x, Figura 5. Fitolitos de células cortas trapezoidales en el grano de la cebada, 400x.

Los registros de fitolitos en suelos se encuentran afectados tafonómicamente por disolución (pH básico), muy fragmentados en el caso de las células largas equinadas y/o dendriformes de cereales *Triticeae* (Figura 7), mientras que las células cortas son escasas (Figura 8) y ausentes los esqueletos silíceos. Las formas más comunes son las propias de las hojas y tallos de plantas de cereal, como células largas trapezoidales (sinuosas o lobuladas) y largas lisas. Mientras que también son escasas las de las inflorescencias, lo cual guarda su lógica con el propio aprovechamiento y procesamiento de la planta, que se realiza fuera del área de cultivo.

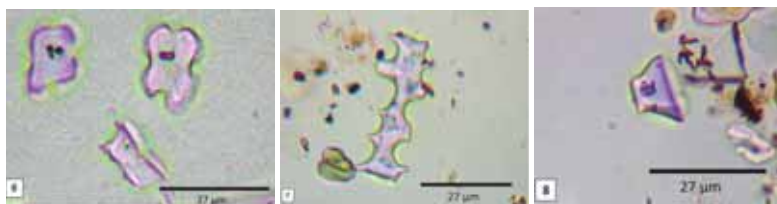


Figura 6. Fitolitos de células cortas bilobuladas o forma de cruz en las hojas de *Zea mays*. Figura 7. Fragmento de fitolito alargado y equinado en suelo de San Roque. Figura 8. Fitolito de célula corta trapezoidal (probablemente *Triticum*) en suelo de Vista El Castillo. 600x.

No obstante se observan indicios de células largas equinadas y dendriformes, que dirimen la cuestión con respecto a gramíneas *Pooideae* o *Panicoideae* no-cultivadas, en todas las

muestras de suelo, siendo la de San Roque la que mayor concentración de fitolitos presenta, y donde no sólo se localizan tipologías propias del maíz (Figura 9) sino también de *Arundo donax* (Figura 10), confirmando la presencia de una gramínea de gran porte que pudo ser empleada como seto y parapeto natural. Por su parte la muestra de Valle Jiménez revela la presencia de fitolitos de *Ficus carica*, tanto a nivel de fragmentos de sus tricomas unciformes (Figura 11) como de las bases de los mismos, ambos altamente silicificados.

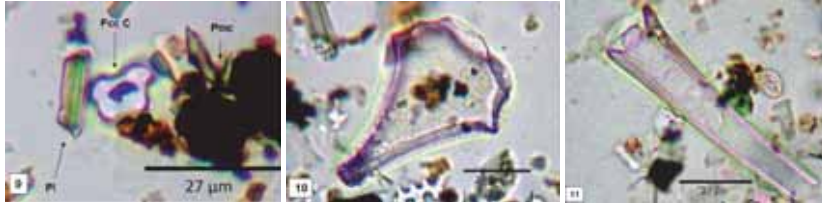


Figura 9. Fitolito de célula corta bilobulado/forma de cruz (Fcc C) entre partículas de limo (Pl) y microcarbones (Pmc) en los suelos de San Roque. Figura 10. Fitolito de célula buliforme cuneiforme, probablemente de *Arundo donax*, en los suelos de San Roque. Figura 11. Fragmento de tricoma unciforme de *Ficus carica*, en los suelos de Valle Jiménez. 600x

Discusión y conclusiones

El estudio ha permitido identificar algunas de las tipologías de fitolitos más comunes en las inflorescencias de cereales, así como de otras especies comúnmente cultivadas en las Islas Canarias, caso de la higuera pero también de su contexto medioambiental como la palmera. Este hecho nos ha permitido usar la presencia de fitolitos como evidencia de un antiguo uso agrícola de estos suelos, que actualmente están ocupados por vegetación natural y han dejado de cumplir la función de suelos agrícolas. Su identificación y valoración es posible mediante métodos básicos de laboratorio y observación microscópica, que confirman al análisis de fitolitos como una herramienta complementaria de caracterización edafológica.

Bibliografía

- Afonso JA. 2014. Aplicación del análisis de fitolitos y otros microfósiles al estudio de yacimientos, materiales arqueológicos y edáficos de las Islas Canarias. Los ejemplos de las Cañadas del Teide y La Cerera (Aruca, Gran Canaria) y otras zonas de aplicación experimental. Universidad de La Laguna, Tesis Doctoral I.S.B.N.978-84-15910-60-2.
- Ball TB, Gardner JS, Anderson N. 1999. Identifying inflorescence phytoliths from selected species of wheat (*Triticum monococcum*, *T. dicoccon*, *T. dicoccoides* and *T. aestivum*) and barley (*Hordeum vulgare* and *H. spontaneum*) (Gramineae), *American Journal of Botany*, 12 p.
- Bárcena MA, Flores JA. 1990. Ensayo de una técnica para la preparación y cuantificación de Diatomeas fósiles. En: *Actas de IV Jornadas de Paleontología* (Civis J, Flores JA eds.) Ediciones Universidad de Salamanca. p. 75-83.
- Jones B, Case V. 1990. Sampling, Handling and Analyzing Plant Tissue Samples. In: *Soil Testing and Plant Analysis*, Soil Science Society of America, Madison, USA, p. 389-427.
- Pinilla A, Bustillo, M A. 1997. Silicofitolitos en secuencias arcillosas con silcretas, Mioceno Medio, Madrid. *Monografías del Centro de Ciencias Medioambientales* 4, CSIC. Madrid. p. 255-265.
- Piperno, D. 2006. *Phytoliths, A Comprehensive Guide for Archaeologists and Paleoecologists*, Altamira Press, UK.

Soil and bone: diet and diagenesis in the Roman-Postroman cemetery of A Lanzada (Pontevedra)

O. López-Costas^{1,2*}, O. Lantes-Suárez³, A. Martínez Cortizas¹

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela; *olallalc@gmail.com

² Departamento de Medicina Legal, Toxicología y Antropología Física, Fac. Medicina, Universidad de Granada.

³ Unidade de Arqueometría. RIAIDT. Universidad de Santiago de Compostela.

Abstract

The chemical composition of human remains from the archaeological site of A Lanzada is explored in order to understand the influence of diagenesis and diet in their elemental composition. Three types of bone (axial, long and cranial bones) from 30 skeletons of two periods (9 Roman, 21 Postroman) were analyzed by X-ray fluorescence. Bones were recovered from burials located in two different soil types (Haplic Arenosol (calcaric)) and Cambic Umbrisol (humic)). Previous analyses based on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopes ratios, showed dietary differences between the two periods. We applied multivariate statistics to extract the main chemical signatures and analysis of variance to determine the influence of bone type, soil type and diet/period on bone chemistry.

Introduction

The chemical composition of ancient bones depends on bone formation during life (i.e. *premortem* conformation) and diagenesis (i.e. *postmortem* degradation). In both phases the bone composition changes by incorporating and releasing elements. Elements are incorporated from the substratum where the consumed food grew, by exposure (i.e. inhalation) or from the soil where the body was buried (by sorption or particles attachment); and can be released by bone weathering (leaching). In fact, paleodietary studies, such as those based on stable (C, N, S) isotopes or trace elements analyses, are based on the assumption that the proportions of chemicals found in body tissues are related to those of the food eaten and ultimately to those of the local geology. Bones are in constant turnover incorporating elements from the food, but the process ends at the time of death. Soon after death the alterations caused by diagenesis start, stimulated by bacterial action (Pfretzschner, 2006). Although both depend on the local geochemical conditions, diagenesis is a more complex process, since it involves a good number of physical, chemical, histological and mechanical changes at different scales (Stathopoulou et al., 2008).

During the last decades, the anthropological need to differentiate the *pre* and *postmortem* changes has increased the interest in diagenesis. However, the knowledge of bone diagenesis is also important for soil scientists, since buried human skeletons can be considered part of the soil. In this work, the geochemical analysis of an ancient human skeletal collection with known diets is performed to explore two close related issues. First, to ascertain the variability in the diagenesis (sorption/release of elements) according to different types of bone and the influence of soil environment in the process. Second, to discuss the *premortem/postmortem* composition in order to differentiate the sources related with diet.

Material and methods

The study has been done on a sample of, relatively well preserved, skeletons found in the archaeological site of A Lanzada, Sanxenxo, Pontevedra (42°25'46''N; 8°52'25''W). This Roman-Postroman (2nd to 6th century AD) necropolis is well-known in the Iberian archaeology and has been studied since the 1940s (Blanco Freijeiro et al., 1961). The site is

situated on a small headland south of the O Grove peninsula, Southern Galicia. The local geology is composed of biotite-amphibole granodiorites and aeolian sediments. The area also contains quartzitic schists and paragneiss. The representative soil types are a Cambic Umbrisol (humic), developed on the weathering products of the igneous and metamorphic rocks, and a Haplic Arenosol (calcaric) on the aeolian sediments (IUSS Working Group WRB, 2007). The burials (mostly inhumations) were dug both on the Arenosol and the Umbrisol.

A sample of 30 skeletons (79 bones) was analyzed: 9 from Roman (2nd-4th AD) and 21 from Postroman (5th-6th AD) period. Three types of bone were sampled in each individual, when available, to take into account the macroscopic trabecular features and turnover rates. Type 1: axial bones (rib or vertebra), type 2: long bones (femur or humerus, compact bone), type 3: cranial bones (*neurocranium*). Dietary information was available for 24 individuals, inferred from the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ ratios of bone collagen (López-Costas, 2012). The whole population shows an elevated consumption of marine resources and C4 plants. Nevertheless, they can be divided into two groups: one (14 samples) whose diet was almost based on these products, of individuals of the Postroman period, and another (10 samples) with lower consumption of marine resources, of individuals of the Roman period.

The elemental composition was determined by X-ray fluorescence using two energy dispersive XRF analyzers hosted at the RIAIDT facility of the University of Santiago de Compostela. Elements were selected to be representative of bone composition (Ca, P, Sr, Mg, Fe), soil particles (Si, Al, Zr) and metals that can be sorbed from the soil solution (Pb and U). The statistical analyses include principal components and ANOVA. Given that concentrations are a case of compositional data (close data set) they were transformed to centered log ratios before analysis (Reimann et al., 2008)

Results and discussion

Average concentrations for the analyzed elements are summarized in Table 1.

Table 1. Average (\pm stdv) bone concentrations of the analyzed elements for the three levels considered in this study (bone, soil and period/diet type). Bone: Ab, axial bones; Lb, long bone; Cr, cranial bone. Soil: Um, Umbrisol; Arn, Arenosol. Period/diet: Rom, Roman; PRm, Postroman. Phosphorous, Ca, Mg, Si, Al and Fe in g kg^{-1} ; the other elements in mg kg^{-1} .

N° id	Bone			Soil		Period/Diet	
	Ab 24	Lb 30	Cr 25	Um 13	Arn 66	Rom 17	PRm 40
P	221 \pm 43	257 \pm 35	257 \pm 25	226 \pm 60	250 \pm 32	247 \pm 31	245 \pm 40
Ca	238 \pm 24	246 \pm 18	244 \pm 16	234 \pm 32	245 \pm 16	233 \pm 19	246 \pm 19
Mg	14 \pm 9	14 \pm 12	14 \pm 9	17 \pm 10	14 \pm 10	12 \pm 12	15 \pm 10
Si	15 \pm 22	6 \pm 6	6 \pm 5	20 \pm 26	7 \pm 8	6.0 \pm 5.3	9.8 \pm 15.0
Al	14 \pm 17	7 \pm 7	7 \pm 5	20 \pm 21	7 \pm 6	5.9 \pm 4.6	10.0 \pm 12.0
Fe	6 \pm 2	6 \pm 1	6 \pm 1	7 \pm 2	6 \pm 1	5.8 \pm 0.3	6.2 \pm 1.3
Sr	887 \pm 178	907 \pm 150	894 \pm 145	763 \pm 186	923 \pm 136	851 \pm 145	908 \pm 157
Zr	33 \pm 49	15 \pm 6	17 \pm 14	29 \pm 39	19 \pm 27	12 \pm 5	23 \pm 33
Pb	3 \pm 3	2 \pm 3	2 \pm 5	4 \pm 4	2 \pm 4	4 \pm 6	2 \pm 3
U	12 \pm 7	7 \pm 6	8 \pm 7	12 \pm 8	9 \pm 7	9 \pm 8	9 \pm 7

As mentioned above, we performed a PCA to synthesize the main chemical signatures of bone composition. Four components account for 79% of the total variance. The first one, Cp1, is characterized by large (>0.8) positive loadings of P, Ca, Mg, Sr, and Fe, and moderate (<0.6) negative loadings of Si and Al. Cp2 shows a large positive loading (0.87) for Zr; Cp3 a positive loading (0.79) for U and a moderate negative loading (-0.67) of Mg; and Cp4 shows a

large negative loading (-0.93) for Pb. Thus Cp1 describes the increase in Si and Al as the concentrations of the compositional elements of the bone decrease, reflecting the general diagenetic trend of bone weathering in soils. Cp2 probably describes the attachment of small soil particles to the bone (i.e. zircons). Cp3 describes the increase in U concentration paralleling the decrease in Mg content; and Cp4 is exclusively related to Pb concentrations.

The analysis of variance showed that: i) no significant differences were found for Cp2 (Zr concentrations) and Cp3 (U and Mg concentrations); ii) axial bones are significantly different from long bones and cranium for Cp1: they have lower concentrations of P, Ca, Sr and Fe, and relatively higher concentrations of Si and Al; iii) bones of burials from the Arenosol are significantly different from those of the Umbrisol for Cp1: the concentrations of P, Ca, Sr, and Fe are higher and those of Si and Al lower in the former than in the later; and iv) bones of individuals from the Roman period and with a more terrestrial diet are significantly different from those from the Postroman period who had a more marine diet only for Cp4: the former have higher Pb concentrations.

These results support the interpretation of Cp1 as indicator of the main diagenetic changes in bone composition. The poor preservation of human skeletons in acid soils is a subject often invoked to explain the lack of ancient bone remains in Galicia (page 88, López-Costas, 2012). However, no previous study has been conducted on how different soil environments affect bone diagenesis. Our findings indicate that the more acidic the soil environment the lower the preservation, and that axial bones are more prone to weathering than long and cranial bones. Ribs are more sensitive to diagenesis and also more affected by soil type, this fact is consistent with the archaeological observations since femurs, skull and humerus are usually the only preserved pieces in very altered burials.

A remarkable feature is that there were detectable concentrations of Pb and U in most samples, with maxima of 25 and 34 mg kg⁻¹ respectively. Millard and Hedges (1996) described the uptake of U in archaeological bone, while Taboada et al. (2006) found that late Hercynian granitic rocks of Galicia, such as the granodiorite of the study area, are U-rich. The latter authors also found evidence of U leaching from the uppermost soil horizons and enrichment in the bottom ones -where the burials were dug. Thus, there is little doubt that the incorporation of U to the bones is diagenetical.

As for Pb, it is known to be present in minerals typical of granitic rocks, such as potassium feldspar and biotite, and it has also been found to substitute for Ca in bone hydroxyapatite (Schroede et al., 1968). Many compositional studies in populations have revealed elevated Pb concentrations in bone (among others Smrcka et al., 2000; Martínez-García et al., 2005; Zapata et al., 2006). The values are specially high for the Roman period, when lead is considered a civilization element found in food, cosmetics, containers, plumbing and other everyday items (Smrcka et al., 2000). Nevertheless, the debate about its biogenic or diagenetic origin is still ongoing (Zapata et al., 2006). For the studied population of A Lanzada, although a diagenetic incorporation cannot be ruled out it seems unlikely that it affected to Roman individuals and not to those from Postroman period. It is also difficult to determine whether the differences are related to diet uptake, since we cannot separate diet and period. A complementary explanation is that Pb content may have been related to exposure to higher atmospheric pollution. Studies developed in NW Spain have demonstrated that Pb atmospheric pollution was high during the Roman Empire and suddenly decreased with the economic collapse at the end of the Roman period (Martínez Cortizas et al., 2002; Kylander et al., 2005).

Conclusions

Our results provide evidence of both *premortem* and *postmortem* variations in bone composition. Diagenesis seems to be the most influential, the intensity of changes depending

on the soil environment and bone type. The less acidic soil, the Arenosol, has been found to provide better preservation conditions for human remains than the more acidic soil, the Umbrisol. But the degree of preservation was always lower for axial bones. Both suggest that even in a skeletal collection considered as well-preserved, by anthropological standards, as the one from A Lanzada, fragile bones underwent intense weathering in the soils in a time span of 1400-1800 years. The effect of local geology on diagenesis is illustrated by the significant incorporation of U -independent of bones and soil types.

On the other hand, Pb content of Roman bones seems to be related to *premorten* conditions. The lack of differentiation between diet and period does not allow to determine if this was due to consumption or exposure. Nevertheless, previous investigations on palaeopollution in NW Spain enable us to hypothesize that elevated atmospheric contamination, due to mining and metallurgical activities, resulted in higher exposure for populations of the Roman period.

Acknowledgements

OLC is funded by the Programa de consolidación e estruturación de unidades de investigación competitivas (2012-PG108), Xunta de Galicia.

References

- Blanco Freijeiro A, Fusté Ara ME, García Alen A. (1961). La necrópolis galaico-romana de La Lanzada (Noalla, Pontevedra), I. *Cuadernos de Estudios Gallegos* 16: 141-158.
- IUSS Working Group WRB. (2007). *World reference base for soil resources 2006, first update 2007*. World Resources Reports Food and Agriculture organization of the United Nations. Rome. No. 103
- Kylander ME, Weiss D., Martínez Cortizas A, Spiro B, Garcia-Sanchez R, Coles BJ. (2005). Refining the pre-industrial atmospheric Pb isotope evolution curve in Europe using an 8000 year old peat core from NW Spain. *Earth and Planetary Science Letters* 240(2): 467-485.
- López-Costas O. (2012). *Antropología de los restos óseos humanos de Galicia: estudio de la población romano y medieval gallega*. Doctoral thesis. Granada, Universidad de Granada. 555.
- Martínez-García MJ, Moreno JM, Moreno-Clavel J, Vergara N, García-Sánchez A, Guillamon A, Porti M, Moreno-Grau S. (2005). Heavy metals in human bones in different historical epochs. *Science of the Total Environment* 348(1-3): 51-72.
- Martínez Cortizas A, García-Rodeja E, Pontevedra Pombal X, Nóvoa Munoz JC, Weiss D, Cheburkin A. (2002). Atmospheric Pb deposition in Spain during the last 4600 years recorded by two ombrotrophic peat bogs and implications for the use of peat as archive. *Science of the total environment* 292(1-2): 33-44.
- Millard AR, Hedges REM. (1996). A diffusion-adsorption model of uranium uptake by archaeological bone. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60(12): 2139-2152.
- Pfretzschner HU. (2006). Collagen gelatinization: the key to understand early bone-diagenesis. *Palaeontographica Abteilung a-Palaeozoologie-Stratigraphie* 278(1-6): 135-148.
- Reimann C, Filzmoser P, Garrett R, Dutter R. (2008). *Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R*. Wiley. Chichester.
- Schroede HA, Tipton IH. (1968). Human body burden of lead. *Archives of Environmental Health* 17(6): 965- 978.
- Smrcka V, Jambor J, Gladykowska-Rzeczycka J, Marczik A. (2000). Diet reconstruction in the Roman era. *Acta Universitatis Carolinae. Medica* 41(1-4): 75-82.
- Sthathopoulou ET, Psycharis V, Chryssikos GD, Gionis V, Theodorou G. (2008). Bone diagenesis: New data from infrared spectroscopy and X-ray diffraction. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 266(3-4): 168-174.
- Taboada T, Cortizas AM, García, C, Garcia-Rodeja E. (2006). Uranium and thorium in weathering and pedogenetic profiles developed on granitic rocks from NW Spain. *Science of the Total Environment* 356(1-3): 192-206.
- Zapata J, Perez-Sirvent C, Martínez-Sánchez MJ, Tovar P. (2006). Diagenesis, not biogenesis: Two Late Roman skeletal examples. *Science of the Total Environment* 369(1-3): 357-368.

Chemical weathering of the volcanic soils of Isla Santa Cruz (Galápagos Islands, Ecuador)

T. Taboada^{1*}, L. Rodríguez Lado¹, C. Ferro², A. Martínez-Cortizas¹, G. Stoops³

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; *teresa.taboada@usc.es

²Instituto de Ciencias del Patrimonio, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Edificio Monte da Condesa, Bajo, Campus Sur, 15782 Santiago de Compostela, España.

³Laboratorium voor Mineralogie en Petrologie, Vakgroep Geologie en Bodemkunde, WE13. Krijgslaan 281, S8. B9000, Gent, Belgium

Abstract

We present a study on weathering of volcanic soils using 43 profiles (131 horizons) sampled in Santa Cruz Island (Galapagos Islands). Several weathering indices, based on chemical composition, are used. Since the geological material is highly homogeneous the intensity of weathering is mostly related to climatic conditions controlled by topography. There is a gradient of increasing weathering from the arid conditions predominant in the coast to elevations of 400-500 m a.s.l. where much more humid conditions prevail.

Introduction

Accessible information on soils from Galápagos Islands is very limited. Up to now it was only the Belgian geo-pedological mission of 1962 that made a systematic soil survey of Isla Santa Cruz. An evaluation of the existing knowledge on Galápagos soils and a global interpretation from a micromorphological point of view was recently published by Stoops (2013 a and b). However, information on the chemical composition (Rodríguez Flores et al., 2006) and especially on the weathering processes is very scarce and the properties of soils developed from volcanic material largely depend on weathering conditions.

The objective of this work was to study the chemical weathering of volcanic soils in Isla Santa Cruz using the soils collected by the Belgian scientists' (J. Laruelle, P. De Paepe and G. Stoops) mission. The aim is to help to increase the knowledge on the formation and evolution of the soils in Galápagos Islands.

Materials and methods

Galápagos is an archipelago of oceanic islands formed by the interaction between the Galápagos hotspot and the Cocos-Nazca ridge. Isla Santa Cruz belongs to middle aged islands and consists of a core of marine sediments, the Platform Series, covered by basaltic lava flows, known as the Shield Series. In the more elevated parts of the island, many ash cones are present. The age of the Shield Series ranges between 590 ± 27 ka and 24 ± 11 ka (White et al., 1993, Geist et al. 2011). These volcanic islands have not been active in historical time (White et al., 1993, Adelinet et al., 2008, Sallarés et al., 2009). The petrology and geochemistry have been studied by White et al. (1993), who concluded that the volcanic materials are alkaline and tholeiitic basalts.

The climate of Galápagos Islands is unusually dry and cold for their equatorial position. This is due to the prevailing south-east trade winds and cold oceanic currents that converge in the archipelago. There are two main seasons on the islands with major differences in temperature and rainfall. From January to June, the climate is warm with occasional heavy rain showers. From June to December, the air is cooler and an inversion layer is formed. It brings a moisture-laden mist to the highlands whereas the lowland areas remain dry. Average annual rainfall ranges from 500 mm on the coast to 1500–2000 mm in the highlands (above 500 m a.s.l.) on the southern windward side. The northern leeward side of the island only receives

rainfall during heavy storms in the hot season. Rainfall can quadruple during El Niño years (Trueman and d'Ozouville, 2010; Pryet et al., 2012).

Isla Santa Cruz is characterized by a broad low elevation coastal apron surrounding a main central shield, which culminates at Cerro Crocker 855 m a.s.l. Due to the orographic effect, contrasts are more acute during the rainy season, when the fog layer is observed along the windward slope from 300 to 400 m a.s.l. up to the summit (Trueman and d'Ozouville, 2010; Pryet et al., 2012).

Forty-three soils sampled from the coast and along the windward slopes of Isla Santa Cruz (Galápagos Islands) were analyzed: six in the coastal area near Puerto Ayora (PAy); nine in the surroundings of Bella Vista (BV); six along a catena to Crocker Mountain (CrM) to the north and six along a catena to the Camote volcano (CMt) NE of Bella Vista; four in the vicinity of El Occidente (OC); seven along a catena to Santa Rosa (SR) NW of Bella Vista; and four in the Table and Rambeck Mountain (TRM) in the NE of the island.

Most PAy, BV, OC and TRM soils are developed on basalts; CrM soils develop on basaltic tephra and slope deposits; and CMt soils on basaltic tephra. The sampling was also representative of four of the bioclimatic belts of the area: the arid coastal zone, the transition zone (situated between the arid coastal area and the more humid higher areas) (TZ, 100-240m a.s.l.); the *Scalesia* zone (SZ, 240-400 m a.s.l.); and the brown zone (BZ, 400-500 m a.s.l.). TRM soils include a group of azonal profiles, located at 370 m a.s.l. in flat depressions with a gilgai-like microtopography.

The major elements composition of the fine-earth fraction was determined: Si, Al, Fe, Mg, Mn, Ca, Na, K, Ti and P were measured by X-ray fluorescence (XRF) at the CACTI laboratories of the University of Vigo. These data were used to calculate weathering chemical indices, which convert bulk major element contents into a single value for each sample. In this study we use: Weathering index of Parker (WIP) (Parker, 1970) based on the proportions of alkaline and alkaline earth metals (Na, K, Ca, and Mg), which are the most mobile of major elements; Chemical index of alteration (CIA) (Nesbitt and Young, 1982) and Chemical index of weathering (CIW) (Harnois, 1988), both based on the ratio between a group of mobile to immobile elements (these indices assume that Al is immobile), and the Silica-Titania index (STI) based on the ratio of a group of the immobile elements (Al, Ti and Si) (Jayawardena and Izawa, 1994). As a result of their formulation CIA and CIW values increase as weathering progresses while WIP and STI values decrease.

Results and discussion

In most of soils of Isla Santa Cruz changes in the values of the weathering indices (WIP, CIA, CIW and STI) with depth are not gradual and systematic. This may indicate the presence of additions of recent materials, due to volcanic activity and colluviation. These continuous rejuvenation processes are common in soils of volcanic areas (Taboada et al., 2007).

WIP, CIA and CIW are positively correlated, but no correlation was found to STI. The highest correlation was found for CIA and CIW ($r > 0.99$), while WIP presents correlation coefficients greater than 0.86 with CIA and CIW. The highest WIP and STI values (greater than 20 and 70 respectively) were found for PAy soils developed on basalt flows near the coast. Slightly lower values were shown by BV and OC soils (WIP 16.8 ± 5 and STI 61 ± 3.4), which are brown soils developed from basaltic flows at elevations between 140 and 225 m a.s.l. (in some epipedons of these soils Stoops (2013b) identified pyroclastic material). The lowest values, representing the more weathered materials, were found in the CMt (WIP 13.2 ± 4.3 and STI 52.4 ± 4.5), SR (WIP 9.9 ± 3.4 and STI 50.8 ± 6.3) and CrM soils (WIP 8.2 ± 6.3 and STI 46.5 ± 8.4), which are found at higher elevations (230 to 500 m a.s.l.) and mostly develop on pyroclastic materials (tufa and tephra), although some of them appear mixed with basaltic colluvium (as in SR and CrM). In these three areas (CMt, SR y CrM), soils at the

highest elevations (400-500 m a.s.l.) have lower WIP and STI values, and thus a higher degree of weathering, than those located at altitudes between 325-400 m a.s.l.

CIA and CIW show a similar trend to WIP, some samples (as in CrM soils) with values close to the theoretical weathering maximum of the geological materials.

For the TRM soils, the indices which account for the cation mobility (WIP, CIA, CIW) suggest that they present a much higher degree of weathering when compared to that indicated by the STI, which only considers the behaviour of the less mobile elements (Al, Ti and Si). This may be related to deficient drainage, leading to a higher depletion on base cations than on Si, and to the large abundance of phytoliths found on them (Stoops, 2013b).

The values of the weathering indices were normalized for the sake of representation in the same graph and comparison with published data. Figure 1 presents WIP and STI values, normalized with respect to their value in the parent material (basalts of Isla Santa Cruz, White et al., 1993); for each studied area the soils are ordered from lower to higher elevations (left to right).

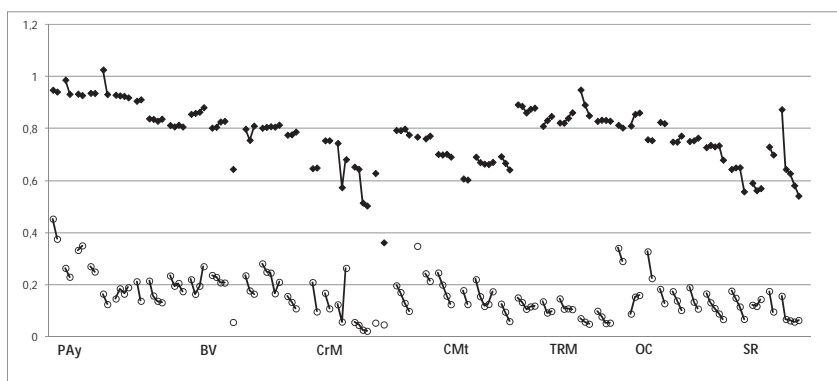


Figure 1. Normalized WIP (open circles) and STI (filled squares) values for soils from Isla Santa Cruz

The composition of the geological materials of the island is quite homogeneous, although small variations in texture have been noted. The differences in the degree of weathering are related to altitude through the control exerted in local climatic conditions. This is particularly the case for precipitation, which is maximum in the windward slopes at altitudes between 400 and 800 m a.s.l. (Pryet et al., 2012). At the same time, the degree of weathering is related to the bioclimatic zones described by Stoops (2013 a and b): soils with the lowest degree of weathering, PAy, are located in the arid coastal zone; in the transition zone (ST), BV y OC soils located at 140-240 m a.s.l. show slightly higher values; soils from CMT, SR and CrM develop in the *Scalasia* zone (SZ) at altitudes between 240-400 m a.s.l.; while the soils from CMT, Sr and CrM with the largest degree of weathering appear in the brown zone, at elevations higher than 400 m a.s.l. The small differences within each of these groups may be related to age and soil use.

Compared to the results obtained for soils of volcanic regions of Europe studied in the framework of COST-622 action (Taboada et al., 2007), soils from Isla Santa Cruz show a much higher degree of weathering than most of them, only comparable to soils from Azores and Tenerife developed on basalts. These are quite consistent results since Isla Santa Cruz soils develop on materials (basalts) and under oceanic conditions which promote intense weathering.

This degree of weathering may be responsible for the evolution of the non-crystalline phases, which may have formed in the early stages of weathering, to more crystalline forms

(halloysite, gibbsite, 2:1 phyllosilicated), as it was described for soils from Azores and Tenerife (Taboada et al., 2007). Eswaran et al. (1973) found that the mineralogy of the clays of soils from the arid and transition zones is dominated by esmectites and halloysite while soils at higher elevations contain halloysite and gibbsite.

Acknowledgements

Luis Rodríguez Lado acknowledges the Isidro Parga Pondal research program from the Xunta de Galicia (Spain) for current financial support.

References

- Adelinet M, Fortin J, d'Ozouville N, Violette S. 2008. The relationship between hydrodynamic properties and weathering of soils derived from volcanic rocks, Galapagos Islands (Ecuador). *Environ. Geol.*, 56:45-58.
- Eswaran H, Stoops G., De Paep P. 1973. A contribution to the study of soil formation on Isla Santa Cruz, Galápagos. *Pedologie* 23:100-122.
- Geist D, Harpp K, d'Ozouville N. 2011. Field Trip Guide. AGU Chapman Conference on The Galápagos as a Laboratory for the Earth Sciences (Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador, 25-30 July 2011). 24 p.
- Harnois L (1988). The CIW index: A new chemical index of weathering. *Sediment. Geol.* 55:319–322.
- Jayawardena, U, Izawa, E. 1994. A new chemical index of weathering for metamorphic silicate rocks in tropical regions: A study from Sri Lanka. *Engin. Geol.* 36:303-310.
- Nesbitt HW, Young GM (1982). Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites. *Nature* 299:715–717
- Parker A. 1970. An index of weathering for silicate rocks. *Geol. Mag.* 107:501–504
- Pryet A, Domínguez C, Fuente Tomaia P, Chaumontd C, d'Ozouvillea N, Villacis M, Violettea S. 2012. Quantification of cloud water interception along the windward slope of Santa Cruz Island, Galapagos (Ecuador). *Agric.Forest Meteo.* 161:94– 106
- Rodríguez Flores R, Ferro Vázquez C, Stoops G, Martínez Cortizas A. 2006. Elemental composition of soils developed on volcanic materials of Isla Santa Cruz (Galapagos Islands). In: *Abstracts of the EGU-General Assembly*, Vienna, Austria. Abstract EGU06-A-04834.
- Sallarés V, Charvis P, Calahorrano C. 2009. Naturaleza y formación de la Provincia Volcánica de Galápagos. In: *Geología y geofísica marina y terrestre del Ecuador* (Collot JY, Sallares V, Pazmiño N ed.). Comisión Nacional del Derecho del Mar (CNDM), p.203-219.
- Stoops G. 2013a. Soils and Palaeosoils of the Galapagos Islands. What do we know? A meta-analysis. *Pacific Science* 68(1):
- Stoops G. 2013b. A micromorphological evaluation of pedogenesis on Isla Santa Cruz (Galápagos). *SJSS* 3(2): 14-37. DOI: 10.3232/SJSS.2013.V3.N2.02
- Taboada T, García C, Martínez-Cortizas A, Nóvoa JC, Pontevedra X, García-Rodeja E. 2007. Chemical weathering of reference european volcanic soils. In: *Soil of Volcanic Regions in Europe* (Arnalds O, Bartoli B, Buurman P, Óskarsson H, Stoops G, García-Rodeja E ed.). Springer
- Trueman M, d'Ozouville N. 2010. Characterizing the Galapagos terrestrial climate in the face of global climate change. *Galapagos Res.* 67, 26–37.
- White, WM, McBirney, AR, Duncan, RA. 1993. Petrology and Geochemistry of the Galápagos Islands: Portrait of a Pathological Mantle Plume. *J. Geophysical Research* 98 (19):533-563.

Caracterización mineralógica y geoquímica de una secuencia edafo-sedimentaria asociada al yacimiento neolítico de Mas d'Is (Penàguila, Valencia)

R. Tallón Armada^{1*}, T. Taboada¹, M. Costa-Casais¹, A. Martínez Cortizas¹

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; *rebeca.tallon@usc.es

Resumen

En este trabajo presentamos el estudio mineralógico, físico-químico y de la composición elemental de una secuencia edáfica policíclica ubidaca en las cercanías del yacimiento arqueológico de Mas d'Is (Valencia). Los objetivos son i) determinar algunas de las principales propiedades de los ciclos edáficos de la secuencia, ii) inferir los procesos dominantes en cada uno de ellos e iii) interpretar las condiciones ambientales que pudieron haber dado lugar a su génesis. De esta forma, este trabajo se enmarcaría en la disciplina de la Edafoarqueología.

Introducción

El estudio de los suelos policíclicos en contextos arqueológicos aporta información de alta relevancia para entender el asentamiento y actividades humanas, a la vez que puede ayudar a ofrecer un marco evolutivo y un contexto climático al yacimiento (Walkington, 2010).

El presente trabajo aborda la caracterización de una secuencia edafo-sedimentaria del contexto arqueológico de Mas d'Is (Penàguila, Valencia), uno de los primeros poblados neolíticos de la Península Ibérica (5600/5550 - 4900/4850 a. C; Bernabeu Aubán y Martí Oliver, 2012). Este asentamiento está situado próximo a la costa mediterránea, caracterizada por la presencia de un gran número de yacimientos arqueológicos clave para entender la colonización y desarrollo de la agricultura de Iberia a comienzos del Neolítico (Zapata et al, 2004; Bernabeu Aubán y Martí Oliver, 2012). Se trata de un sector donde el desarrollo de las primeras prácticas agrarias, y concretamente la extensión del cultivo, debieron provocar grandes transformaciones en el paisaje que, necesariamente, tuvieron que dejar su impronta en el medio, principalmente en los suelos y en la cubierta vegetal de las zonas ecológicamente más sensibles (Zapata et al, 2004). El clima también jugó un papel muy importante en la evolución de este paisaje, ya que durante el Holoceno, el Mediterráneo suroccidental estuvo sujeto a numerosos cambios ambientales (Jalut et al, 2009; Carrion et al 2010; Roberts et al, 2011). A la hora de aproximarnos a conocer la evolución de esta secuencia y por lo tanto de este sector, es necesario saber en qué medida la presión antrópica, las condiciones climáticas, y la interacción entre ambas influyeron en su proceso de formación y desarrollo. El objetivo de esta investigación es la caracterización mineralógica y geoquímica de la secuencia edafo-sedimentaria mencionada, así como, a partir de las propiedades, inferir los procesos y condiciones ambientales que dirigieron su formación.

Material y métodos

El área de estudio se encuentra en el Valle del Serpis (Valencia), en la cabecera del río Penàguila, dentro del contexto arqueológico de Mas d'Is. El territorio donde se enclava el yacimiento es una antigua plataforma de margas miocenas fuertemente incidida por procesos erosivos recientes, que han dado lugar a una serie de barrancos profundos (Bernabeu Auban et al, 2003). En uno de los guadis que caracterizan el área, se tomó una secuencia edafo-sedimentaria representativa (MDS23) con una potencia vista de 200 cm. El muestreo se realizó con alta resolución, con un total de 34 muestras (de 10-5 cm de espesor dependiendo del nivel estratigráfico). En las muestras seleccionadas se analizó la composición elemental

(mediante fluorescencia de rayos X y autoanizador C-N), propiedades fisico-químicas (pH en agua y KCl 1M), se realizó un estudio y cuantificación mineralógica (mediante difracción de rayos X) y susceptibilidad magnética, usando un Quantum Design PPMS, con un campo magnético de 1 Tesla a 300K.

En campo se identificaron tres unidades estratigráficas (I, II, III) que se corresponden a tres fases de formación distintas. La unidad III (basal) se corresponde con una paleosuperficie, que presenta restos de cerámica y evidencias de quema. Este nivel se asume que es coetáneo con la ocupación del yacimiento, de acuerdo con los datos arqueológicos, y por tanto corresponde al periodo Neolítico. La unidad II está formada por un nivel muy rico en carbonatos que presenta ligeros bandeados oscuros que se corresponden a distintas paleosuperficies. La unidad I (superficial) pertenece a un nivel de terraza fluvial, formado por materiales gruesos en la base que progresivamente se vuelven más finos hacia la superficie.

Resultados y discusión

El mineral dominante en esta secuencia es la calcita, con >70% en todas las muestras analizadas, a excepción de la unidad III donde los valores oscilan entre un 70% y un 40% (Figura 1). Es en esta unidad donde el contenido en cuarzo y en minerales de la arcilla alcanzan los mayores valores de la secuencia (>30% de cuarzo; >20% de minerales de la arcilla). Cabe destacar que en muestras puntuales a lo largo de la secuencia también se identifican feldespatos, sin llegar a superar el 10%.

La reacción del suelo es alcalina en todas las muestras, típica de materiales carbonatados, con valores en agua (pH_w) de 8,3 a 8,8 y entre 1,0-1,3 unidades menor en KCl (pH_{KCl}). Los valores de pH más bajos se encontraron en la unidad III.

El contenido en C oscila entre un 10% (unidad I) y un 4% (unidad III) (Figura 2). Su variación vertical es similar a la de otros elementos, como el Ca y el Sr, con los que se correlacionan de forma muy significativa (r: 0,87 con Ca; r: 0,91 con Sr). Los valores de N se encuentran entre 0,03% y 0,1% (Figura 2). Este elemento se correlaciona positivamente con el LOI (r: 0,79), mientras que su correlación con el C es baja y de pendiente negativa (r: -0,39).

Los valores de Si y A, presentan una variación más irregular (Figura 2). Oscilan entre un 9,7-20,3% (Si) y un 1,3-4,4% (Al), con máximos en la unidad III y la parte superficial de la unidad I. El Fe presenta esta misma tendencia, con mayor definición (Figura 2). Su contenido oscila entre 1,2-2,7%, aumentando considerablemente en la unidad basal. Este patrón también aparece en otros elementos como el Ti y el K, así como en la susceptibilidad magnética (SM), que se correlacionan positivamente con el Fe (r: 0,97 con Ti; r: 0,91 con K; r: 0,96 con SM).

Los datos geoquímicos y mineralógicos confirman y ayudan a caracterizar las unidades estratigráficas descritas en campo, a la vez que permiten delimitar subunidades dentro de cada ciclo (Figuras 1 y 2). A partir de los datos obtenidos se puede inferir la siguiente evolución para esta secuencia:

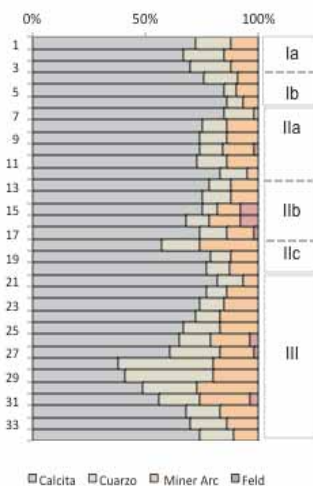


Figura 1. Mineralogía de la secuencia MDS23

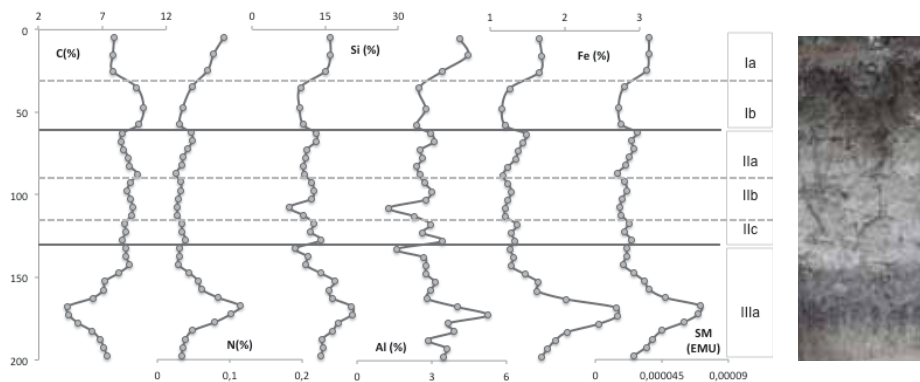


Figura 2. Distribución vertical de algunos elementos mayoritarios y minoritarios (%) y susceptibilidad magnética (SM, en EMU) de la secuencia MDS23

Ciclo III: se caracterizado por una marcada disminución en el contenido de C, Ca y Sr, al mismo tiempo que se produce un aumento en el contenido en N, Fe, Ti, K, cuarzo y minerales de la arcilla; lo que indica una fuerte descarbonatación, aumento del contenido en materia orgánica y enriquecimiento residual de otros elementos y minerales. Todo ello apunta al principal proceso de edafogénesis en suelos carbonatados, que es la disolución-precipitación de carbonatos, acumulación/neoformación residual de otros minerales y estabilización/acumulación de materia orgánica. Hacia la superficie de este ciclo se produce un aumento progresivo del contenido en Ca, C, y Sr en detrimento de los restantes elementos, lo que indica una disminución de la intensidad del proceso edafogénico en relación a la entrada de material fresco en la secuencia.

Ciclo II: presenta un aumento en el contenido de C, Ca y Sr y disminución en los restantes elementos respecto al ciclo III. Se puede dividir en tres subciclos que podrían corresponder a tres fases de edafogénesis incipiente, en cuya superficie se repite a menor escala el patrón de descarbonatación, acumulación/neoformación de otros minerales y estabilización/acumulación de materia orgánica. Está cortado abruptamente por la entrada de material fluvial (ciclo I).

Ciclo I: Se corresponde con una terraza fluvial. Presenta dos subniveles bien definidos: el basal - con los mayores contenidos en C, Ca, Sr y calcita de la secuencia y una disminución abrupta en los restantes elementos, cuarzo y minerales de la arcilla. Hace referencia a la entrada de material fresco carbonatado. En el nivel superficial se invierte el patrón, con el predominio de material más fino y la última fase de edafogénesis.

Formación y Evolución de los ciclos:

La unidad III, asociada al periodo Neolítico, presenta el ciclo de suelo más desarrollado, con una fuerte descarbonatación, acumulación residual de elementos y una marcada horzonación. El alto grado relativo de edafogénesis apunta su formación bajo condiciones climáticas cálidas y húmedas, de estabilidad superficial y disponibilidad hídrica, que son corcondantes con las identificadas para el Óptimo Climático Holoceno (COHMAP, 1998; Petit-Maire et al, 2009). Esto indicaría la disponibilidad de una superficie estable para el asentamiento humano y un suelo fértil para el cultivo.

La intensidad del proceso edafogénico identificado en el ciclo III disminuye progresivamente hacia la superficie, a la vez que aumenta la proporción de material carbonatado. Estos nuevos aportes son asimilados por el suelo paulatinamente hasta que su

intensidad es suficientemente grande como para causar una ruptura abrupta y dar paso a la formación del ciclo II. A ello se asocia una menor estabilidad superficial, así como aumento de los procesos de erosión y transporte y probablemente un clima más seco y frío. El ciclo II se formaría tras la alternancia de breves fases de estabilidad superficial, tal y como muestran los datos, dando lugar a una edafogénesis muy incipiente. Este cambio en las condiciones de formación entre el ciclo III y II podría relacionarse con un aumento de la aridez en el Mediterráneo, identificada por Jalut et al, 2009 a partir del 5500 BP. La evolución policíclica de Bosquet (Alicante), también estudiada por nosotros (Tallón Armada et al., 2014).

El ciclo superficial se ha relacionado con una terraza fluvial (ciclo I) que corta y entierra al ciclo II. Dicha unidad se encuentra formada por un nivel con abundantes clastos redondeados en la base, que pasa progresivamente a material más fino. Su formación está asociada, sin duda, a la disección progresiva de las margas miocenas y todo apunta a que tuvo lugar durante el Holoceno final.

Agradecimientos

Esta investigación se ha realizado en el marco del proyecto AGRIWESTMED: Origins and spread of agriculture in the western Mediterranean region' (Advanced Grant No. 2305619)

Bibliografía

- Bernabeu J, Martí B. 2012. Región central del Mediterráneo. En: *El Neolítico en la península ibérica y su contexto europeo, Síntesis regionales* (Rojo Guerra M. A, Garrido Pena R, Martínez de Lagrán I, coords.). Ediciones Cátedra, Grupo Anaya, S. A., Madrid, pp. 371–403.
- Bernabeu J, Orozco Köhler T, Díez Castillo A, Gómez Puche M, Molina Hernández FJ. 2003. Mas d'Is (Penàguila, Alicante): aldeas y recintos monumentales del Neolítico Inicial en el Valle del Serpis. *Trabajos de Prehistoria*. 60: 39-59.
- Carrión J.S, Fernández S, Jiménez-Moreno G, Fauquette S, Gil-Romera G, González-Sampériz P, Finlayson C. 2010. The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *Journal of Arid Environment*. 74: 731–736.
- COHMAP Members. 1998. Climatic changes of the last 18 000 years: observations and model simulations. *Science*. 241, 1043–52.
- Jalut G, Esteban Amat A, Bonnet L, Gauquelin T, Fontugne M. 2000. Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography., Palaeoclimatology., Palaeoecology*. 160:255–290.
- Petit-Marie N, Bouysse P, de Beaulieu J. L, Boulton G, Guo Z, Kershaw P, LIsitsyna O, Partridge T, Pflaumann U, Schulz H, Soons J, Van Vliet-Lanoë B. 2000. Geological records of the recent past, a key to the near future world environments. *Episodes*. 23:230-246.
- Zapata L, Peña-Chocarro L, Pérez-Jordá G, Stika H-P. 2004. Early Neolithic Agriculture in the Iberian Peninsula. *Journal of World Prehistory*. 18: 283–325.
- Roberts N, Brayshaw D, Kuzucuoglu C, Pérez R, Sadori L. 2011. The mid-Holocene climatic transition in the Mediterranean: Causes and consequences. *Holocene*. 21:3–13.
- Tallón Armada R, Costa-Casais M, Schellekens J, Taboada T, Vives-Ferrándiz Sánchez J, Ferrer García C, Abel Schaad D, López-Sáez JA, Carrión Marco Y, Martínez Cortizas A. 2014. Holocene environmental change in Eastern Spain reconstructed through a multiproxy study of a pedo-sedimentary sequence from Les Alcusses (Valencia, Spain). *Journal of Archaeological Science*. En prensa.
- Walkington H. 2010. Soil science applications in archaeological contexts: A review of key challenges. *Earth-Science Review*. 103:122–134.

Reconstrucción paleoambiental de los últimos 8.000 años de la turbera de Zalama (Sierra de Ordunte, País Vasco)

M. Souto^{1*}, X. Pontevedra-Pombal², D. Castro¹, JÁ López-Sáez³, Sebastián Pérez-Díaz³, E. García-Rodeja², M.I. Fraga¹

¹Departamento de Bótanica. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela (USC), 15782 Santiago de Compostela, A Coruña, España. *martin.souto@usc.es

²Departamento Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela (USC), 15782 Santiago de Compostela, A Coruña, España

³GI Arqueobiología, Instituto de Historia, CCHS – CSIC, Madrid, España

Resumen

En la turbera ombrotrófica de Zalama (País Vasco) se han estudiado los macrorrestos vegetales y se ha realizado un análisis de la humificación de la turba, para establecer una reconstrucción paleoambiental de las condiciones de hidrológicas de la turbera en los últimos 8000 años. Ambos proxies, que muestran una apreciable concordancia, permitieron diferenciar 4 periodos de elevada humedad superficial (8000-7400, 6400-5640, 1050-480 y 480-300 BP) entre los que se intercalan otros más secos con zonas de transición seco-húmedo.

Introducción

Las turberas contienen un registro detallado de los cambios ambientales y de la biodiversidad pretérita. La combinación de análisis de diferentes factores sensibles a cambios ambientales, como son los cambios en la humificación de la turba y en los macrorrestos vegetales, a lo largo del perfil del suelo, han demostrado ser de gran utilidad para la reconstrucción de las condiciones ambientales existentes a lo largo de la historia de la turbera, especialmente en lo que se refiere a los cambios producidos en las condiciones hidrológicas de la capa superficial, que en este tipo de turberas están condicionadas por la precipitación y la humedad atmosférica. (Aaby, 1975; Nilssen y Vorren, 1991; Chambers et al., 2010)

El objetivo de este trabajo es i) conocer la evolución holocena, a escala local, de la turbera ombrotrófica de Zalama, única turbera de cobertor conocida en el País Vasco, la más meridional de Europa y la más oriental de la Península Ibérica que posee un registro continuo de 8000 años; ii) determinar las posibles relaciones de los cambios a escala local con otros a escala global, basados en diferentes proxies.

Material y métodos

Descripción de la turbera

La turbera de Zalama (ZAL) se localiza en los Montes de Ordunte (País Vasco) sobre areniscas cuarcíticas a 1.320 m s.n.m. (UTM-30T: X-0466673 Y-4775991) con una temperatura media anual de 7'5° C y una precipitación total anual superior 1600 mm (Heras, 2002).

La vegetación actual (Heras, 2002), consiste en una parte central dominada por un brezal turboso de *Calluna vulgaris* (L.) Hull y *Erica tetralix* L., con *Eriophorum vaginatum* L., *Molinia caerulea* (L.) Moench., *Daboecia cantábrica* (Huds.)K. Koch., *Erica cinerea* L., *Potentilla erecta* (L.) Rauschel, *Galium saxatile* L., *Vaccinium myrtillus* L., *Juncus effusus* L y los musgos *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw., *Hypnum cupressiforme* Hedw., *Dicranum scoparium* Hedw. y *Campylopus flexuosus* (Hedw.) Brid.; y una zona periférica, más húmeda, de carácter minerotrófico dominada por *E. tetralix*, *C. vulgaris*, *D. cantábrica*, con *Juncus squarrosus* L., *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium* Honck., *Scirpus cespitosus*, *M. caerulea*, *J. effusus* y los musgos *Sphagnum cuspidatum* Hoffm., *Sphagnum tenellum* (Brid.)

Brid., *Pleurozium schreberi* (Willd ex Brid.) Mitt., *Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwaegr., *Dicranum bonjeanii* De Not. y *Polytrichum commune* Hedw.

Toma de muestras

Se tomaron dos testigos completos hasta la base de la turba (226 cm), el primer metro con sonda Waardenar y el resto con sonda rusa. En laboratorio se seccionaron los bloques de muestra fresca, los primeros 30 cm de 1 cm de grosor y el resto de 2 cm, obteniéndose un total 130 muestras.

Modelo edad/profundidad

Para establecer los patrones de desarrollo de la turbera se utilizaron 17 muestras de turba que fueron enviadas a Ångström Laboratory, Div. of Ion Physics, 14C-lab, Uppsala, para su datación por radiocarbono. Una vez calibradas (CALIB 5.0.2), el modelo edad/profundidad se obtuvo mediante el ajuste de ecuaciones polinómicas no lineales para las edades calibradas. La edad basal fue de más de 8000 años cal. AP.

Extracción y análisis de macrorrestos vegetales

De cada muestra se obtuvieron sub-muestras de 5 cm³ que fueron digeridas, con NaOH al 8% durante 15 minutos. A continuación se realizó un proceso de disgregado con un tamiz (0,2 mm). El material tamizado fue transferido a placas Petri para la identificación y cuantificación de los macrorrestos mediante observación con estereomicroscopio. Para la cuantificación se ha empleado el método de “cuadrante y recuento de hojas” (QLC) (Barber, 1994) excepto para los escasos y de pequeño tamaño que se contaron todos. Para la identificación se ha utilizado como referencias herbario y preparaciones microscópicas de las especies de la flora de turbera actual, además de material bibliográfico (Mauquoy, 2007; Grosse-Brauckmann, 1972, 1974, 1992).

Análisis de humificación de la turba

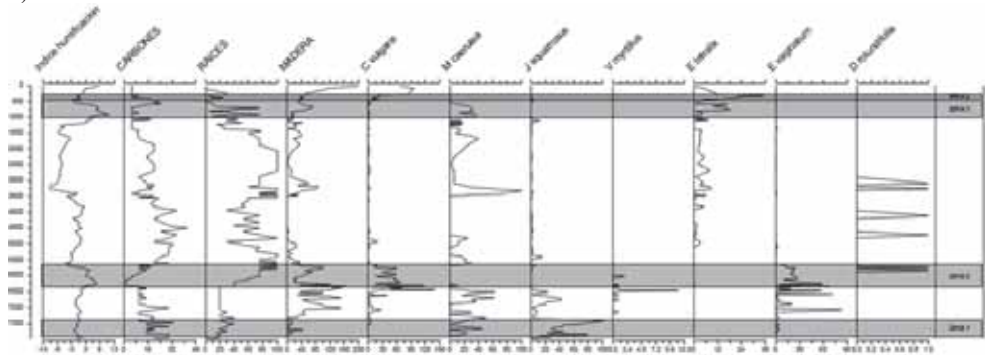
Se utilizó el método de Blackford y Chambers (1993), consistente en la ebullición lenta de 0.1g de muestra en 50 ml de NaOH (8 %, pH 12,6) y la medición de la absorbancia del extracto resultante por espectrofotometría (espectrofotómetro Jenway 6305) a 540 nm. Las medidas se repitieron tres veces para cada muestra. La absorción de luz es proporcional a la cantidad de materia humificada disuelta (Aaby y Tauber, 1975).

Resultados y discusión

En la Fig. 1 se muestran los cambios observados en los niveles de humificación de la turba, y en el contenido en macrorrestos vegetales a lo largo de todo el perfil. Teniendo en cuenta que valores bajos de humificación son indicativos de periodos de elevada humedad en la turbera y que, en general, coinciden con la presencia de macrorrestos de especies con reconocidas preferencias ecológicas por ambientes inundados o con la capa freática próxima a la superficie del suelo (*Sphagnum* sp.; *A. Palustre*; *J. squarrosus*, *D. rotundifolia*), hemos podido diferenciar 4 periodos húmedos, entre los que ha habido otros mas secos, en ocasiones interrumpidos por cortos episodios con mayor humedad en la superficie de la turbera. En los diagramas estratigráficos (Fig. 1) se han resaltado los periodos más húmedos:

ZAL-1 (8000-7400 BP). Es la parte inferior la turba de color gris negruzco, muy plástica, bastante descompuesta y con arenas de cuarzo muy finas. Aunque el nivel de humificación no es bajo, podría tratarse de un episodio húmedo debido a la abundancia de semillas de *J. squarrosus* y, en menor medida, de rizomas de *Eriophorum*.

a)



b)

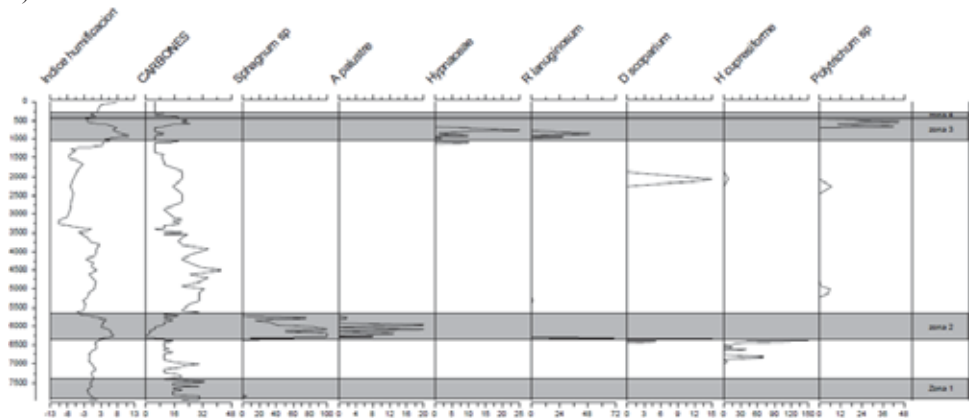


Figura 1. Diagrama estratigráfico de plantas vasculares (a) y de briofitos (b). Se indica IH y contenido en carbonos. En gris los periodos más húmedos.

ZAL-2 (7400-6400 BP). En esta zona, donde la turba es rojiza y está bastante humificada, los dos proxies analizados concuerdan en indicar que se trata de una fase más seca. Disminuye *J. squarrosus* y se detecta abundancia de madera y semillas de *C. vulgaris*, especie que podría haber obligado a retroceder a *J. squarrosus*. Otro indicador de mayor sequedad es el musgo *H. cupressiforme* que suele aparecer asociado a *C. vulgaris*.

ZAL-3 (6400-5650 BP). Zona de turba rojiza muy fibrosa poco humificada. La concordancia de baja humificación y presencia de especies indicadores de ambientes hidrófilos, indican un período húmedo. Es la zona más rica en macrorrestos, entre los que destacan *Sphagnum* sp., *D. rotundifolia* y *A. palustre*. *Eriophorum* aumenta con respecto a la zona anterior y *C. vulgaris* también tiene una fuerte presencia. Destaca la escasa presencia de carbonos (ausencia o escasez de incendios).

En la transición de ZAL-2 a ZAL-3 aparecen restos de los musgos *D. scoparium* y *R. lanuginosum*, aunque este último se ha asociado a condiciones secas y degradadas de las turberas, tiene un papel activo durante los periodos de cambio climático hacia el aumento de condiciones húmedas tras un periodo seco (Ellis, 2003), como en este caso de Zalama.

ZAL-4 (5650-3200 BP). Corresponde al periodo Subboreal, con turba rojiza en la parte inferior que pasa a marrón oscura y fibrosa. Destaca la escasez de macrorrestos, sólo aparecen pequeñas subzonas de *M. caerulea* y *E. tetralix*. Puntualmente se han observado algunas semillas de *D. rotundifolia* que pueden representar cortos episodios húmedos. Presenta una gran cantidad de carbonos procedentes de incendios lo que explicaría la falta de otros

macrorrestos vegetales.

ZAL-5 (3200-1050 BP). Considerada como más seca, presenta turba marrón oscura y fibrosa. La presencia de *E. tetralix* es continua, acompañada por *M. caerulea*, que tiene un repunte entre 1800-1500 BP coincidiendo con el Periodo Cálido Romano. Ambas especies toleran oscilaciones en el nivel de la capa freática.

ZAL-6 (1050-480 BP). Coincide con el óptimo climático medieval. Presenta turba pardo naranja compacta. El índice de humificación indica condiciones húmedas; los macrofósiles corresponden a *M. caerulea* y *E. tetralix*, ésta última más abundante que en el período anterior. Entre el 900-800 BP aparecen restos de *R. lanuginosum*, que podrían volver a indicar una transición climática.

ZAL-7 (480-300 BP). Corresponde a la Pequeña Edad de Hielo, con turba pardo naranja compacta, poco humificada. Los macrorrestos indican la presencia de un brezal higrófilo con abundante *E. tetralix* y, en menor medida, *C. vulgaris*.

ZAL-8 (300-Presente). Es la zona superior del perfil, con un contenido en macrorrestos que refleja una cubierta vegetal similar a la actual, un brezal más seco con dominio de *C. vulgaris* que desplaza a *E. tetralix*.

Esta zonificación coincide, en general, para la descrita para otras turberas de Europa.

Bibliografía

- Aaby B., Tauber H., 1975. Rates of peat formation in relation to degree of humification and local environment, as shown by studies of a raised bog in Denmark. *Boreas* 4, 1–17.
- Barber K.E., Chambers F.M., Maddy D., Stoneman R.E., Brew J.S. 1994. A sensitive high resolution record of Late Holocene climatic change from a raised bog in Northern England. *The Holocene* 4, 198–205.
- Chambers FM, Beilman DW, Yu Z, 2010. Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires Peat* 7, 1–10
- Ellis CJ, Tallis JH. 2003. Ecology of *Racomitrium lanuginosum* in British blanket mire, evidence from the palaeoecological record. *Journal of Bryology* 25: 7–15.
- Grosse-Brauckmann, G. 1972 Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflanzen und ihre Merkmale. *Telma* 2, 19–55.
- Grosse-Brauckman, G. 1974 Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. II. Weitere Reste (Früchte und Samen, Moose u.a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. *Telma* 4, 51–117.
- Grosse-Brauckmann G. 1992. Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. III. Früchte, Samen und einige Gewebe (Fotos von fossilen Pflanzenresten). *Telma* 22, 53–102.
- Heras P. 2002. Determinación de los valores ambientales de la turbera del Zalama (Carranza; Bizkaia) y propuestas de actuación para su conservación. Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.
- Heras P. 1990. Estudio briológico de las turberas de los Tornos y Zalama. Cuadernos de Sección. Ciencias Naturales, 7:117-137. Sociedad de estudios Vasco-Eusko Ikaskuntza. San Sebastián.
- Mauquoy D. & van Geel B. 2007 Mire and peat macros. In: Elias, S.A. (ed.) *Encyclopedia of Quaternary Science* 3, 2315–2336.
- Nilssen E., Vorren K.-D. 1991. Peat humification and climate history. *Norsk Geologisk Tidsskrift* 71, 215-217.

Temporal changes in soil carbon in *Quercus ilex* stands along its distribution area in Spain (Level I Network surveys, ICP-Forests)

M.R. González-Cascón¹, M.I. González-González², A.C. de la Cruz-Calleja²,
M. Serrano-Játiva², J.M. Grau-Corbí²

¹Department of Environment, INIA, Crra. Coruña km 7,5, 28040 Madrid (Spain); *cascon@inia.es

²Department of Forest Genetic, CIFOR, INIA, Crra. Coruña km 7,5, 28040 Madrid (Spain)

Abstract

This study examined the variation of four soil chemical variables (pH, total carbon and nitrogen and SOC) between two forest soil surveys conducted in an average time span of 12 years in 91 holm oak plots spread along its distribution area in mainland Spain, that belong to the Level 1 Network of the ICP Forests Program in Spain.

Introduction

The first Forest Soil Monitoring at European level was carried out in the middle of the 1990s with the objective of assessing changes in soil condition at spatial and temporal scales (ICP-Forests programme), over a georeferentiated grid called Level 1 (Vanmencheler et al., 1997). A second soil monitoring was conducted more than 10 years later in the same sampling locations under the European BIOSOIL Demonstration Project implemented from 2006 to 2009 (De Vos, B. and Cools, N. 2011).

In Spain, the first Forest Soil Monitoring survey was carried out between the years 1993-95 over 464 points. The plots where *Quercus ilex* is the predominant forest species represented 21 % of the total. In the implementation of the BIOSOIL Project at national level in the 2006-08 period, a second forest soil survey was conducted in 620 plots (MMA, 2007). 91 soil sampling locations with *Quercus ilex* stands were sampled and analysed in both monitoring programs. A previous study assessed the influence of climatic and edaphic factors on the soil carbon stocks in the holm oak plots of the first survey (González González et al., 2012). The goal of this study is to compare the changes in soil carbon and other chemical variables between the two soil surveys in the topsoil mineral layers of the common *Quercus ilex* stands plots.

Methodology

The 91 sampling locations were spread along the *Quercus ilex* distribution area in mainland Spain over an altitudinal range of 150-1500 m asl and a tree density gradient starting from the woodland grasslands *dehesas* (38 %) in the Western regions, open stands formations (40 %) until dense stands (22 %) in the North. Mean annual precipitation varies from 441 to 1099 mm and mean annual temperatures from 7.9 to 17.9 °C. The acidic topsoils are predominant (60%) in contrast to the 40 % basic topsoils. Basic topsoils appear only in the open and dense forest stands. Sampling procedures were similar (Montoya Moreno et al. 1997) and analyses were conducted in the soil laboratory at INIA in both surveys (González González et al., 2012). Soils were sampled by depth until 20 cm (organic layer, 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm) in four (first survey) or in five (BIOSOIL survey) representative locations at each sampling plot and a composite sample per layer was generated in the field for chemical analyses. In 40% of the holm oak plots in the first survey, the 0-5 and 5-10 cm layers were not separately sampled. For this reason, an average layer of 0-10 cm has been calculated in all sampling locations in both monitoring programs. pH (CaCl₂), total organic nitrogen, carbon and carbonate contents were analysed in the mineral soil layers. In the second survey, cation exchange capacity and exchangeable cations were analysed as well. The total carbon content (Ct) and total nitrogen content (Nt) were analysed by dry combustion with LECO elemental analyzers. Total soil

organic carbon contents (SOC) were calculated by the subtraction of % C-carbonate fraction from the total carbon concentrations in carbonated soil samples and were equal to total carbon contents in acid soils.

Results and discussion

Soil total and organic carbon in the holm oak stands increased with tree density and soil pH. In the upper 0-10 cm layer, the median values were significant greater in the dense forest (5.0 % SOC, 6.8 % Ct), than the open stands (3.1 % SOC, 4.5 % Ct) and the dehesas (2.1 % SOC, 2.1 % Ct) ($\alpha < 0.001$). A general good correlation was found between the two surveys in the four parameters studied (Figure 1, a-h). Two of the initial 91 level I plots were discarded because the differences in all soil parameters analysed were too high, thus they were separated for a re-sampling analysis. The differences between the median values of the two soil surveys (Kruskal-Wallis test) in pH, total carbon, SOC and nitrogen were only statistically significant for the layer 10-20 cm for SOC and nitrogen contents (Table 1).

Table 1. Mean±standard deviation values and ranges (minimum-maximum) of soil chemical variables analysed by layer in the two Level I surveys, first (S1) and second (S2). Significant differences between medians ($\alpha < 0.05$) were only found for SOC and total nitrogen values in the 10-20 cm layer (N=89)

Layer	pH(CaCl2)		Ct (%)		SOC (%)		Nt g/kg		*CaCO ₃ (%)	
	S1	S2	S1	S1	S1	S2	S1	S2	S1	S2
0-10 cm	5.90±1.09	5.78±1.15	4.28±2.86	3.92±2.62	3.50±2.04	3.20±1.99	2.65±1.22	2.59±1.6	13.9±13.3	14.9±14.4
	4.15-7.70	4.08-7.55	0.50-13.42	0.62-13.29	0.50-10.73	0.44-10.09	0.70-6.3	0.23-7.9	0.1-50.0	0.1-55.3
10-20 cm	5.73±1.30	5.65±1.33	2.94±2.70	2.6±2.31	2.07a±1.55	1.71b±1.35	1.77a±0.95	1.54b±1.1	17.7±15.6	17.4±16.4
	4.00-7.87	3.65-7.74	0.40-11.09	0.37-10.85	0.4-8.74	0.1-6.57	0.30-4.9	0.26-6.05	0.3-58.6	0.2-54.5
0-20 cm	5.78±1.21	5.68±1.60	3.57±2.74	3.22±2.44	2.73±1.71	2.41±1.60	2.18±1.03	2.04±1.30	16.3±15.2	15.8±14.3

* N=36 (Basic soils)

Although differences in pH median values were not significant in both layers considering all holm oak sites together, median and mean pH values in the second survey were slightly lower (Table 1, Figure 1-a, b). In the superficial 0-10 cm layer, plotwise paired mean differences in soil pH between the second and first survey in the acid soils were significantly lower than in soils with basic character ($\alpha < 0.05$, $p = 0.0275$), with a median value of -0.17 pH units (acid soils) and -0.02 pH units (basic soils). Hence, it appears as though there is an average slight drop in the pH in the 0-10 cm layer of the acid topsoils that is not noticeable in the soils with basic character. That significant difference disappears in the 10-20 cm layer and median values of pH differences in this layer between the second and first monitoring were -0.05 and -0.06 pH units for acid and basic soils respectively. A similar trend was found in the forest topsoils at European level (Köhl M. and San-Miguel-Ayanz J., 2011). The plotwise regression of soil pH in both surveys presented the highest coefficients of regression for the variables analysed in two soil layers (Figure 1 -a, b).

Average values of Ct in both layers are slightly lower in the second survey although the differences between the medians values were not significant. Absolute differences between the second and first survey were higher in upper 0-10 cm layer than in the 10-20 cm layer (-0.3% and -0.1% Ct median values respectively). Differences were pH dependent; they were higher in the 40% basic topsoils. In the acid soils where Ct and SOC coincide, absolute differences (positive and negative) between the second and first survey were below 2.7% C and 0.8% C in the upper and deeper layer respectively, while in the basic soils in both layers the maximum absolute differences reached 4.7% C. As SOC in the basic soils is not a direct measurement, but a subtraction of the inorganic carbon fraction from the total carbon content,

the addition of the carbonate variability to the results increased the dispersion of the SOC values, especially in the lower layer where the contribution of the inorganic carbon fraction to the total carbon content is larger (Figure 1- j). In the upper 10 cm, there is not a clear trend in the variation of SOC between the two monitoring programs, being the dispersion of SOC higher in the basic soils (Figure 1- i). Average SOC value for the 0-20 cm layer of the BIOSOIL survey considering all holm oak plots (Table 1) was 29.6% higher than the average value of 1.86% C for the forest topsoils in South-East Europe (Köhl M. and San-Miguel-Ayanz J., 2011). Total nitrogen content is an interesting variable as it is directly related to the soil organic matter content but not influenced by the carbonates presence in the soil. An opposite trend could be observed in the pairwise regression between the two surveys in Nt contents by soil pH especially in the upper 0-10 cm layer (Figure 1- m, n). There is an upward trend in the basic soils of the BIOSOIL survey in relation to the first survey (1.21 slope) and a downward trend in the acid soils (0.74 slope). In upper layer, differences between the second and the first survey had a positive average value of 0.28 g/kg Nt in the basic soils, significantly different ($\alpha < 0.001$) as the negative average value of the acid soils (-0.29 g/kg Nt). In the deeper layer the average values of the differences were -0.01 g/kg Nt and -0.37 g/kg Nt in the basic and acid soils respectively ($\alpha < 0.01$).

A clear trend was not found in the soil carbon contents through the two soil monitoring programs considering all plots together although soil organic carbon in acid soils presented a decreasing tendency. In the basic soils, the presence of carbonates made difficult the assessment of changes in the soil. However total nitrogen seems to be a better indicator of temporal changes as trends in both layers according to soil reaction were more consistent. The level of uncertainty associated to the field sampling and analysis methodologies should be quantified in order to improve the interpretation of the results.

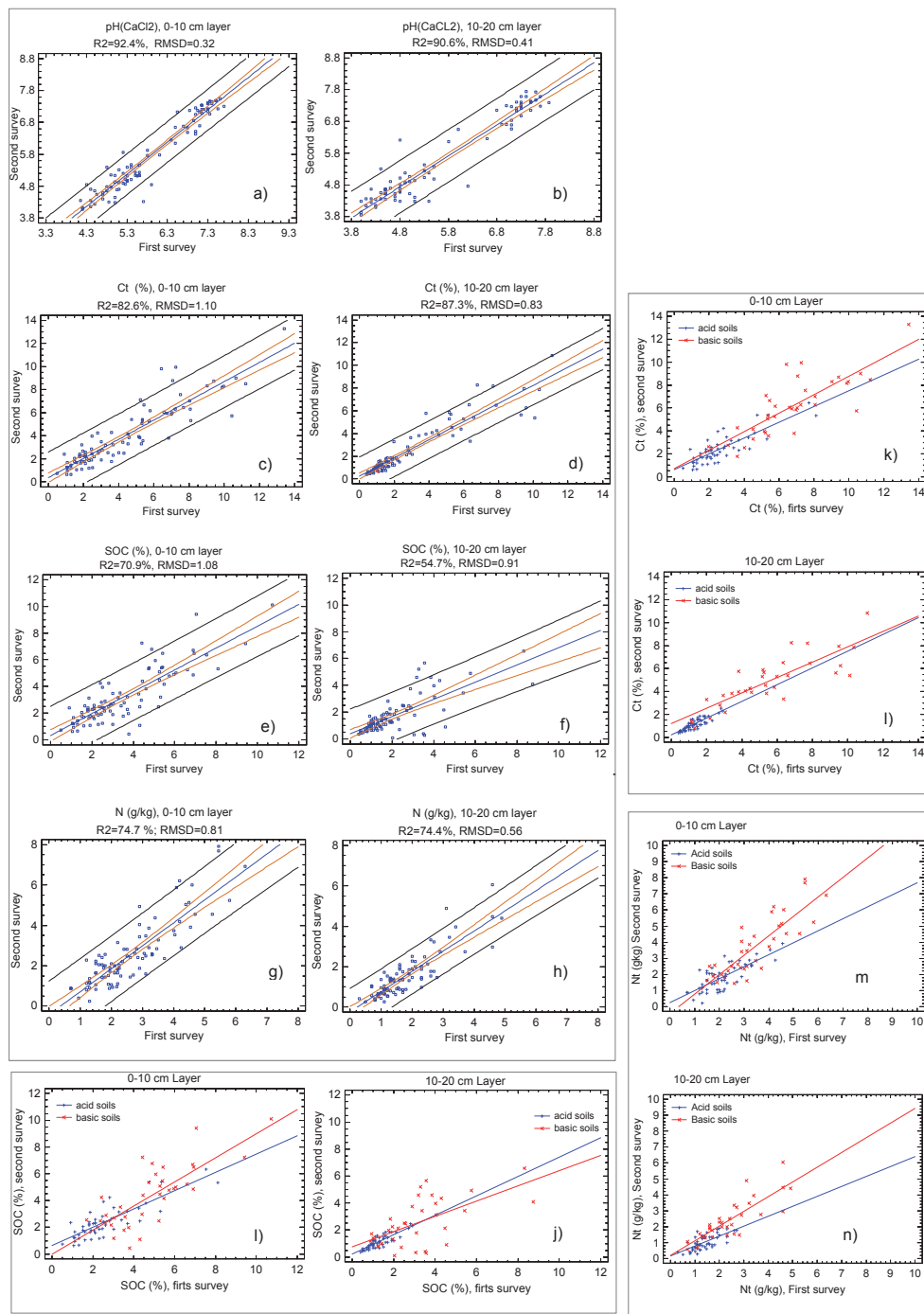
Acknowledgments

This work has been carried out in the framework of the RTA 2010-00065 project (Ministry of Science and Innovation).

References

- De Vos, B. and Cools, N. 2011. Second European Forest Soil Condition Report. Volume I: Results of the BioSoil Soil Survey. INBO.R.2011.35. Research Institute for Nature and Forest, Brussel
- González González I, Grau Corbí JM, Fernández Cancio A, Jiménez Ballesta R, González Cascón MR (2012) Soil carbon stocks and soil solution chemistry in *Quercus ilex* stands in Mainland Spain. *European Journal of Forest Research*. 131:1653–1667
- Köhl M. and San-Miguel-Ayanz J. (2011) Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality in FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe
- MMA (2007) Manual Red CE de Nivel I. http://www.magrama.es/es/biodiversidad/temas/montes-y-politica-forestal/manualn_1_tcm7-23552.pdf
- Montoya Moreno R, Lopez Arias M, Sanchez Peña G, González Cascón MR, Jimenez Ballesta R (1997) La Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (Nivel I) España, 1987-1996. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Vanmencheler L, Groenemans R, Van Ranst E (1997) Forest Soil Condition in Europe. Results of the Large-Scale Soil Survey. EC-UN/ECE, Brussels, Genève

Figure 1. Linear regressions for the plotwise variables: pH(CaCl₂), total carbon (Ct), SOC and soil nitrogen (N) in the two soil surveys for the two mineral layers



Influencia del tipo y uso de suelo en la distribución del carbono orgánico en la Vega Media del río Segura (Murcia).

A. Alías Linares^{1*}, A. Blanco Bernardeau, A. M. Gómez García, J. M. Gil Vázquez y P. Marín Sanleandro^{1*}

¹Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química, Universidad de Murcia, España; *aalias@um.es, pumasan@um.es

Resumen

El área seleccionada para el trabajo ha sido el sector central de la Vega Media del río Segura (Murcia), con una extensión aproximada de 65 km² e integrada por los términos municipales de Molina de Segura, Alguazas, Las Torres de Cotillas y Lorquí. Se diseñó una malla de 1x1 km² y se realizó un muestreo de 68 muestras de capa arable (30 cm) para conocer la distribución del carbono orgánico en la zona de estudio. Los tipos de suelos presentes en el área son: Fluvisoles calcáricos, abandonados o en cultivo y Regosoles calcáricos dedicados a uso industrial. El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos ha puesto de manifiesto la existencia de diferencias significativas entre Fluvisoles y Regosoles, así como entre el uso industrial y el agrícola, respecto al contenido en carbono orgánico.

Introducción

El carbono orgánico del suelo (CO) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69.8 % del carbono de la biosfera (FAO, 2011). El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C dependiendo de su uso y manejo (Lal et al., 1990, Lal, 1997). La pérdida de material húmico de los suelos cultivados es superior a la tasa de formación de humus de suelos no perturbados por lo que el suelo, bajo condiciones de cultivo convencionales, es una fuente de CO₂ para la atmósfera (Gifford, 1994). Existen prácticas agronómicas que favorecen la captura de C en el suelo (West y Post, 2002). La labranza de conservación (Lal, 1997), que incluye la cero labranza (FAO, 2001) es un sistema de manejo de suelos que tiene una alta capacidad potencial para secuestrar carbono en el suelo. El carbono orgánico del suelo afecta a la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo vinculadas con su calidad, sustentabilidad y capacidad productiva (Bauer y Black, 1994) por lo que en un manejo sostenible el carbono orgánico debe mantenerse o aumentarse.

El medio físico de la zona de estudio se caracteriza por la presencia de dos únicas unidades de relieve: el valle del río Segura, que constituye una depresión aluvial y las estribaciones de las cordilleras Béticas, pequeñas colinas de escasa altitud. Las pendientes son, en algunas ocasiones, elevadas en las zonas de los Regosoles debido a la severa erosión que afecta a estos suelos. La red hidrográfica principal la forman el río Segura, su afluente el río Mula y rambla Salada. Además, la zona de estudio está incluida en el sistema acuífero que abarca toda la vega del Segura. Las características climáticas establecen un régimen mediterráneo con marcado carácter semiárido, con la coincidencia de los máximos térmicos con los mínimos pluviométricos. El régimen de humedad de los suelos es árido pero se considera xérico en las proximidades del río y en los suelos con cultivo en regadío. A ello se une la existencia de diversos ecosistemas vegetales, en general representados por etapas de elevada degradación, entre los que se han reconocido una serie termomediterránea y otra mesomediterránea, y las macroseries riparia ibero-levantina y halófila murciana.

Respecto a la Edafología en la zona de estudio se presentan fundamentalmente dos tipos de suelos, que son Fluvisoles y Regosoles (FAO, 2007). Los Fluvisoles son suelos poco evolucionados con una gran vocación agrícola, desarrollados a partir de materiales

cuaternarios depositados por el río, con un perfil sencillo de tipo Ap-C, en el que el horizonte C, puede presentar distintos subhorizontes, incluso constituir discontinuidades litológicas de cada aportación del río en las diferentes avenidas. Se apellidan calcáricos por tener mucho carbonato cálcico. Los Regosoles calcáricos son suelos jóvenes, con un perfil sencillo de tipo A-C, desarrollados a partir de margas miocénicas que tienen en muchos casos abundancia de yeso, incluso visible en cristales en el campo. En cuanto al uso al que se dedican coexisten el agrícola, en el caso de los Fluvisoles, y el industrial en la mayor parte de los Regosoles. La planificación ambiental y la ordenación y gestión territorial trata de resolver los conflictos entre los distintos intereses y demandas sociales que se plantean sobre el uso y conservación del espacio y de sus recursos (Gómez, 1978).

El objetivo del presente trabajo es estudiar la influencia del tipo y uso de suelo en la distribución del contenido en carbono orgánico de estos suelos.

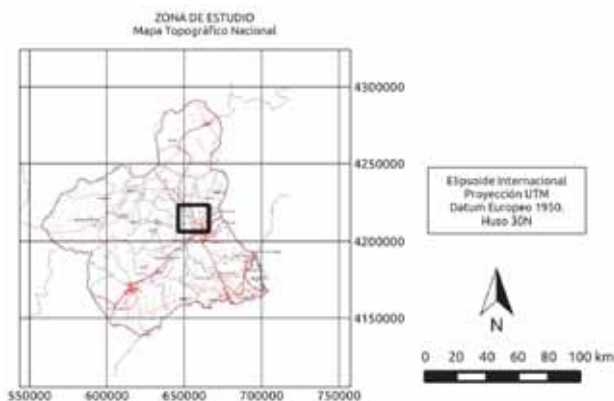


Figura 1. Mapa de situación de la zona de estudio dentro de la Región de Murcia

Material y métodos

Durante el período 2010-2011 se realizó un exhaustivo muestreo de suelos siguiendo una malla de $1 \times 1 \text{ km}^2$, de su capa arable hasta una profundidad de 30 cm, lo que supuso un total de 68 muestras, cuya situación se observa en la figura 2. A su vez cada muestra era mezcla de tres submuestras para que fuera homogénea. Para ello se dispuso de los mapas topográficos 1:25.000 así como de fotografías aéreas a escala 1:20.000. Los suelos seleccionados fueron Fluvisoles calcáricos y Regosoles calcáricos (FAO, 2007). En el caso de los Fluvisoles, 35 muestras, 20 de ellos se encontraban cultivados, mientras que los 15 restantes no estaban cultivados en este momento pero si lo habían estado en el pasado, es decir estaban en una situación de abandono más o menos larga, por lo que se consideraron bajo uso natural. En el caso de los Regosoles calcáricos, 33 muestras, su uso es el industrial, ya que se encuentran ubicados en cinco grandes polígonos industriales, con industrias predominantemente del sector alimentario, conserveras tradicionales sobre todo, pero mezcladas con otras de sectores diversos.

Una vez tomadas las muestras se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm y se molieron después de quitar raicillas y restos orgánicos frescos, para analizar el carbono orgánico que se ha determinado por el método de Anne (1945) modificado por Duchaufour (1970). Se utilizó el paquete estadístico R (R Development Core Team, 2008) para analizar si las diferencias observadas entre las muestras respecto a este elemento eran significativas en cuanto al tipo y uso del suelo, mediante métodos no paramétricos (Kruskal-Wallis y Wilcoxon) al no poder asegurar la normalidad y la homocedasticidad de la variable analizada. Para la representación

cartográfica, se utilizó QGIS 2.0 Dufour (Quantum GIS Development Team, 2013) que permite la interpolación de los valores por IDW (Ponderación inversa a la distancia).

Resultados y discusión

Los valores más elevados de carbono orgánico se presentan en los Fluvisoles, que se sitúan en ambas márgenes del río Segura, con valores de 15-20 g kg⁻¹, mientras que los contenidos más bajos se presentan en los Regosoles, con valores incluso inferiores a 5 g kg⁻¹; valores intermedios se encuentran situados espacialmente en la zona intermedia entre ellos, con una clara gradación.

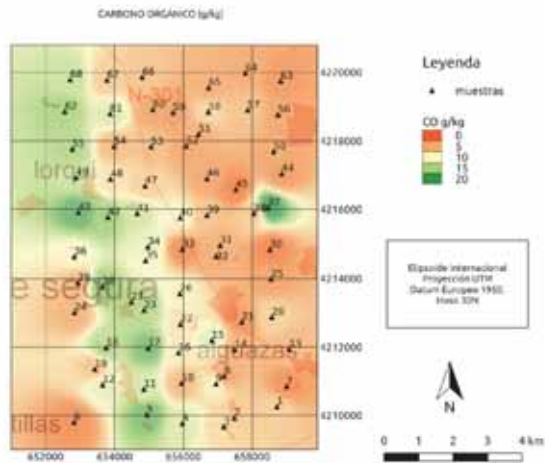


Figura 2. Interpolación del carbono orgánico en la zona de estudio

Los valores medios obtenidos en Fluvisoles (10.58 g kg⁻¹) son muy similares a los encontrados por Marín en 1992, que eran de 9.4 g kg⁻¹ en los horizontes Ap de Fluvisoles muestreados en la misma zona. Lo que nos permite decir que después de 20 años no han disminuido los valores de carbono orgánico y que se mantienen en el tiempo. Los valores que obtuvo Carrasco (2000) al estudiar suelos del término municipal de Torres de Cotillas también están en la misma línea. Los Fluvisoles presentan una relación C/N anormalmente baja (valor medio de 3.80) debido probablemente a que han recibido fertilización nitrogenada, ya que el valor medio de nitrógeno total es de 2.91 g kg⁻¹. Los Regosoles, como era de esperar, presentan valores más bajos, prácticamente la mitad que los Fluvisoles (valor medio de 5.26 g kg⁻¹). La excepción se presenta en la muestra 37 con un valor alto de CO a pesar de ser un Regosol calcarico yesífero debido a la presencia de una cubierta herbácea que cubre más del 40 %.

Respecto al uso, los Fluvisoles abandonados presentaron un valor medio de 9.33 g kg⁻¹ mientras que los que los Fluvisoles que se encuentran bajo un cultivo actual tienen una media superior, de 11.35 g kg⁻¹. Respecto al uso industrial (Regosoles) su contenido medio de CO es de 5.13 g kg⁻¹.

El tratamiento estadístico realizado nos informa de que existen diferencias significativas (a nivel 0.05) entre los Fluvisoles y Regosoles (con un p valor de 3.65.10⁻⁵). Respecto al uso, el mismo tratamiento estadístico pone de manifiesto diferencias también estadísticamente significativas entre el uso industrial y el agrícola, con p valor de 1.25.10⁻⁵ a un nivel de significación de 0.05.

A la vista de los resultados obtenidos podemos concluir, por lo que respecta a la distribución espacial del carbono orgánico de estos suelos, que aunque presenten cierta irregularidad, dependen fundamentalmente del tipo y uso del suelo y la influencia humana sobre ellos.

Bibliografía

- Anne. 1945. *Ann. Agron*, 2: 161-172.
- Bauer, A. y Black, A.L. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Sci. Soc. Am.J.*, 58: 185-193.
- Carrasco Blázquez, L. 2000. Estudio edafológico de las Torres de Cotillas (Murcia) como base para la Planificación Territorial. Proyecto Fin Carrera de Ingenieros Técnicos Agrícolas. Cartagena. 247 pp.
- Duchaufour, P.H. 1970. *Pedalogie*. Masson, París.
- FAO. 2011. Soil carbon sequestration for improved land management. *World soil reports 96*. Rome, 58 pp.
- FAO-ISRIC-IUSS. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. Primera actualización 2007. Roma.
- Gifford, R.M. 1994. The global carbon cycle: a viewpoint on the missing sink. *Aust. J. Plan Physiol.* 21: 1-15.
- Gómez Orea, D. 1978. El medio físico y la planificación. Vol 1-2. Cuadernos de CIFCA. Madrid. 298 pp.
- Lal, R., Eckert, D.J., Fausey, N.R. y Edwards. W.M. 1990. Conservation tillage in sustainable agricultura, In: C.A. Edwards, R., Lai, P., Madden, R.H., Miller y G. House. *Sustainable Agriculture Systems*. Soil and Water Conservation Society, Iowa, USA, pp:203-225.
- Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil Till. Res.* 43, 81-107.
- Marín Sanleandro, P. 1992. Características generales y aspectos mineralógicos de la fertilidad en potasio de los suelos del sector meridional de la Vega Alta del Segura (Murcia). Tesis doctoral. Universidad de Murcia. 199 pp.
- Quantum GIS Development Team, 2013. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- West, T.O. y Post, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1930-1946.

Mapa digital de carbono en suelos del norte de España (Galicia y Cornisa Cantábrica)

R. Calvo de Anta^{1*}, E. Luís¹, N. Matilla¹, F. Casás¹, F. Macías¹, M. Camps², N. Vázquez¹, J.M. Galiñanes¹

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; *rcalvo.deanta@usc.es

²Instituto of Natural Resources, Private Bag 11222, Massey University, Palmerston North 4442, New Zealand

Resumen

Se presenta el mapa digital del contenido de carbono orgánico (% C y stock-tC/ha) en suelos del norte de España (Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco) (1:50.000). Se han realizado bases temáticas de usos del suelo, espesor y rocosidad y analizado 6395 muestras de horizontes super y subsuperficiales.

Introducción

Dentro del Convenio Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMCC) (1994), el Protocolo de Kioto (1997, 2005) marca objetivos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de obligado cumplimiento para los países industrializados. Entre las principales políticas adoptadas, el Protocolo de Kioto reconoce la posibilidad de utilizar los y 2 sumideros de carbono (biomasa vegetal y suelos), contabilizando el valor neto fijación/emisión debido a determinadas actividades de *uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y actividades silvícolas* (LULUCF) así como otras actividades de gestión, recogidas en los artículos 3.3 y 3.4 del Protocolo. La estimación de estos sumideros ha generado en algunos Estados miembros de la UE derechos adicionales del 1% al 4% sobre los objetivos de emisión, para el periodo 2008-2012.

Teniendo en cuenta datos de diferentes autores (Bohn, 1982; Post *et al.*, 1982; Eswaran *et al.*, 1993), el Departamento de Agricultura de Estados Unidos ha realizado una modelización cartográfica, a gran escala, del contenido de C orgánico en los suelos del mundo (USDA, 2000). En Europa, el *European Soil Bureau* ha realizado varias aproximaciones (Rusco *et al.*, 2001., Jones *et al.*, 2003, 2004) a partir de la base de datos "European Soil Database", a escala 1:1.000.000, armonizada de acuerdo con el esquema de clasificación internacional (FAO-UNESCO-ISRIC, 1990) y la información CORINE sobre cobertura y uso del suelo, y aplicando un modelo de cálculo a partir de (extrapolando) los datos disponibles del contenido de C orgánico en suelos. Estos mapas se establecen en términos de %C, no de contenido total, tC/ha (no se dispone de suficientes datos relativos a la densidad aparente de los suelos), y sólo se consideran los 30 cm superficiales de suelo. En sus recomendaciones finales, los autores de la última versión señalan las principales deficiencias observadas y *se insta a los Estados Miembros a que validen la información aportada o, en su caso, aborden programas de muestreo y análisis que permitan mejorar la base de datos y, por lo tanto, lograr un mejor ajuste del resultado final* (Jones *et al.*, 2004). El objetivo de este trabajo ha sido elaborar una cartografía de semi-detalle (escala 1:50.000) del contenido de carbono (%C y tC/ha) en suelos del norte de España (territorios administrativos de las CCAA de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco), ampliando la información existente sobre muestras geo-referenciadas en diferentes ambientes (clima, cobertura vegetal, tipo de suelo, litología, etc.)

Material y métodos

Se han recogido 6395 muestras de suelo (4052 en horizontes superficiales y 2343 en horizontes subsuperficiales) distribuidas homogéneamente por todo el territorio del estudio y bajo diferentes tipos de cobertura vegetal, altitud, material litológico y clima. Se han realizado análisis para C orgánico, C-carbonato, N, pH_{H2O} y pH_{KCl}, densidad aparente y % de gravas. Por otra parte, en una selección de perfiles representativos de diferentes materiales geológicos se ha realizado un fraccionamiento del carbono orgánico. En estos perfiles se ha realizado un fraccionamiento combinado, físico-densimétrico (Golchin et al., 1994,) y químico, separando formas no oxidables, recalcitrantes, de formas oxidables (Walkley & Black, 1934), desorbibles, o no, con Na₄P₂O₇ (Bascomb, 1968). Las fracciones obtenidas fueron: (1) C-oxidable de la fracción Ligera Libre (C-BD/Li); (2) C-oxidable de la fracción Ligera Ocluida (liberable por tratamiento ultrasónico) (C-BD/Lo); (3) C-oxidable, no complejoado (compuestos húmicos libres o asociados a la arcilla, de la fracción Densa (C-BDcH I,Ad/D); (4) C-oxidable complejoado con oxihidróxidos de Al,Fe de la fracción Densa (C-Al,Fe/D); (5) C-no oxidable de la Fracción Ligera (Libre y Ocluida) (C-nBD/Li) (C-nBD/Lo); (6) C-no oxidable de la fracción Densa (C-nBD/D).

Resultados

De acuerdo con otros estudios, las variaciones climáticas y la cubierta vegetal juegan un papel esencial en los contenidos de C orgánico en suelo que, para cada región climática, sigue el orden cultivo<prado<bosques<matorrals. En Galicia el %C medio (0-30 cm) oscila entre 3-4%, en cultivos próximos a la costa a <100 m de altitud, y en zonas de interior de Lugo y Orense, y 8-10%, en suelos con matorral y/o forestal, a 400-600 m.a., en la provincia de La Coruña (valores extremos se reconocen en áreas muy localizadas, de duna costera y turbas de montaña, <0,2 y >35 %C, respectivamente). El stock medio de C varía, para las mismas localizaciones, entre 90 y 230 tC/ha/30 cm. (Tabla 1 y Fig.1 y 2). En Galicia, en zonas de media-baja ladera, los suelos con matorral y/o forestal presentan habitualmente horizontes húmiferos de notable espesor, con 2 o más ciclos *k* (horizontes coluvi-úmbricos, 30 a >45 cm). El stock medio de C en perfiles tipo A_{30cm}B(o C)_{20cm} y A_{40cm}B(o C)_{10cm}, con uso mixto (MF), varía entre 200 y 330 tC/ha/50cm; los valores más elevados superan las 450 tC/ha/50cm). En Orense se obtienen valores menores, entre 100 y 195 tC/ha/50cm), para el mismo uso (Tabla 1).

Tabla 1. Stock C en suelos de la Cornisa Cantábrica (valores medios en los perfiles-tipo representativos de cada territorio)

CORUÑA	Perfil A ₃₀ B	Stock C (tC/ha)													
		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	0-100	0-200		
CORUÑA	Perfil A ₃₀ B	IC/No (0-10 cm)	136,1	207,6	153,0	179,6	166,0	180,1	180,0	143,3	151,0	9,3	200,4		
		IC/No (10-20 cm)	15,8	15,8	17,8	17,8	15,8	16,6	16,6	15,6	15,6	6,3	133,6		
		IC/No (0-50 cm)	249	227	171	197	182	197	197	159	167	157	206	334	
		IC/No (10-100 cm)	188,1	276,8	204,0	219,4	228,0	213,4	217,6	211,3	206,6	12,8	267,2		
CORUÑA	Perfil A ₄₀ B	IC/No (0-10 cm)	9,7	9,7	9,0	9,0	9,7	9,7	18,3	18,3	17,9	1,1	64,8		
		IC/No (10-20 cm)	27,9	28,6	22,1	24,2	22,1	22,1	2,6	23,0	24,6	16	188		
		IC/No (0-50 cm)	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	126,6	
		IC/No (10-100 cm)	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	116,9	
PONENTINA	Perfil A ₃₀ B	IC/No (0-10 cm)	129,9	141,3	121,8	171,2	180,3	181,1	138,5	118,1	91	129,2	222,1		
		IC/No (10-20 cm)	28,3	28,0	28,0	27,8	28,0	19,1	19,0	32,3	32,3	32,3	32,3		
		IC/No (0-50 cm)	239	240	253	280	289	204	148	149	229	242	334		
		IC/No (10-100 cm)	186,5	121,5	111,8	136,9	140,7	147,3	171,3	157,3	118,1	172,3	116,1		
PONENTINA	Perfil A ₄₀ B	IC/No (0-10 cm)	9,6	10,0	10,0	6,9	9,0	9,0	9,6	10,0	10,2	16,0	16,0		
		IC/No (10-20 cm)	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6		
		IC/No (0-50 cm)	139	131	122	141	150	154	181	187	144	188	152		
		IC/No (10-100 cm)	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9	129,9		
LUGO	Perfil A ₃₀ B	IC/No (0-10 cm)	147,7	206,8	171,7	131,8	180,1	140,9	138,6	113,8	113,8	99,8	221,0	274,1	
		IC/No (10-20 cm)	29,8	83,5	103,0	29,8	33,4	50,0	21,8	25,0	30,0	23,9	16,0	189,8	
		IC/No (0-50 cm)	167	290	274	162	204	236	159	139	139	123	118	394	424
		IC/No (10-100 cm)	136,9	207,8	171,7	131,8	180,2	140,2	135,5	104,8	104,8	112,4	134,7	237,8	334,8
LUGO	Perfil A ₄₀ B	IC/No (0-10 cm)	9,9	48,9	25,0	34,0	11,7	15,0	10,9	12,3	15,0	11,9	6,3	6,0	94,7
		IC/No (10-20 cm)	20,7	21,7	20,7	18,1	20,7	24,6	14,6	21,7	19,0	14,6	14,6	24,6	24,6
		IC/No (0-50 cm)	167	290	274	162	204	236	159	139	139	123	118	394	424
		IC/No (10-100 cm)	136,9	207,8	171,7	131,8	180,2	140,2	135,5	104,8	104,8	112,4	134,7	237,8	334,8
ORENSE	Perfil A ₃₀ B	IC/No (0-10 cm)	98,6	94,2	130,5	102,7	161,1	126,0	77,3	71,5	96,7	89,9	87,8	98,6	123,5
		IC/No (10-20 cm)	9,4	21,9	30,1	30,0	12,4	10,9	9,8	4,0	16,4	9,2	10,3	20,8	21,0
		IC/No (0-50 cm)	238	228	280	229	221	222	82	76	222	98	98	228	28
		IC/No (10-100 cm)	131,6	125,6	186,0	123,5	161,3	109,0	95,4	129,0	119,9	117,0	131,4	70,0	
ORENSE	Perfil A ₄₀ B	IC/No (0-10 cm)	4,7	11,0	10,0	10,0	6,2	7,9	3,9	3,0	8,7	7,6	5,2	15,1	10,5
		IC/No (10-20 cm)	2,6	2,7	2,6	2,6	2,7	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
		IC/No (0-50 cm)	238	228	280	229	221	222	82	76	222	98	98	228	28
		IC/No (10-100 cm)	131,6	125,6	186,0	123,5	161,3	109,0	95,4	129,0	119,9	117,0	131,4	70,0	
CANTÁBRICA	Perfil A ₃₀ B _{MF}	IC/No (0-10 cm)	44,2	52,4	62,5	51,9	56,4	44,2	51,3	49,0	49,0	23,9	25,3	51,3	51,3
		IC/No (10-20 cm)	39,8	41,4	54,3	43,5	48,0	40,5	32,4	47,7	47,7	41,9	44,4	68,9	28,2
		IC/No (0-50 cm)	84	96	122	79	86	106	66	87	87	66	76	108	61
		IC/No (10-100 cm)	44,2	52,4	62,5	51,9	56,4	44,2	51,3	49,0	49,0	23,9	25,3	51,3	51,3

En los territorios de Asturias, Cantabria y País Vasco el %C orgánico es sustancialmente más bajo al observado en Galicia en áreas climáticas similares (salvo en la zona más occidental de Asturias). Los contenidos menores se observan en suelos de cultivo a altitudes < 600 m (promedio: 1-2% C) y los más elevados bajo matorral a >800 m.a. (5-6% C). Para estas mismas situaciones, el stock medio de carbono varía entre 45-65 tC/ha/30cm y 75-115 tC/ha/30cm, respectivamente. Las variaciones observadas entre diferentes regiones guardan

una estrecha relación con el material geológico y tipo de suelo. Los suelos sobre rocas calcáreas (margas, calizas, areniscas, pizarras, etc.), muy frecuentes en Asturias, Cantabria y el País Vasco, presentan contenidos de carbono inferiores a los obtenidos sobre rocas silicatadas, ácidas o básicas. Esta diferencia se manifiesta tanto en el %C en superficie como en el espesor del horizonte humífero, que sobre materiales calcáreos es frecuentemente < 10 cm, independientemente del tipo de vegetación.



Figuras 1 y 2. % C y stock C (tC/ha/30cm) en los suelos de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco (1:50.000)

El estudio del fraccionamiento del C en perfiles representativos ha permitido reconocer mejor la naturaleza de estas variaciones. En los suelos forestales de Galicia, los horizontes superficiales (Ah₁) presentan entre 1- 2% más de C que los horizontes subsuperficiales de un ciclo más antiguo (Ah₂). La diferencia se debe fundamentalmente al mayor contenido en superficie de la fracción orgánica ligera libre, representada por fragmentos de *litter* y pequeñas raíces y por compuestos finos en descomposición (C-BD/LI), así como de compuestos húmicos biodegradables de la fracción densa, libres o adsorbidos a la arcilla (C-BDcH I,Ad/D) (Fig.3). La fracción mayoritaria es siempre el C extraíble con Na-pirofosfato de la fracción densa (C-Al,Fe/D), constituido mayoritariamente por complejos C-Al,Fe (correlación altamente significativa Cp/Alp y Cp/Fep, p<0,01). Esta fracción es similar en ambos horizontes, es decir, se trata de una fracción oxidable pero "meta-estable", que permanece a lo largo del tiempo protegida de la degradación biológica, según fue señalado en otros estudios (Inoue & Higashi, 1988; Torn et al., 1997; Nanzyo et al., 1993; Percival et al., 2000). En los suelos con *carácter ándico*, sobre rocas básicas, la fracción C-Al,Fe/D representa >55% y >60% del C total del hor.Ah₁ y Ah₂, respectivamente. En rocas graníticas el C-Al,Fe/D supone el 45% y el 60% del Ct en Ah₁ y Ah₂, respectivamente. El resultado confirma anteriores estudios que señalan la importancia de los procesos de complejación en el carácter fuertemente humíferos de los suelos de Galicia (García-Rodeja et al., 1987; Macías y Calvo de Anta, 1992; Calvo de Anta y Alvarez, 1992; Verde, 2009).

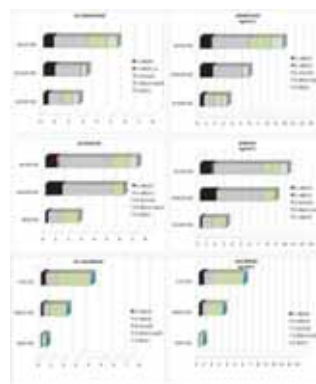


Figura 3. Fraccionamiento del C en suelos tipo sobre diferentes materiales (1. C-Biodegradable/Ligero Libre; 2. C-Biodegradable, compuestos húmicos libres o asociados a la arcilla, de la fracción Densa; 3. C-oxidable complejoado con oxihidróxidos de Al,Fe de la fracción Densa; 4. C-no oxidable de la Fracción Ligera (Libre y Ocluída); 5. C-no oxidable de la fracción Densa).

Sobre rocas calcáreas los resultados son muy diferentes. El bajo contenido de formas reactivas de Al y Fe dificulta la formación de complejos MO-Al,Fe. La fracción C-Al,Fe/D es $\leq 1\%$ (Fig.3). La fracción mayoritaria en estos suelos está constituida por compuestos húmicos lábiles, libres o adsorbidos a la arcilla (C-BDcH I,Ad/D). Esta fracción es más elevada en superficie, en donde representa el 68% de C total, y disminuye paulatinamente en profundidad. La mayor labilidad del carbono en estos suelos (sin o con baja protección frente a la biodegradación) permite justificar el menor contenido global de C, tanto en términos absolutos (%C) como relativos (espesor de la capa húmifera) y, por lo tanto, un menor stock de C en estos suelos.

Bibliografía

- Bascomb, C.L. 1968. Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in soils of various groups. *Journal of Soil Science*, 19, 251-256
- Bohn H.L. 1982. Organic carbon in world soils. *Soil Science Journal of America*. 46, 1118–1119.
- Calvo de Anta, R., and Álvarez Rodríguez, E. 1992. Aluminium activity in soil solution and mineral stability in soils from Galicia (N.W. Spain). *Clay Minerals*, 27, 325-330.
- Eswaran H., Van den Berg E. & Reich P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Journal of America*, 57, 192-194.
- García-Rodeja, D., Silva, B.M., Macías, F. 1987. Andosols developed from non-volcanic materials in Galicia. NW Spain. *European Journal of Soil Science*, 38 (4);573-591
- Golchin, A., Oades, M., Skjemstad, J. O. and P. Clarke. 1994. Study of Free and Occluded Particulate Organic Matter in Soils by Solid state ^{13}C CP/MAS NMR Spectroscopy and Scanning Electron Microscopy. *Aust. J. Soil Res.*, 32, 285-309
- Inoue, K. and T. Higashi. 1988. Al- and Fe-humus complexes in Andisols. D. I. Kinlock, S. Shoji, F. M. Beinroth and H. Eswaran (Eds.) *Proceedings of 9th Int. Soil Classification Workshop*, Japan. Japanese Committee for 9th International Soil Classification Workshop and Soil management Support Services, Washington D.C., pp. 535-546.
- Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Loveland, P.J. and Montanarella, L. 2004. The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). *European Soil Bureau Research Report No.17*, EUR 21209 EN, 26pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. 1992. Caractérisation pédogéochimique des sols de la Galice (NW Espagne) en relation avec la diversification lithologique. Mise en évidence d'un milieu de transition entre les domaines tempérés et subtropicaux humides. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*. Paris, 315, 1803 - 1810.
- Percival, H. J., R. L. Parfitt and N. A. Scott. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: is clay content important? *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1623-1630.
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J. & Stangenberger A.G. 1982. Soil Carbon Pools & World Life Zones. *Nature*, 298, 156-159.
- Rusco, E., Jones, R.J.A. y Bidoglio, G. 2001. Organic matter in the soils of Europe: Present status and future trends. *European Soil Bureau Technical Report*, EUR 20556 EN, 14pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Torn, M. S., S. E. Trumbore, O. A. Chadwick, P. M. Vitousek and D. M. Hendricks. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389: 170-173.
- USDA, 2000. Map of soil carbon. Fuente: FAO-UNESCO, Soil Map of the World, digitized by ESRI. Soil climate map, USDA-NRCS, Soil Survey Division, World Soil Resources, Washington D.C.
- Verde, R. 2009. Influencia de los factores de formación y uso del suelo en las propiedades ándicas. Formas y mecanismos de estabilización de carbono en suelos del noroeste de la península ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263.

Atlas de América Latina y El Caribe

M. Ravina da Silva

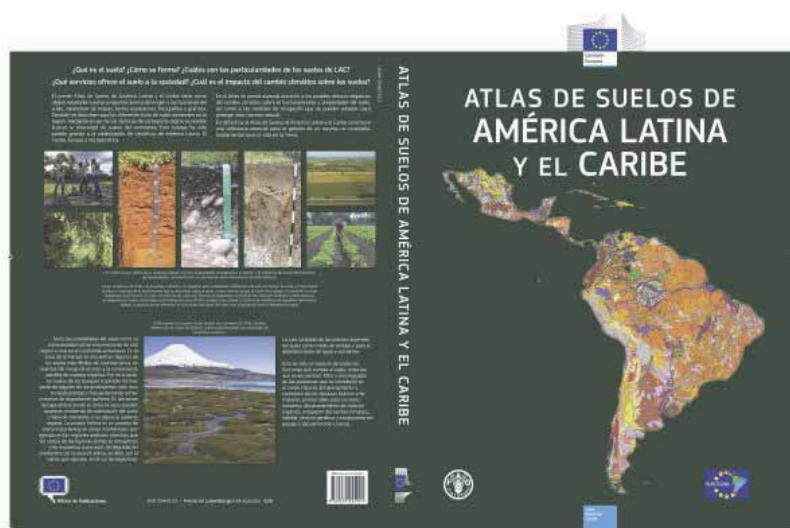
European Commission - JRC, Via E. Fermi, 2749, I-21027 Ispra (VA), Italy

Los suelos en América Latina y el Caribe cubren una función vital el cual proveen alimentos, forraje y combustible para 580 millones de personas. Sin embargo, para cubrir las necesidades de una población humana en continuo y rápido crecimiento, es necesario proteger a este recurso natural gravemente perjudicado mediante por el impacto de la degradación, favorecido entre otros factores por la mala gestión del mismo. Más de la mitad de las 576 millones de hectáreas de potencial agrícola se estima ver afectada por procesos de degradación. El cambio climático y la presión antrópica, principalmente la deforestación, la sobreexplotación y las desigualdades sociales son los principales factores que impulsan dichos procesos en América Latina y el Caribe.

En colaboración con los principales edafólogos de América Latina, El Caribe, Europa y América del Norte, y en coordinación con el Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea, se ha lanzado el primer Atlas de Suelos de América Latina y el Caribe. El Atlas tiene como objetivo aumentar la concienciación de la importancia del recurso suelo como base fundamental para alcanzar la seguridad alimenticia, proveer servicios ambientales, el desarrollo sostenible y sobre todo, para enfrentar los desafíos del cambio climático que actualmente amenaza las necesidades substanciales para la población y su futura generación.

Con un lenguaje claro y conciso, el Atlas de Suelos de América Latina y el Caribe, explica las funciones fundamentales del suelo para sostener la vida en la tierra. Mediante el uso de las técnicas de cartografía digital, el Atlas presenta mapas de fácil interpretación sobre la numerosa variedad de suelos presentes en la región. Además, el Atlas también presenta un número de estrategias para la preservación y conservación del suelo en la región.

Ante la necesidad de aumentar la concienciación sobre la importancia del suelo para la seguridad alimenticia y para la provisión de servicios ambientales, la creación del Atlas se dirige al público general, al sector educativo y a los responsables de las políticas ambientales, agrícolas y sociales. Nuestra intención con esta innovadora publicación es que se convierta en una referencia utilizada por diferentes ámbitos sociales y que sea un elemento clave para la mejor comprensión del recurso suelo en Latinoamérica y el Caribe.



**SESIÓN TEMÁTICA 2:
PROPIEDADES Y PROCESOS**

Comparación del régimen hídrico del suelo y del balance hídrico bajo pradera durante los años 2012 y 2013 en clima Atlántico

S. Vázquez Rivera¹, M. C. Núñez Rodríguez¹, P. da Silva Vargas, A. Paz González^{1*}

¹Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña, España;

*tucho@udc.es

Resumen

Se comparó el contenido hídrico del suelo bajo pradera en condiciones de clima Atlántico durante 2012 y 2013 y se calcularon los balances hídricos a escala mensual. La monitorización del contenido hídrico del suelo se llevó a cabo mediante la utilización de sensores de Reflectometría de Dominios de Frecuencia de (FDR) con recogida de datos cada hora, a seis niveles de profundidad. El año 2012 presentó datos anormalmente bajos de precipitación entre Enero y comienzos de Abril. Se evaluaron a escala mensual la variación de la reserva de agua del perfil del suelo ($\pm\Delta W$), la evapotranspiración real (ETR) y el drenaje (D). Durante los dos años estudiados se observó un déficit estival acusado entre los meses de Junio a Setiembre, ambos incluidos; además, en 2012 se pudo apreciar déficit hídrico a finales de Febrero y durante Marzo. Los valores de ETR ascendieron a 578,2 mm en 2012 y 657,7 mm en 2013. Los valores respectivos de D alcanzaron 204,9 y 577,3 mm durante estos años. Los déficits de precipitación se cifraron en 406,7mm durante 2012 y 279,7 mm durante 2013. Estos resultados ponen de manifiesto la notable magnitud que pueden alcanzar tanto la variabilidad interanual del contenido hídrico del suelo como la repartición de agua entre evapotranspiración y drenaje.

Introducción

El suelo juega un papel clave en el ciclo del agua, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo. Los sucesivos horizontes disponen de reservas de agua para la alimentación hídrica de la cobertura vegetal y el desarrollo de los seres vivos. El agua se encuentra en los poros del suelo en cantidades variables, pero su presencia es permanente. La fase líquida del suelo es una solución cuyas características dependen de su composición mineral y orgánica.

La alimentación de las aguas superficiales y subterráneas y la calidad de las mismas dependen también del funcionamiento hídrico del suelo. La repartición entre el agua de escorrentía y el agua que se infiltra en el suelo es un componente esencial del ciclo hidrológico, dado que determina la proporción de agua de lluvia que alcanza directamente las masas de agua superficiales (ríos y lagos) y la que y la que penetra en el perfil; esta segunda, a su vez, puede ser devuelta a la atmósfera a través de la superficie vegetal, por evapotranspiración o bien puede contribuir a la recarga de las capas freáticas. Por tanto, el manejo de los recursos hídricos requiere un análisis detallado de las interacciones del sistema suelo-planta-atmósfera y del ciclo del agua.

El agua almacenada en el perfil no participa en la recarga de los acuíferos y puede estar más o menos disponible para abastecer las plantas, en función de la energía con la que es retenida por el sistema poroso. Por lo tanto, la monitorización del agua almacenada en el suelo y de su evolución a lo largo del tiempo es imprescindible para caracterizar el ciclo hidrológico. Por otro lado, la descripción de la circulación del agua a través el perfil no es sencilla, dado que el suelo es un medio poroso y deformable con una geometría compleja, en el cual la velocidad de transmisión de agua, es decir la conductividad hidráulica, depende del grado de saturación del mismo. Las propiedades hídricas de dichos medios, tanto las que se refieren a la retención como a la transmisión, varían en función de su composición y características, por lo que dependen sobre todo de la textura, el contenido en materia orgánica y la porosidad del suelo. La introducción de métodos de recogida de datos de humedad del suelo en continuo y a

sucesivas profundidades ha facilitado el estudio de la dinámica del agua en el suelo y de la obtención de balances hídricos más ajustados. En la Comunidad Autónoma de Galicia se están llevando a cabo desde el año 2008 la monitorización de las reservas hídricas del suelo bajo diferentes tipos de cubiertas agrícolas y forestales (Mestas Valero et al., 2009, 2012; Mestas Valero, 2011). El objetivo de este trabajo es comparar los resultados del balance hídrico bajo pradera durante dos años sucesivos, caracterizados por regímenes de precipitación que presentaron un notable contraste durante los primeros meses.

Material y métodos

El trabajo de campo se realizó en la Finca Experimental del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (CIAM), localizado en el municipio de Abegondo, A Coruña. El estudio se desarrolló en una parcela dedicada a pradera, con coordenadas 43°14' latitud Norte, 8°15' longitud Oeste y una altitud de 93 m.s.n.m. El clima es templado y suave, con inviernos lluviosos y veranos relativamente secos; la precipitación media anual asciende a 1.288 mm y la temperatura media anual se cifra en 13,3 °C, aproximadamente. El suelo desarrollado sobre esquistos del complejo de Órdenes presenta textura franco-limosa (Mestas Valero, 2011).

Se instaló una sonda EnviroSCAN (Sentek, Australia) para la monitorización en continuo del contenido en humedad del suelo (Mestas Valero, 2011; Mirás Avalos, 2013), con seis sensores situados a 10, 20, 40, 60, 90 y 120 cm de profundidad. Estos sensores proporcionan el contenido volumétrico de agua mediante medidas de capacitancia. Las variaciones de capacitancia se deben a los cambios en el dieléctrico del medio circundante, es decir, la frecuencia de oscilación es proporcional a la relación aire/agua en el suelo. Una ecuación de calibración permite la conversión de las medidas de capacitancia en medias de contenido volumétrico de agua en el suelo. La toma de datos se efectuó con frecuencia horaria, aunque el sistema permite efectuar medias con frecuencia igual o superior a 10 minutos.

Los datos climáticos se obtuvieron en una estación meteorológica ubicada en una parcela aneja al lugar experimental, que además de precipitación registra temperatura, radiación solar, humedad relativa y velocidad del viento. Estos datos se emplearon para obtener los valores de evapotranspiración de referencia (ET₀) y de evapotranspiración potencial (ETP) de la pradera, de acuerdo con la metodología propuesta por la FAO (Allen et al., 1998).

A partir de los datos de precipitación, ETP y de la reserva en agua del suelo se calcularon para cada periodo mensual, durante 2012 y 2013, los valores de de evapotranspiración real (ETR), drenaje, D, e incremento o pérdida de agua del perfil del suelo ($\pm\Delta W$).

Resultados y discusión

En la Figura 1 se pueden observar los valores mensuales de evapotranspiración potencial (ETP) y precipitación (P) durante los dos años estudiados.

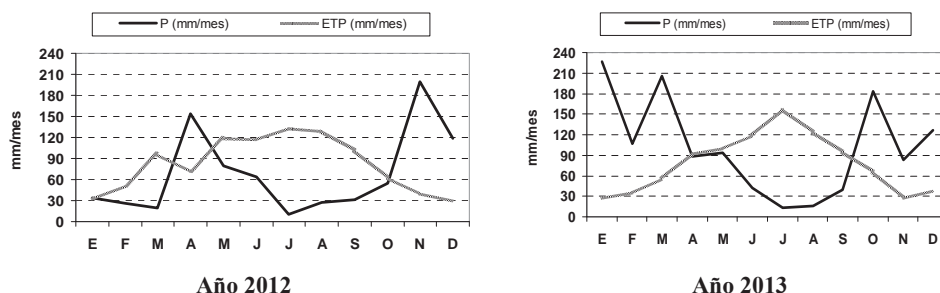


Figura 1. Diagramas de P y ETP durante los dos años estudiados.

La temperatura media anual fue de 13,3° C en 2012 y de 13° C en 2013. El total anual de precipitación ascendió a 819,0 mm en 2012 y 1226,1 en 2013, siendo un 34% inferior a la normal en el primer caso y próxima, pero ligeramente inferior a la normal, en el segundo caso. La principal diferencia entre los dos años se observó durante los tres primeros meses del año, que registraron cantidades acumulativas de precipitación de 79,7 mm en 2012 y 539,8 mm durante 2013. Por contra, en los nueve meses del año las cantidades de lluvia fueron próximas, alcanzando 739,3 mm en 2012 y 686,3 mm en 2013 (Tabla 1). La precipitación acumulada en Julio, Agosto y Septiembre fue inferior a la media, ascendiendo a 67,8 mm y 68,6 mm en 2012 y 2013, respectivamente. La débil altura de la precipitación en verano pone de manifiesto el carácter de transición del clima Atlántico estudiado, con cierta tendencia a la mediterraneidad.

La Figura 2 presenta la evolución del curso temporal contenido hídrico del suelo monitorizado durante 2012 a seis profundidades, desde 10 hasta 120 cm, superpuesta sobre el diagrama de precipitaciones diarias registradas en el mismo año.

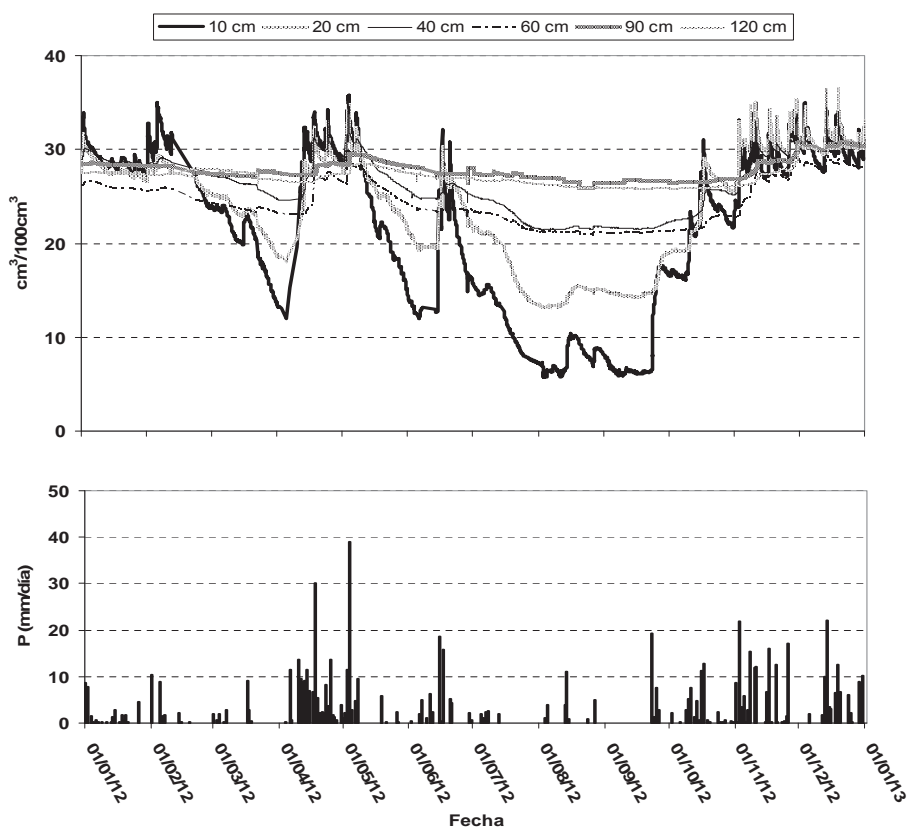


Figura 2. Evolución de la humedad del suelo media a seis profundidades sucesivas y diagrama de precipitación diaria en 2012.

Se aprecia con nitidez como la máxima oscilación del contenido hídrico entre los períodos secos y húmedos ocurre cerca de la superficie y disminuye en función de la profundidad. De este modo el contenido hídrico registrado por el sensor situado a 10 cm osciló entre 5,7 y 35,8 cm³/100cm³, mientras que a 120 cm lo hizo entre 25,8 y 30,6 cm³/100cm³. Los máximos en

las curvas de la Figura 2 indican los momentos en los que se ha producido infiltración de agua desde el estrato superior tras un periodo lluvioso, y cuando todas las capas del suelo están próximas a saturación coinciden con el proceso de drenaje; el drenaje es desencadenado por el exceso de precipitación en relación con el contenido del perfil a capacidad de campo. Los mínimos de dichas curvas corresponden con el final del período de estiaje, previo al período de rehúmedación otoñal, en el que la humedad del suelo en las capas exploradas por el sistema radicular coincide con el punto de marchitez. Se observa como las patentes extraen la mayor parte del agua de las capas más superficiales del perfil, por encima de 40 cm. El principal período de déficit hídrico tanto en 2012 (Figura 2) como en 2013 (no se muestran los datos) coincide con el período estival. La singularidad del año 2012 consiste en la presencia del déficit apreciado durante la segunda mitad de Febrero, todo Marzo y los primeros días de Abril.

Tabla 1. Balance hídrico a escala mensual en 2012 y 2013 (P = precipitación; ETR= evapotranspiración real; D = drenaje y ΔW variación de la humedad del suelo).

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
2012													
P	33.7	25.9	20.1	154.1	79.4	64.4	10.1	26.8	30.9	54.2	200.2	119.2	819.0
ETR	32.1	45.5	55.4	71.8	118.3	67.0	54.5	26.5	9.9	26.5	40.4	30.1	578.2
D	1.5	0.0	0.0	22.4	5.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	84.6	90.5	204.9
ΔW	0.1	-19.6	-35.3	59.9	-44.8	-2.6	-44.4	0.3	21.0	27.7	75.2	-1.4	35.9
2013													
P	227.0	107.1	205.7	88.6	93.8	41.9	13.3	15.6	39.7	182.7	83.7	127.0	1226.1
ETR	27.7	35.6	56.0	91.7	89.3	78.3	54.6	28.8	23.3	106.5	27.4	38.5	657.7
D	125.7	138.6	105.4	87.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.9	57.9	577.3
ΔW	73.6	-67.1	44.3	-90.8	4.5	-36.4	-41.3	-13.2	16.4	76.2	-5.6	30.6	-13.3

El balance hídrico a escala mensual se presenta en la Tabla 1. Los valores anuales de ETR ascendieron a 578,2 mm en 2012 y 657,7 mm en 2013. La relación ETR/ETP durante 2012 y 2013 se cifra en 58,7% y 70,1%, respectivamente. Los valores respectivos de drenaje alcanzaron 204,9 y 577,3 mm durante estos años. Los déficits de precipitación se cifraron en 406,7mm durante 2012 y 279,7 mm durante 2013.

La utilización de sondas FDR proporciona información para diversas aplicaciones como la optimización de los riegos, la corrección de estados de stress hídrico en los cultivos, el estudio de la dinámica del agua del suelo, la profundidad efectiva de la raíz del cultivo en cada momento, el cálculo de los puntos de saturación, capacidad de campo y marchitez, etc.

Bibliografía

- Allen RG, Pereira L S, Raes D, Smith M 1998. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper N° 56. Roma, Italia, 15-27.
- Mestas Valero R, García M I, Báez M D, Paz González A. 2009. Estimación del consumo de agua en el cultivo del maíz mediante seguimiento de humedad en la zona radicular con sondas de capacitancia. *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo* 9: 393-398.
- Mestas Valero R 2011. *Régimen Hídrico del Suelo y Evapotranspiración en Áreas Agrícolas y Forestales*. Tesis Doctoral. Universidad de A Coruña. 203 pp.
- Mestas Valero RM, Mirás Avalos JM, Vidal Vázquez E. 2012. Estimation of the daily water consumption by maize under Atlantic climatic conditions (A Coruña, NW Spain) using Frequency Domain Reflectometry. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 12: 709-714.
- Mirás Avalos JM. 2013. Evolución temporal del contenido hídrico del suelo en un viñedo bajo dos tratamientos de riego: caracterización multifractal. *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo* 11: 63-68.

Dinámica de las propiedades hidráulicas del suelo durante un periodo de barbecho bajo tres sistemas de laboreo en un secano semiárido del Valle del Ebro

C. Peña-Sancho¹, D. Moret-Fernández¹, R. Gracia¹ y M.V. López¹

¹Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Avda. Montañana 1005, 50059 – Zaragoza, España (e-mail: carolina.pena@csic.es).

Resumen

El laboreo afecta de forma significativa a la dinámica de las propiedades hidráulicas, y por consiguiente, al balance de agua en el suelo. Hasta la fecha, son pocos los trabajos que han estudiado los procesos de reconsolidación del suelo tras las labores. El objetivo de este trabajo es estudiar la dinámica de la densidad aparente (ρ), de la conductividad hidráulica (K) de la curva de retención ($\theta(\psi)$) y del parámetro S de $\theta(\psi)$ del suelo durante un período de barbecho bajo tres sistemas de laboreo: laboreo convencional (LC), mínimo laboreo (ML) y no laboreo (NL). Las medidas se realizaron en parcelas experimentales de secano durante un período de barbecho de 12 meses. Se realizaron un total de cinco muestreos; antes y después de labores, y a los 3, 5, y 8 meses tras las labores. Los resultados muestran que la K y S aumentan después de las labores para luego disminuir debido a los sucesivos ciclos de humectación/deseccación del suelo. Un comportamiento similar fue observado en $\theta(\psi)$, la cual, tras labores, muestra una reducción de la capacidad de retención de agua a tensiones próximas a saturación. Al final del barbecho, los parámetros hidráulicos tendieron a recuperar las características previas a las labores.

Introducción

La medida de las propiedades hidráulicas (conductividad hidráulica, K , curva de retención, $\theta(\psi)$) es fundamental para realizar un buen manejo del suelo. La K es el parámetro hidráulico que define la capacidad del suelo para transmitir agua cuando éste está sometido a un gradiente hidráulico. La $\theta(\psi)$ define la relación entre el contenido volumétrico de agua (θ) y el potencial mátrico del suelo (ψ). Dexter (2004) estableció el parámetro S , definido como la pendiente de la curva de retención en el punto de inflexión aplicado al modelo de Van Genuchten (1980). Este parámetro es un indicador de la calidad física del suelo, y tiene un valor crítico, $S = 0.035$, por debajo del cual se considera que la calidad del suelo es pobre (Dexter, 2004).

En suelos agrícolas, las propiedades hidráulicas se ven afectadas por el tipo sistema de laboreo. Así por ejemplo, Chan y Heenan (1993) y McGarry (2000), entre otros, encontraron que la conductividad hidráulica era mayor en un sistema de NL que en laboreo convencional. Sin embargo, Sauer et al. (1990) y Moret y Arrúe (2007) observaron que NL presentaba, con respecto a los sistemas labrados, valores inferiores de K . Estas diferencias entre sistemas de laboreo deben atribuirse al efecto de las labores que reducen la ρ del suelo (Green et al. 2003, Moret y Arrúe 2007), y al posterior proceso de reconsolidación del suelo debido a los sucesivos procesos de humectación/deseccación. Sin embargo, aun existe poca información relativa al efecto de las labores del suelo sobre la dinámica de estas propiedades (Green 2003).

La alteración de las propiedades hidráulicas del suelo debido a las labores afecta al balance del agua en el suelo (Moret-Fernández et al., 2006). Estos autores observaron que 24 h después de labores primarias, las pérdidas de agua del suelo por evaporación en un sistema LC y ML fueron de 4.2 y 4.1 mm., respectivamente.

El objetivo de este trabajo es estudiar la evolución temporal del contenido volumétrico de humedad θ , ρ , K a saturación y $\theta(\psi)$ del suelo durante un período de barbecho en un campo de

secano semiárido sometido a tres sistemas de laboreo: laboreo convencional (LC), mínimo laboreo (ML) y no laboreo (NL).

Material y métodos

Las medidas de las propiedades hidráulicas del suelo se realizaron en las parcelas del ensayo de larga duración de laboreo de conservación ubicadas en la finca experimental de secano de la Estación Experimental de Aula Dei, Peñaflores (Zaragoza). Se realizaron un total de cinco muestreos a lo largo de un período de 12 meses: antes y después de labores, y a los 3, 5, y 8 meses tras las labores. El estudio se llevó a cabo en un diseño de bloques completos al azar compuesto por 9 parcelas durante un periodo de barbecho de 18 meses de una rotación de cebada-barbecho. Se consideraron 3 tratamientos diferentes: laboreo convencional (LC), que consistió en un pase de vertedera a principios de primavera; mínimo laboreo (ML), que consistió en un pase de chisel; y no laboreo (NL). Las propiedades del suelo se determinaron sobre el horizonte 0-10 cm del suelo, con dos repeticiones por parcela.

La ρ se determinó por el método del cilindro con cilindros de acero inoxidable de 5 cm de altura y de diámetro interno. La K se determinó con un infiltrómetro de disco de 10 cm de diámetro de base. Las medidas de infiltración se realizaron a saturación. La caída del nivel de agua del depósito del infiltrómetro, a partir de la cual se obtiene la curva de infiltración acumulada, se midió con transductores de presión conectados a un datalogger. La K fue estimada utilizando el método de Latorre et al. (2013), que busca el mejor ajuste entre la curva de infiltración acumulada experimental y la curva teórica (Haverkamp et al., 1994).



Figura 1. Cámaras de presión-TDR para la determinación de $\theta(\psi)$

La $\theta(\psi)$ se determinó con el método de las cámaras de presión-TDR (Moret-Fernández et al., 2012) (Figura 1). Las tensiones empleadas fueron 0.5, 1.5, 3, 10, 50, 100, 500 y 1500 kPa. Las curvas de retención obtenidas se ajustaron al modelo bimodal de Durner (1994). Se calculó también el índice de calidad física del suelo S propuesto por Dexter (2004).

$$S = -n(\theta_{sat} - \theta_{res}) \left[1 + \frac{1}{m} \right]^{-(1+m)}$$

donde n es el parámetro de pendiente de la función de Van Genuchten (1980), $m = 1 - 1/n$, y θ_{res} y θ_{sat} son la humedad volumétrica residual y a saturación, respectivamente.

La humedad del suelo, hasta 40 cm de profundidad, se midió de noviembre de 2011 a noviembre de 2012 con la técnica TDR (Time Domain Reflectometry), con dos repeticiones por parcela experimental. En cada punto de muestreo se instaló una sonda TDR de dos varillas de 40 cm. La humedad del suelo se determinó utilizando el programa TDR-Lab. (Moret-Fernández et al. 2010).

Resultados y discusión

Los resultados muestran que el sistema de laboreo tiene un efecto sobre las propiedades hidráulicas del suelo. Previo a las labores, NL mostró, en comparación con LC y ML, una mayor ρ y una menor K (Moret y Arrúe, 2007) y S (Figura 2b, c y d). Tras las labores, se observó una disminución de ρ y un aumento de S debido al efecto de esponjamiento causado por las labores (Green et al. 2003, Moret y Arrúe 2007). El aumento de porosidad tras las labores, está en contradicción con la disminución de K (Figura 2b y c). Esto es debido a que en suelos recién labrados el peso del infiltrómetro a saturación colapsa los macroporos del suelo, y reduce la tasa de infiltración (Moret y Arrúe, 2005). Transcurridos 3 meses tras las labores se observó un aumento de K (Moret y Arrúe, 2007) debido a: (i) las labores aumentan el volumen de macroporos conductores del suelo (Moret y Arrúe, 2007) y, (ii) la reestructuración del suelo por efecto de las lluvias impide que el peso del infiltrómetro colapse los macroporos del suelo (Moret y Arrúe, 2005). Debido a los sucesivos ciclos de humectación y drenaje, se produjo una reconsolidación del suelo que hizo que transcurridos 8 meses tras labores, la K y ρ (Moret y Arrúe, 2007) y la S (Calonego y Rosolem, 2011) recuperaran los valores previos al laboreo. El parámetro S se mantuvo durante todo el período de barbecho por encima de 0.035 (Figura 2d), lo que indica que, según Dexter (2004), el suelo tuvo a lo largo del barbecho una buena calidad física.

De forma similar a los resultados observados por Moret et al. (2006), el sistema de laboreo tuvo un efecto significativo sobre la dinámica de θ . Previo a las labores, LC mostró valores de θ ligeramente inferiores a ML y a NL (Figura 2a). Las labores produjeron cambios significativos de humedad en los primeros 40 cm de profundidad del suelo. La evaporación acumulada en este intervalo de profundidad medida en LC y ML 24 h después de las labores fue de 24.8 y 21.2 mm, respectivamente. Estos volúmenes de agua evaporados, que son

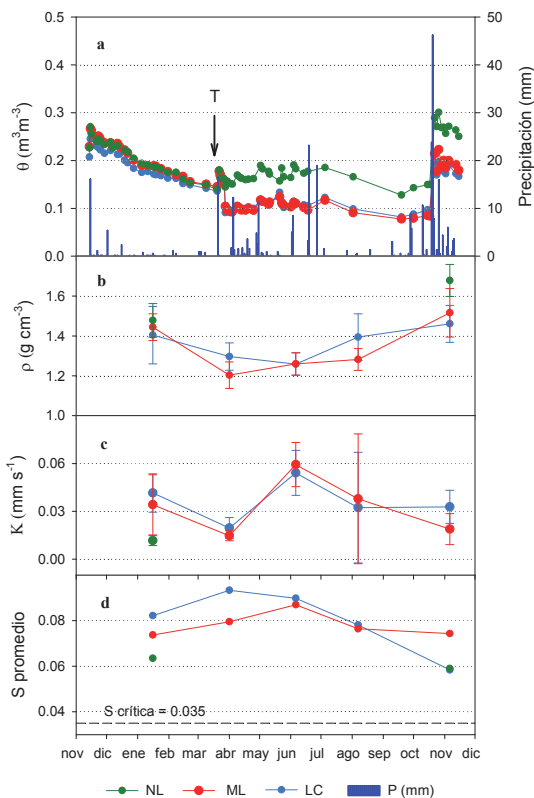


Figura 2. Evolución temporal de (a) la humedad volumétrica del suelo (θ) de 0-40 cm de profundidad, (b) la densidad aparente (ρ), (c) la conductividad hidráulica (K) y (d) índice de calidad estructural del suelo (S) (Dexter, 2004), a lo largo del período de barbecho 2011-2012 en los sistemas de laboreo de laboreo de conservación (LC), mínimo laboreo (ML) y no laboreo (NL). T indica labores primarias.

similares a los observados por Moret et al. (2006) en la misma zona experimental, deberían atribuirse a la inversión de los horizontes húmedos y profundos del suelo, y el aumento de la rugosidad y porosidad de los horizontes superficiales y subsuperficiales del suelo, respectivamente (Figura 2b).

En conclusión, este trabajo muestra que el laboreo tiene un efecto importante sobre la dinámica de las propiedades hidráulicas del suelo y las pérdidas de agua por evaporación 24 h tras las labores. Estos resultados son un primer paso para avanzar hacia modelos que simulen los procesos de reestructuración del suelo. Para ello, son necesarios trabajos más detallados sobre los procesos de reconsolidación de la matriz del suelo.

Bibliografía

- Calonego J.C. y Rosolem C.A. 2011. Soil water retention and S index after crop rotation and chiselling. *R. Bras. Ci. Solo.* 35: 1927-1937.
- Chan K.Y., Heenan D.P. 1993. Surface hydraulic properties of a red hearth under continuous cropping with different management practices. *Aus. J. Soil Res.* 31:13-24.
- Dexter, A.R. 2004. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120: 227-239.
- Durner, W. 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research* 30: 211-223.
- Green T.R., Ahuja L.R., Benjamin J.G. 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116: 3-27.
- Haverkamp, R., Ross P.J., Smettem, K.R.J., Parlange, J.Y. 1994. Three dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. Part 2. Physically based infiltration equation. *Water Resources Research* 30: 2931-2935.
- Latorre B., Moret-Fernández D., Caviedes D. 2013. Estimate of soil hydraulic properties from disc infiltrometer three-dimensional infiltration curve. Part 1. Theoretical analysis. *Journal of Hydrology* (submitted).
- McGarry D., Bridge B.J., Radford B.J., 2000. Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil & Tillage Research* 53: 105-115.
- Moret D. y Arrúe J.L. 2005. Limitations of tension disc infiltrometers for measuring water flow in freshly tilled soils. En: *Sustainable Use and Management of Soils. Arid and Semiarid Regions. Advances in Geocology* 36. CATENA-VERLAG Series. Reiskirchen, Germany, p. 197-204.
- Moret D., Arrúe J.L., López M.V. y Gracia R. 2006. Influence of fallowing practices on soil water and precipitation storage efficiency in semiarid Aragon (NE Spain). *Agricultural water management* 82: 161-176.
- Moret D. y Arrúe J.L. 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil & Tillage Research* 96: 103-113.
- Moret-Fernández, D., Vicente, J., Lera, F., Latorre, B., López, M.V., Blanco, N., González-Cebollada, C., Gracia, R., Salvador, M.J., Bielsa, A. Arrúe, J.L. 2010. TDR-Lab Version 1.2 User's Guide. 2010.
- Moret-Fernández, D., Vicente, J., Latorre, B., Lera, F., Castañeda, C., López, M.V., Herrero, J. 2012. TDR pressure cell for monitoring water content retention and bulk electrical conductivity curves in undisturbed soil samples. *Hydrological Processes* 26:246-254.
- Sauer T.J., Clothier B.E., Daniel T.C., 1990. Surface measurements of the hydraulic properties of a tilled and untilled soil. *Soil Till. Res.* 15: 359-369.
- Van Genuchten M Th. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science American Journal* 44: 892-898.

Factores ambientales que controlan la dinámica espacial y temporal de la repelencia al agua del suelo en una plantación de *Pinus pinaster* en Galicia

E. Benito^{1*}, M.E. Varela², M. Rodríguez-Alleres¹

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Universidad de Vigo, España; *rueda@uvigo.es

²Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Universidade de Aveiro, Portugal.

Resumen

En este trabajo se examinan las variaciones espacio-temporales de la repelencia al agua del suelo en una plantación de *Pinus pinaster* en Galicia (N.O España) y se analizan los factores ambientales implicados en las mismas. Se recogieron muestras superficiales (0-5 cm) en 25 periodos diferentes a lo largo de un año y sobre las mismas se determinó la RAS actual mediante el test WDPT y su contenido en humedad.

Los resultados mostraron un patrón estacional muy marcado en la repelencia al agua del suelo. La superficie del suelo es mayoritariamente no repelente al agua desde finales del otoño hasta principios de la primavera, extremadamente repelente al agua durante el verano y principios del otoño y con una persistencia muy variable a lo largo de la primavera. Se ha observado una correlación altamente significativa entre la persistencia de la RAS de las muestras y su contenido en humedad ($R = -0.76$ $P < 0.01$). El rango de humedades que delimita la presencia o no de RAS en la superficie del suelo en condiciones de campo es 22-57%. También se obtuvieron correlaciones significativas con las variables ambientales analizadas (temperatura máxima, temperatura mínima, precipitación y balance hídrico), aumentando los coeficientes de correlación a medida que aumenta el periodo antecedente considerado. El contenido en humedad del suelo en el momento del muestreo y la media de las temperaturas máximas diarias de los 28 días previos al muestreo, podrían utilizarse como buenos predictores de la presencia y persistencia de la RAS en los suelos de la zona templado-húmeda española bajo plantaciones de pino en las diferentes estaciones del año.

Introducción

La repelencia al agua (RAS) es una propiedad muy extendida en los suelos forestales del N.O de España y particularmente severa durante el periodo estival [4,5]. A pesar de que factores inherentes al suelo como pH, textura o cantidad y tipo de materia orgánica son importantes en el desarrollo y severidad de RAS [3,4,6], varios investigadores han demostrado que el contenido en agua y la temperatura del suelo son importantes factores abióticos que determinan las dinámicas de RAS [1,2]. La dinámica espacial y temporal de RAS puede provocar cambios importantes en la respuesta hidrológica y erosiva de los suelos. Los objetivos de este trabajo son examinar, mediante un muestreo exhaustivo, las variaciones espaciales y temporales de RAS en una plantación de *Pinus pinaster* en condiciones climáticas templado-húmedas y analizar los factores ambientales implicados en la misma, con vistas a predecir su desarrollo y persistencia.

Material y métodos

El estudio se ha realizado en una plantación de *Pinus pinaster* localizada en Marcosende (42°10'N, 8°41'W), en la provincia de Pontevedra, Galicia. El suelo es un Umbrisol húmico, desarrollado sobre paragneis y se caracteriza por presentar textura franca (49% arena, 31% limo, 20% arcilla), pH fuertemente ácido (4,28) y un elevado contenido en materia orgánica (alrededor de 250 g kg⁻¹) en el horizonte superficial.

Se recogieron muestras de suelo (0-5 cm) en 25 ocasiones entre el 12/02/2009 y el 29/01/2010. Las fechas de muestreo se seleccionaron en base a las condiciones meteorológicas que se iban dando en la zona a lo largo del año de estudio. Se trazó una malla

de 10 x 6 m y se recogieron muestras de suelo a intervalos de 2 m (n = 24). La RAS de las muestras con la humedad del campo (RAS actual), se determinó mediante el test WDPT que consiste en dejar caer gotas de agua destilada sobre la superficie de la muestra y medir el tiempo que tardan en penetrar en el suelo. La clase RAS representativa de cada muestra se corresponde con el valor de la mediana de 5 medidas. Se establecieron las siguientes clases de RAS: (clase 0: no repelente), WDPT < 5 s; (clase 1: ligeramente repelente), WDPT 5–60 s; (clase 2: fuertemente repelente), WDPT 60–600 s; (clase 3: severamente repelente), WDPT 600–3600 s; (clase 4: extremadamente repelente), WDPT 1–3 h; (clase 5: extremadamente repelente), WDPT 3–6 h; (clase 6: extremadamente repelente), WDPT > 6 h. El contenido de agua de las muestras de suelo se determinó por secado de las mismas a 110°C.

Resultados y discusión

La figura 1 muestra la persistencia de RAS a lo largo del periodo de estudio. Se puede observar claramente el patrón temporal de la frecuencia espacial de RAS, observándose el paso progresivo de la condición de no repelencia al inicio del estudio (muestreos del 11 y 19 de Feb. 2009) hasta una persistencia de RAS extrema (WDPT > 6h) entre el 2 Set. y 2 Oct. 2009 y nuevamente no repelencia al final del estudio (muestreo del 29/01/2010).

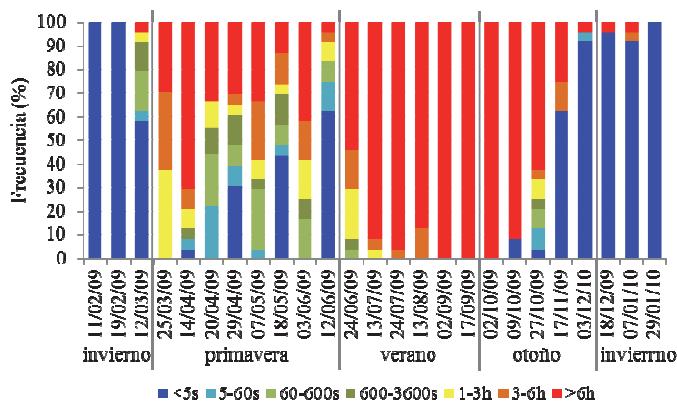


Figura 1. Frecuencia relativa (%) de la persistencia de la repelencia al agua actual de las muestras de suelo (n=24) recogidas en la capa superficial (0-5 cm) en cada uno de los muestreos.

Considerando las distintas estaciones del año, la menor variabilidad espacial se observa en los muestreos realizados en verano e invierno. En invierno la RAS desaparece por completo en 3 de los muestreos (los dos primeros muestreos y el último). En los muestreos del 18/12/2009 y 07/01/2010, aunque el mayor porcentaje del suelo muestreado no es repelente al agua, todavía se observa un 4% y 8%, respectivamente, de muestras de suelo extremadamente repelentes al agua y al final del invierno, en el muestreo del 12/03/2009, es donde se observó un mayor porcentaje de muestras repelentes (42%) con una persistencia entre ligera y extrema. Por otro lado, en los muestreos realizados en el periodo estival, todas las muestras de suelo presentaron una clase de WDPT extremadamente repelente (WDPT \geq 1h), salvo 2 muestras recogidas al inicio del verano, que presentaron una clase fuerte (WDPT = 60-600 s) y severa (WDPT = 600-3600 s) respectivamente. La máxima persistencia de RAS se observa al final del periodo estival y en el primer muestreo de otoño, siendo todas las muestras de suelo extremadamente repelentes, con tiempos de penetración de la gota de agua superiores a las 6h. A partir de aquí, se observa una disminución de la persistencia de SWR, aumentando progresivamente el % de muestras no repelentes. En los muestreos realizados en primavera, es donde se aprecia una mayor variabilidad espacial en la distribución de las clases de WDPT, encontrándose desde no

repelencia (WDPT = 0) hasta una repelencia extrema (WDPT = 6) con un patrón temporal muy fluctuante a lo largo de toda la estación.

En la figura 2 se representa la relación entre las clases medianas de WDPT y los contenidos medios de humedad del suelo a lo largo del periodo de estudio. De manera general, podemos observar que la persistencia de la RAS de las muestras va disminuyendo a medida que aumenta el contenido en agua del suelo, obteniéndose una relación altamente significativa entre ambas variables ($R_{\text{Spearman}} = -0.76^{**}$, $\alpha < 0.01$, $n = 560$).

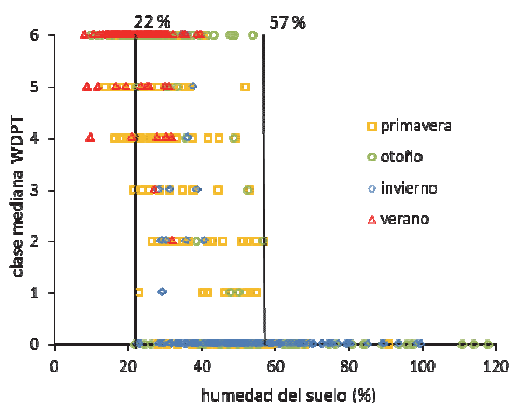


Figura 2. Relación entre las clases medianas de WDPT de las muestras de suelo y su contenido en humedad (% w/w) a lo largo del periodo de estudio. En el gráfico se señalan los límites superior e inferior de la zona de transición del contenido en humedad crítico del suelo.

En la figura se puede apreciar que hay un rango de humedades que separan las muestras de suelo repelentes de las no repelentes. Todas las muestras de suelo con humedades superiores al 57% presentan una clase de WDPT < 5 s (no repelente), perteneciendo la mayoría de ellas a muestreos realizados en invierno y otoño. Las muestras con humedades inferiores al 22% son todas repelentes al agua (WDPT > 5 s), estando en esta situación la mayoría de las muestras recogidas en verano y algunas en primavera y en otoño. En cambio, las muestras de suelo con humedades comprendidas entre el 22% y el 57% son repelentes o no repelentes al agua, dependiendo de la época del año en la que se realiza el muestreo, de forma que todas las muestras recogidas en verano manifiestan RAS y la mayoría de las recogidas en invierno son humectables. La mayor variabilidad se observa claramente en las muestras recogidas en primavera.

En la Tabla 1 se muestran las correlaciones obtenidas entre la RAS y las variables ambientales analizadas para diferentes periodos antecedentes.

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.01$, $n = 560$) entre las clases medianas de WDPT de las muestras de suelo y las variables ambientales analizadas.

	Período antecedente	Precipitación (mm)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Balance hídrico (mm)
Clase WDPT	1 día	0.50	0.51	0.11	0.30
	3 días	0.64	0.66	0.22	0.42
	7 días	0.65	0.60	0.42	0.44
	14 días	0.66	0.60	0.58	0.59
	21 días	0.71	0.67	0.66	0.67
	28 días	0.74	0.67	0.64	0.70

Se obtuvieron relaciones altamente significativas y positivas con las temperaturas, tanto con las máximas como con las mínimas, aumentando la correlación a medida que aumenta el periodo antecedente considerado. Las mejores correlaciones con las precipitaciones se observaron durante los 21 y 28 días anteriores al muestreo, mientras que los coeficientes de correlación son muy bajos al considerar las lluvias acumuladas 1 y 3 días antes del muestreo. El efecto combinado de la precipitación y la temperatura se puede analizar con los déficits de precipitación, observándose nuevamente las mejores correlaciones al considerar el balance hídrico acumulado durante 21 y 28 días previos al muestreo.

Al considerar conjuntamente las diferentes variables ambientales en un análisis de regresión múltiple, se puede concluir que la presencia y persistencia de la RAS en la superficie del suelo estaría principalmente gobernada por la media de las temperaturas máximas de los 28 días previos al muestreo y por el contenido en humedad del suelo en el momento del muestreo.

(Ecuación regresión: clase WDPT = $1.11 + 0.278 \times T_{\max} (28 \text{ días}) - 0.067 \times \text{humedad suelo}$
 $R^2 = 0.68, p < 0.001$).

También se ha podido observar que el paso desde la condición de extrema severidad de la RAS que manifiesta el suelo al final del periodo estival, hasta la desaparición de la misma en invierno, es un proceso muy lento. Se necesita un periodo muy prolongado de precipitaciones (alrededor de 2 meses), junto con un descenso significativo de las temperaturas, para que desaparezca la RAS de la superficie del suelo. Durante el otoño, la disminución de la demanda de agua por las plantas, junto con un descenso de las temperaturas, hace que el balance de agua del suelo sea positivo. Esto favorece el re-humedecimiento del suelo y por tanto un incremento paulatino del % de muestras sin RAS, si bien es necesario un exceso hídrico de más de 300 mm para que desaparezca la RAS de la superficie del suelo. Por el contrario, el proceso por el que el suelo vuelve a desarrollar RAS a principios de la primavera, es mucho más rápido y la variabilidad espacial es mayor. Es suficiente con que deje de llover durante un periodo de dos semanas en marzo y que se eleve la temperatura alrededor de 5°C para que el suelo pase de ser mayoritariamente no repelente a extremadamente repelente al agua (WDPT > 1 h). Al principio de la primavera la demanda de agua por las plantas es mucho mayor que en otoño, lo que favorece que el suelo se seque más rápido y se vea favorecido el desarrollo de RAS en la superficie del suelo. A ello habría que añadirle el nuevo input de compuestos orgánicos hidrofóbicos que son aportados por la vegetación durante este periodo de desarrollo vegetativo. La máxima severidad de la RAS del suelo se produce durante el periodo estival, en el momento en que disminuyen de manera muy sensible las precipitaciones y que se elevan las temperaturas, con un balance hídrico claramente negativo.

Bibliografía

- [1] Doerr SH, Thomas AD. 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology*, 231-232: 134-147.
- [2] Goebel MO, Bachmann JBA, Reichstein M, Janssens IA, Guggenberger G. 2011. Soil water repellency and its implications for organic matter decomposition-is there a link to extreme climatic events?. *Global Change Biology* 17: 2640-2656.
- [3] Mataix-Solera J, Arcenegui V, Guerrero C, Mayoral AM, Morales J, González J, García-Orenes F, Gómez I. 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes* 21: 2300-2309.
- [4] Rodríguez-Alleres M, Benito E, de Blas E. 2007. Extent and severity of water repellency in Northwestern Spanish soils. *Hydrological Processes* 21: 2291-2299
- [5] Rodríguez-Alleres M, Varela ME, Benito E. 2012. Natural severity of water repellency in pine forest soils from NW Spain and influence of wildfire severity on its persistence. *Geoderma* 191: 125-131.
- [6] Zavala LM, González FA, Jordán A. 2009. Intensity and persistence of water repellency in relation to vegetation types and soil parameters in Mediterranean SW Spain. *Geoderma* 152: 361-374.

CIELAB color space values of burnt granitic soils as a tool for estimating fire severity

J. Cancelo-González^{1*}, C. Cachaldora¹, F. Díaz-Fierros¹, B. Prieto¹

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, España; *javier.cancelo@usc.es

Abstract

Soil colour is often used to characterize and differentiate soils, as the colour is one of the most distinctive morphological features of a soil. As the colour of soil is strongly influenced by the type and amount of organic matter (O.M.) and Fe content, both of which are fire-sensitive components, colour and burn severity should be correlated. In this work we explore the usefulness of the CIELAB color space parameters of burnt soils as a tool for estimating fire severity. For this purpose, samples of forest soils developed on granite were collected from three different sites of NW Spain and subjected to controlled thermal shocks at microcosm scale. The thermal shock was performed in topsoil by the action of infrared lamps, which allowed reproducing similar temperatures to those reached in low, moderate and high severity fires. The maximum temperature and the degree hours (DH) reached during the heating were measured as indicators of fire severity. Different methods of measuring the colour of the burnt samples were compared in order to determine which was best for the purpose of the study. Changes in the colour of the soil and in the contents of O.M. and iron compounds were also analysed. The results obtained in the present study for granitic soils show that the values of the CIELAB parameters defining the colour of the surface of burnt granitic forest soils increased with the temperature and DH reached. Although the amount of O.M. was significantly correlated with all colour parameters and with temperature and DH reached, the Fe compounds were not significantly correlated with either CIELAB parameters, temperature or DH reached. Statistical analysis of data allowed formulate simple expressions for estimating temperature and DH reached from CIELAB and O.M. values.

Introduction

Soil colour is often used to characterize and differentiate soils, as the colour is one of the most distinctive morphological features of a soil. It is known that soil processes that affect the soil surface can be identified by colour differences (Escadafal, 1993) and that the colour of soil is the result of a combination of three main types of pigments: (i) Fe oxides and hydroxides (red to yellow) (Schwertmann, 1993), (ii) humus (black) (Schulze et al., 1993) and (iii) silicate and carbonate minerals (white to grey) (Sánchez-Marañón et al., 2004). As the colour of soil is strongly influenced by the type and amount of O.M. and Fe content, both of which are fire-sensitive components, colour and burn severity should be correlated. Soils affected by forest fire can undergo short-term, long-term or permanent changes, depending chiefly on type of property, severity and frequency of fires, and post-fire climatic conditions (Certini, 2005). The severity is characterized by the maximum temperature reached and the duration of the fire (Certini, 2005). Low-severity fires temporarily affect biological and chemical properties of the soil (Palm et al., 1996). More severe fires can alter characteristics such as structure stability (Badía and Martí, 2003), mineralogy (Ulery and Graham 1993) and cation exchange (Cancelo-González et al., 2013). Although duration is perhaps the most important component of fire severity in relation to the degree of damage below ground, most studies addressing fire severity only consider the intensity and not the duration of fire (Kazuto, et al., 2013). However, some recent studies (Cancelo-González et al., 2012, 2013) have taken into account the amount of heat supplied to the soil in addition to the temperature reached during wildfire in order to define the thermal shock.

The aims of this study were to determine how laboratory thermal shock treatments affect the colour of forest granitic soils with different moisture contents and to evaluate the usefulness of colour measurement as a rapid, inexpensive method of determining fire severity.

Material and Methods

Samples of forest soils developed on granite were collected from three different sites (M1, M2 and M3) in Carnota, Galicia (NW Spain). Only the upper 4 cm of the soil was sampled because soil heating is maximal in the uppermost layer. In the laboratory, the samples were dried at room temperature and sieved to obtain the < 2 mm fraction. Water was added to some of the dried, sieved soil, to produce samples of moisture contents 0, 25 and 50% (vol:vol), which represented different environmental conditions. Two replicate samples of each of the soils with moisture contents of 0, 25 and 50% were placed in 159x109x38 mm aluminium trays in order to be exposed to three different thermal shocks.

The soil samples on the aluminium trays were heated by 5 infrared lamps (Philips IR375CH) placed 10 cm above the soil surface. The soil temperature was measured every 5 minutes with two thermocouples inserted in each subsample at a depth of 1 cm. Heating was maintained until temperatures of 100, 200 or 400°C (equivalent to low, intermediate and severe fire conditions) were reached at this depth. Once the target temperature was reached, the samples were allowed to cool in the trays. A modified degree-hour method (DH) was used to calculate the heat supplied to the soil samples during thermal shock treatment (Cancelo-González et al., 2012). The soil properties and composition of each sample were analysed before and after the thermal shock treatments. The O.M. content was determined by oxidation of samples with potassium dichromate and sulphuric acid (Gutián and Carballas, 1976). Free iron oxides were extracted with sodium dithionate-citrate-bicarbonate (DCB) (Mehra and Jackson, 1960); amorphous iron oxides were extracted by oxalic oxalate ammonium (Schwetman and Taylor, 1989). Iron complexed forms were extracted with sodium pyrophosphate (McKeague, 1967). The iron forms were determined by atomic absorption spectrometry. Soil pH was measured in distilled water (soil: solution ratio, 1: 2.5) with a portable electrode. The colour measurements were analyzed by considering the CIELAB colour system (CIE Publication 15–2, 1986), and measured before and after application of the thermal shock treatments, with a portable spectrophotometer equipped with CM-S100w software; the measuring conditions were illuminant D65, observer 2° and a 8-mm diameter viewing area.

Three different methods of measuring the colour of the burnt samples were compared in order to determine which was best for the purpose of the study: i) Undisturbed surface. Measurements were made directly at the soil surface in the aluminium trays. ii) Homogenized sample. The surface (2cm) of the soil in the aluminium trays were removed, mixed and homogenized. iii) Sample after removal of O.M. (hereafter referred to as the mineral fraction). The data were subjected to statistical analysis.

Results and discussion

Only some of the colour parameters differed significantly in relation to the temperature of burning when they were measured at the surface of homogenized and mineral samples. However, all differed significantly in relation to temperature of burning when they were measure on the undisturbed surface. In this last case differences were even observed between the unburnt sample and the samples burnt at 100°C. Moreover, in all three samples only the colour parameters obtained on the undisturbed surface were significantly correlated with the temperature reached during burning and degree hours reached. Therefore, only the colour of the undisturbed surface was taken into account in describing the colour changes in the soil and in determining the colour parameter or parameters that best respond to the increase in temperature and that could hence be used as indicator of fire severity.

Figure 1 shows an example of the effect of temperature on the CIELAB parameters on M2 sample. In general, all CIELAB parameters reacted in the same way in all three samples to the variations in temperature. Luminosity (L^*) increased with the increase in temperature. The greatest increase occurred in the unburnt soils with moisture contents of 25 and 50% that were heated to 100°C. As in the case of dry soils, there was almost no change in L^* when the soils were heated to 100°C; this first change in L^* is associated with loss of water. Thus, although in unburnt soils the value of L^* varies with moisture, the L^* values are similar when soils are heated at temperature above 100°C, independently of the initial moisture content of the soil. The luminosity of burnt soils at 100°C and 200°C was very similar and from this temperature onwards, the luminosity increased by up to 12 CIELAB units.

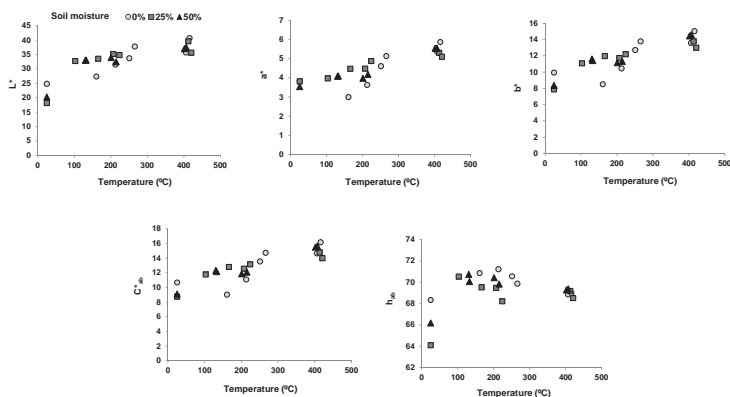


Figure 1. Effect of the temperature on the M2 CIELAB parameters.

The chromatic parameters a^* , b^* and C^*_{ab} also varied with temperature. The values of these three parameters were different in unburnt soils with different moisture contents; however, as observed for L^* , in the soils heated to temperatures above 100°C, there were no differences between soils with different initial moisture content, indicating that loss of water was the main reason for the first change in the chromatic parameters with temperature. In general, the values of these three parameters in the dry soil were lower in the sample heated to 100°C (than in the unburnt sample), with a difference of to 1.5 units in a^* and of up to 3 units in b^* and C^*_{ab} . Between 100 and 400°C, a^* increased by up to 2.2 units and b^* and C^*_{ab} increased by up to 5 units. In wet soils, the chromatic parameters were higher in the samples heated to 400°C than in the unburnt samples. Thus, the increase in temperature gave rise to more intense tones, with increasing yellow and red components. The h_{ab} measure was the colour parameter that differed most between the unburnt soils with different moisture contents, and the values were higher in dry soils. The variation in this parameter with temperature did not follow any clear trend. In soils in which h_{ab} was $< 72^\circ$, the value of this parameter increased with temperature until reaching this threshold, below which the value decreased.

Taking into account that O.M. (Schulze et al., 1993) and Fe compounds (Torrent et al., 1980) have been described as the main agents responsible for soil colour, the relationships between these agents and the CIELAB parameters measured at the surface of burnt soils and also the temperature and DH reached were analysed as indicators of fire severity. For all three soils, the amount of O.M. was strongly correlated with the temperature (>0.87), DH (>0.77) and colour parameters (with the lowest correlation coefficients obtained for a^* and h_{ab} and the highest for L^*). With respect to the relationships between the Fe compounds and temperature and DH reached, only those compounds soluble in DCB from sample 1 were correlated with CIELAB parameters. There was no significant correlation between all the other parameters in the other samples. This may be due to the fact that the studied soils are poor in Fe compounds,

but rich in O.M., which is the main component responsible for the colour. If high temperatures give rise to changes in Fe compounds, those changes would not be reflected in soil colour as they would be masked by the changes in O.M.

The data obtained were analysed by stepwise multiple linear regression analysis to determine which of the parameters related to temperature and DH reached can be used to predict the severity of forest fire. Parameters tested as predictors were the total (ΔE^*_{ab}) and partial (ΔL^* , Δa^* , Δb^*) colour variations with respect to the unburnt soils and the percentage of O.M. loss (%OML). Two predictive equations were obtained for the temperature and DH.

$$\begin{aligned} TE &= 54.001 + 12.813 \Delta E^*_{ab} \quad (R:0.76, \text{adjusted } R^2:0.57), \\ TE &= 27.444 + 3.143\%OML + 66.426 \Delta a^* \quad (R:0.90, \text{adjusted } R^2:0.81) \\ DH &= 21.833 + 13.753 \Delta E^*_{ab} \quad (R:0.75, \text{adjusted } R^2:0.56) \\ DH &= 7.894 + 33.061 \Delta b^* + 1.74\%OML \quad (R:0.80, \text{adjusted } R^2:0.63) \end{aligned}$$

The findings of this study emphasize the importance of the colour measurement method used to analyse the colourimetric variation in burnt soils. Different values were obtained for the colour parameters when colour was determined on the undisturbed surface, the homogenized sample and the mineral sample, and only the colour of the undisturbed surface was correlated with the temperature of the thermal shock and the DH reached. Only the CIELAB parameters obtained in this way showed significant differences in relation to the temperature of heating; these parameters even indicated differences between the unburnt soil and the soil heated to the lowest tested temperature (100°C). Thus, determination of the colour on the burnt soils surface appears to be the best method of measuring colour to establish relationships between the colour of burnt granite soils and fire severity. Differences between the colour of the mineral sample and both the burnt undisturbed surface and the homogenized samples, as well as the lack of correlation of the mineral samples with temperature and DH and the close correlation between the colour of the burnt surface and both temperature and DH, indicate that the O.M. affects not only the colour of unburnt soils (Schulze et al., 1993) but the colour of burnt soils. The results obtained here show that O.M. affects the colour of burnt soils and that the luminosity (L^*), chromaticity (C^*_{ab}) and tone (hab) values decrease.

References

- Badia D, Martí C. 2003. *Arid Land Res Manage* 17:23-41.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Barros N, Díaz-Fierros F. 2012. *SJSS* 2(3):32-44.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Díaz-Fierros F. 2013. *Int J Wildland Fire* 22:667-680.
- Certini G. 2005. *Oecologia* 143:1-10.
- Escadafal R. 1993. *Remote Sens Environ* 7:261-279.
- Gutián F, Carballas 1976. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela.
- Kazuto S, Takatoshi W, Noriko H, Shigeru T, Shunitz, T, Masamoto T, et al. 2013. *Anal Methods* 5:2660-2665.
- Mehra OP, Jackson ML. 1960. *Clays Clay Miner* 7:317-327.
- McKeague JA. 1967. *Can J Soil Sci* 47(2):95-99.
- Palm CA, Swift MJ, Wooster PL. 1996. *Agric Ecosyst Environ* 58:61-74.
- Sánchez-Marañón M, Soriano M, Melgosa M, Delgado G, Delgado R. 2004. *Eur J Soil Sci* 55:551-65.
- Schulze DG, Nagel JL, Van Scoyoc GE, Henderson TL, Baumgardner MF, Scott DE. 1993. (Bigham JM, Ciolkosz EJ eds). *WI: Soil Sci Soc Am* 71-90.
- Schwertmann U. 1993. (Bigham JM, Ciolkosz EJ eds). *WI: Soil Sci Soc Am* 51-69.
- Torrent J, Schwertmann U, Schulze DG. *Geoderma* 1980; 23:191-208.
- Úbeda X, Lorca M, Bernia S. 2002. (Viegas DX ed). Milpress.
- Ulery AL, Graham RC, *Soil Sci Soc Am J* 1993; 57:135-140.

Mejora en las propiedades físicas del suelo, a través de una labor de subsolado en un huerto de Melocotón Conservero, variedad Doctor Davies, en un suelo Aquic Haploxerolls de Graneros, Región de O'Higgins, Chile

J. Carrasco^{1*}, L.Román², J.Riquelme¹,

¹Centro Regional de Investigación Rayentué, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Rengo, Chile; *jcarrasc@inia.cl

²Empresa Privada, Litueche, Región de O'Higgins, Chile

Resumen

Se estudió el efecto del subsolado sobre las propiedades físicas de un suelo Aquic Haploxerolls (Mollisol), de la comuna de Graneros, de la zona Central de Chile, plantado con melocotón conservero (*Prunus persicae* L.), variedad Doctor Davies. Los objetivos específicos han sido 1. Establecer el efecto del subsolado sobre las propiedades físicas del suelo; y 2. Evaluar el efecto del subsolado sobre los parámetros de producción de frutos de un huerto de duraznero conservero (*Prunus persicae* L.), variedad Doctor Davies. Para ello se realizó un ensayo experimental de campo en un huerto de melocotón conservero de 5 años, en una superficie de 2 hectáreas, donde se incluyó tres tratamientos de evaluación, dos de los cuales correspondieron a labores de subsolado. Uno de ellos con subsolado por ambos lados de las hileras del frutal, y un segundo tratamiento de subsolado realizado sólo por un lado de la hilera de los árboles frutales, los cuales se compararon con un testigo sin subsolado. De esta forma se evaluó sobre las propiedades del suelo y el comportamiento productivo del frutal, una labor de subsolado agresiva (con dos pasadas) y una menos agresiva (una pasada) de corte de raíces de los árboles frutales.

Introducción

En la producción de frutales, el uso de la maquinaria agrícola toma una gran importancia en el manejo de los cultivos. Sin embargo, cuando ésta es utilizada de manera inadecuada, sin considerar las características del suelo, se puede provocar un daño severo al mismo generando problemas de compactación en el huerto frutal, que incide directamente en una disminución de la producción y con ello en una baja rentabilidad de negocio agrícola (Carrasco et al, 2010).

Trabajos realizados en Chile, por el INIA, han demostrado que uno de los problemas serios, derivados del manejo de huertos frutales, es la compactación de ellos, fundamentalmente provocada por el tránsito de la maquinaria agrícola, particularmente tractores más equipos, como rastras de discos, nebulizadores, y carros cosecheros, que generan problemas de compactación, lo cual se ve agravados en suelos regados por surco o tendido y de texturas más arcillosa (Carrasco, 2008; Carrasco, 2010).

El tránsito de tractores y equipos, provoca un incremento en la compactación de los suelos al facilitar el reordenamiento de las partículas, aumentando con ello la densidad aparente de estos (Montenegro y Malagón, 1990; Alvarado et. al, 2005; Alvarado y Forsythe, 2005), lo que trae consigo una reducción de los espacios porosos, en particular la macroporosidad, afectando con ello su capacidad de intercambio gaseoso (Montenegro y Malagón, 1990; Carrasco, 2008). Esto impide una adecuada infiltración del agua de riego a la zona de las raíces de los frutales, produciéndose encharcamientos, que puede originar problemas de asfixia radicular, e incluso posibles enfermedades fungosas (Carrasco, 2008; Carrasco et al, 2010)

Las labores de control de malezas entre hileras de los frutales, que se realizan con rastras de discos, complica aún más la situación de compactación de suelos por la propia acción del equipo, como por el peso del tractor sobre el terreno (Montenegro y Malagón, 1990; Carrasco,

2008). Esto se agrava en huertos regados por surcos o por tendido, a medida que aumenta el contenido de humedad, donde los suelos se compactan más fácilmente (Carrasco et al, 2010). Esto hasta que el suelo alcanza un cierto contenido de humedad, donde los poros del suelo están llenos de agua, siendo su volumen menos alterable por la energía de compactación que se aplica con los implementos de laboreo (Sánchez-Girón, 1996).

Numerosos investigadores concuerdan que la compactación de suelos agrícolas produce aumentos en la densidad aparente, resistencia mecánica del suelo, y disminución de la permeabilidad al agua y al aire, generando también cambios en el curso de los procesos físico-químicos y biológicos que se traducen en una disminución del rendimiento de los cultivos (Unger, 1990; y Sánchez-Girón, 1996, Di Prinzio et al, 2000, Alvarado y Forsythe, 2005).

Trabajos realizados en Latinoamérica, han demostrado que el efecto del subsolado en un huerto frutal, como en plantaciones forestales, favorece una mejor infiltración del agua en el perfil del suelo, una mejor oxigenación a nivel de las raíces, y por lo tanto una mayor fructificación y crecimiento de los árboles (Di Prinzio, 2000; Currie et al, 2004).

Material y métodos

El estudio fue realizado entre los años 2010 y 2012, en un huerto frutal de Melocotón Conservero, variedad Doctor Davis, plantado en un suelo de la Serie Graneros, de la familia Franca gruesa mixta, térmica de los Aquic Haploxerolls (Mollisol). Suelo profundo de origen aluvial, estratificado, que se presenta en una topografía plana, con pendiente dominante de 0 a 1%.

En un huerto frutal de 5 años, en una superficie de 2 hectáreas, se diseñó un ensayo experimental en bloques al azar, con tres tratamientos y tres repeticiones. El primero de ellos 1. Labor de subsolado a 60 cm de profundidad, con una arado italiano marca Pinoccio, de tres puntas, que se pasó por ambos lados de una hilera del frutal; el segundo tratamiento correspondió a 2. Labor de subsolado a 60 cm de profundidad, con el mismo arado Pinoccio de tres puntas, que se pasó sólo por un lado de una hilera del frutal. El tercer tratamiento correspondió al testigo, donde no hubo labor de subsolado.

El manejo agronómico de cada uno de los tratamientos del huerto frutal, fue exactamente el mismo en cuanto a tiempos de riego, fertilización, controles de insectos y de hongos, control de malezas, labores de poda, y otros. Sólo el factor subsolado era distinto.

Cada repetición del ensayo, correspondió a una hilera de 12 árboles frutales, de los cuales todos se evaluaron en el peso de fruta a la cosecha. Las evaluaciones de las propiedades físicas de los suelos, se hicieron a través de 3 calicatas ubicadas en cada tratamiento, lo que significó un total de 9 en el ensayo. En cada una de ellas se tomaron muestras de suelo inalteradas, usando para ello cilindros de acero inoxidable de 5 cm de diámetro, por 5 cm de altura en 10 profundidades de suelos (0-7,5 cm; 7,5-15 cm; 15-22,5 cm; 22,5-30 cm; 30-37,5 cm; 37,5-45 cm; 45-52,5 cm; 52,5-60 cm; 60-67,5 cm; y 67,5-70 cm. Para cada una de estas profundidades se tomaron muestras de suelo con 24 cilindros, lo que significó un total de 240 cilindros por calicata Posteriormente estos cilindros de suelo se llevaron al laboratorio, donde se evaluó la densidad aparente, macroporosidad, microporosidad, y conductividad hidráulica saturada (Pla, 1983). Una vez obtenidos los resultados de laboratorio, se hizo un análisis de ellos, usando el paquete estadístico SAS.

Resultados y discusión

A través del presente estudio se puede concluir que la técnica de arado subsolador permite mejorar las propiedades físicas de un suelo plantado con durazno conservero. El arado subsolador cambia la densidad aparente, conductividad hidráulica, y porosidad total del suelo, siendo más significativos los valores en el área de línea de subsolado, en relación al testigo. Encontrándose valores de 1,1 a 1,2 gr/cm³ de densidad aparentes en el tratamiento subsolado

en los primeros 20 cm de suelo, lo cual fue estadísticamente significativo en relación al testigo (1,3 a 1,4 en promedio). Entre los 20 y 40 cm se encontraron valores similares, como ente los 40 y 60 cm. También hubo diferencias significativas en la macroporosidad que alcanzó los 10 a 12 % en el tratamiento subsolado, lo cual fue significativo en relación al testigo (6 a 7%).

Los efectos señalados, no se obtuvieron en la línea de la huella del tractor entre las hileras de frutales, debido principalmente a que esa área es donde se encuentra más compactado el suelo, como consecuencia del tráfico de maquinaria, que incluye tractores, equipos nebulizadores, y carros cosecheros. Esa área no fue removida por la labor de subsolado, razón por la cual se encontraron valores similares con el testigo (Figura 2) de densidad aparente, la cual superaba los 1,5 gr./cm³; y valores de macroporosidad (2 a 4 %), porosidad total (20 a 28%), y conductividad hidráulica saturada (menor a 0,2 cm/hora).

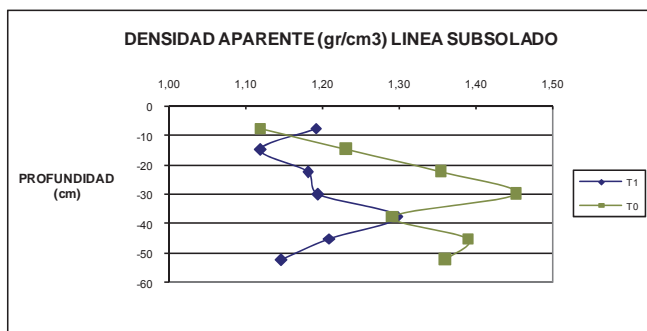


Figura 1. Efecto comparativo de la densidad aparente en la labor de subsolado vs testigo en la línea de subsolado

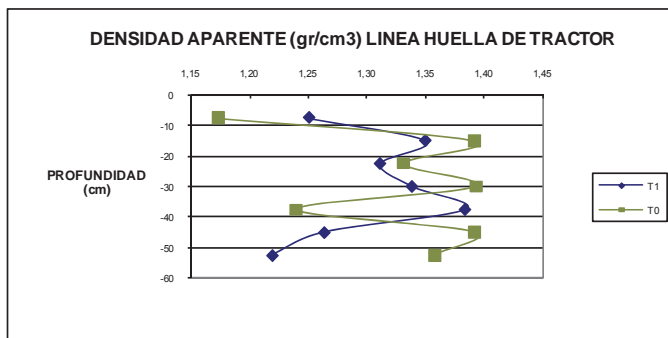


Figura 2. Efecto comparativo de la densidad aparente en la labor de subsolado vs testigo en la zona de huella de tractor.

El análisis de los datos de desarrollo de plantas y producción, indicó que el tratamiento de subsolado en ambos costados de la hilera, genera un menor desarrollo de la planta, en comparación a el tratamiento parcial por sólo un costado de la hilera de frutales, y al testigo. No obstante la mejora en las propiedades físicas del suelo, la disminución puede estar asociada al corte o poda de raíces que genera este equipo de labranza, lo cual afectaría directamente el vigor de esta especie. Sin embargo, en la primera temporada, el peso de fruto en el tratamiento de subsolado sólo por un lado fue mayor en un 5 % al tratamiento de subsolado por ambas hileras y de un 8% al testigo. En la 2ª temporada, se produce un aumento de un 11 y 18% en el peso promedio de fruto de durazno conservero, en relación al tratamiento de subsolado sólo por un lado de la hilera de frutales, y el testigo, respectivamente. Es decir el

subsulado por ambos lados de la hilera de un frutal, se manifiesta en mejor forma en una segunda temporada. Esto puede estar relacionado con las mejoras en las propiedades físicas del suelo, o bien por el efecto de corte de raíces producidos con la técnica de subsulado. El corte de raíces ejerce una acción de poda, donde en cada punto de corte de la raíz, en la temporada siguiente se genera un centro importante de crecimiento de raíces más pequeñas, que aumentan la capacidad de absorción de agua y de nutrientes desde el suelo. No fue posible diferenciar si el efecto es por efecto de la mejora en las propiedades físicas, o por la poda de raíces. Se asume que se produjo una condición de sinergismo entre ambas. Se puede concluir que con la técnica del subsulado, la producción de durazno conservero se ve favorecida en el peso de fruto, además de mejorar las propiedades físicas del suelo, como densidad aparente, macroporosidad, y conductividad hidráulica saturada.

Bibliografía

- Alvarado, A., y Forsythe, W. 2005, Variación de la densidad aparente en órdenes de suelos de Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 29(1): 85-94. ISSN: 0377-9424 /
- Bouma, J. 1983. Use of soil survey data to select measurement techniques for hydraulic conductivity. *Agr. Water Managem.* 6:177-190.
- Carrasco, J., 1998. Evaluación de distintas alternativas de manejo de suelos sobre las propiedades físicas, químicas, y biológicas de un Calcic Haploxeralf de la Meseta Central de España. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I. Agrónomos. Madrid. España. pp 248
- Carrasco, J., Antúnez, A., Lemus, G., 2009. Elementos a considerar en la caracterización de un suelo para el establecimiento de un huerto frutal. Informativo N° 30, INIA-Rayentué. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Rengo, 4 p.
- Currie, H., Rujana, M., y Bartra, L., 2004. Influencia del subsulado en suelos forestales de la provincia de corrientes. *Revista Científica Agropecuaria* 8(2): 7-14 Facultad de Ciencias Agropecuarias – UNER, Argentina.
- Carrasco J., 2008. Propiedades físicas del suelo y su relación con la productividad de frutales y vides. pp. 11-47 En: Hirzel, J. Diagnóstico Nutricional y Principios de Fertilización en frutales y Vides. Colección Libros INIA N° 24. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Quilamapu. Chillán. Chile. 296 p.
- Di Prinzio, A., Behmer, S., y Striebeck, G., 2000. Perdurabilidad del subsulado en huertos frutales. En: *Agricultura Técnica* vol N°. 60. Chillan, Chile, pp. 62-68.
- Montenegro y Malagón, 1990. Propiedades físicas de los suelos. IGAC Subdirección Agrológica, Instituto Geográfico. Bogotá, Colombia. 813 pp.
- Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelo en condiciones tropicales. Alcance 32. Rev. Facultad de Agronomía. UCV. Maracay. 90pp
- Sánchez-Girón, V., 1996. Dinámica y Mecánica de Suelos. Ediciones Agrotécnica, .L. Madrid. 426 pp.
- Unger, P.W. 1990. Conservation tillage system. *Adv. Soil Sci.* New York 13:27- 68

Evaluación de parámetros de rugosidad superficial en suelos laboreados

A. Martínez-Agirre, J. Álvarez-Mozos, R. Giménez

Dpto. de Proyectos e Ingeniería Rural, Universidad Pública de Navarra; alejandro.mda@unavarra.es

Resumen

El objetivo del presente estudio es definir los parámetros de rugosidad más apropiados para la caracterización y cuantificación de diferentes suelos laboreados. El estudio se ha llevado a cabo en parcelas de cultivo ubicadas en el centro-este de Navarra. Se han procesado 164 perfiles de elevación adquiridos mediante un perfilómetro láser para los que se han calculado 21 parámetros de rugosidad; agrupados en parámetros de rugosidad vertical, horizontal, combinados y fractales. Con estos datos se ha realizado un análisis estadístico descriptivo de cada parámetro, se ha calculado la separabilidad estadística entre cada par de clases de laboreo para los diferentes parámetros y se han seleccionado aquellos que maximizan esta distancia. Los parámetros de rugosidad vertical y los combinados son los que proporcionan una mejor diferenciación entre los tipos de laboreo estudiado. Sin embargo, los parámetros de rugosidad horizontal resultan más sensibles a los procesos de erosión del suelo.

Introducción

La rugosidad superficial del suelo se entiende como la variación de la elevación de la superficie del suelo y es un elemento clave en el comportamiento hidrológico y erosivo de los mismos (Helming et al., 1998). En suelos laboreados, la rugosidad está principalmente condicionada por la alteración del relieve provocada por los distintos aperos de labranza. La amplia variedad de posibles labores mecánicas, unida a la gran cantidad de tipos de suelo y condiciones del mismo, hacen que la rugosidad superficial sea potencialmente muy heterogénea; además de cambiante en el tiempo frente a la acción de fenómenos meteorológicos. De ahí que se hayan propuesto numerosos índices de rugosidad (por ej. Kamphorst et al., 2000; Vermang et al., 2013); aunque la óptima aplicación de cualquiera de éstos –para la caracterización de todo este amplio abanico de posibles micro-formas del suelo agrícola– es, al menos, cuestionable. El objetivo de este trabajo es definir los parámetros de rugosidad más idóneos para la caracterización y cuantificación de las diferentes micro-formas del relieve provocadas por diversas labores agrícolas típicas. Se presentan aquí los primeros resultados de esta investigación.

Material y métodos

La toma de datos se llevó a cabo en 10 parcelas agrícolas con una extensión de entre 3 ha y 7.3 ha (concentradas todas ellas en un área inferior a 2 km²) en el centro-este de Navarra. Cada una de las parcelas seleccionadas fue sometida a diferentes condiciones de laboreo que cambiaban a lo largo de la campaña experimental, que comenzó en septiembre de 2004 y terminó en marzo de 2005 (Álvarez-Mozos et al., 2009). Se han considerado 5 clases diferentes de rugosidad; (1) sembrado alterado, (2) sembrado, (3) cultivado liso, (4) cultivado rugoso, y (5) vertedera. La clase 1 corresponde a suelos sembrados sometidos a la acción de fenómenos meteorológicos y erosivos, de ahí la calificación de “alterado”. Mientras que en las clases 2-5, las mediciones se hicieron a los pocos días de la realización de las labores agrícolas. La toma de datos se realizó mediante un perfilómetro láser que permite obtener perfiles de 5m con un intervalo de medida de 5mm y una precisión vertical de 1mm (Álvarez-Mozos et al., 2009). Se han procesado 164 perfiles paralelos a la dirección de laboreo; de tal manera que las mediciones de elevación reflejan la rugosidad aleatoria. Resulta claro que las

macro-formas generadas por los aperos de labranza (rugosidad orientada) sólo serían evidentes si dichos perfiles se hubiesen orientada en dirección perpendicular a la de labor.

Los parámetros de rugosidad calculados, para cada perfil, se pueden dividir en 4 grupos; (1) parámetros que miden la dimensión vertical, (2) parámetros que miden la dimensión horizontal, (3) parámetros que combinan ambas dimensiones y (4) parámetros fractales. Entre los primeros se encuentran la desviación estándar de las alturas (s), la diferencia de elevación límite (LD) (Linden y Van Doren, 1986), el umbral de ajuste ($Sill$) del semivariograma (Helming et al., 1993), y el índice de micro-relieve (MI) (Römkens y Wang, 1986). Entre los que miden la dimensión horizontal están la longitud de correlación (l_{ACF}) y la pendiente inicial (p_{ACF}) que se obtienen de la función de auto-correlación (Ulaby et al., 1982), la pendiente límite (LS) (Linden y Van Doren, 1986), el alcance ($Range$) del semivariograma, y la frecuencia de picos (F) (Römkens y Wang, 1986). Entre los parámetros que combinan ambas dimensiones se encuentran el parámetro Z_S (Zribi y Dechambre, 2002), la raíz del producto de los parámetros LD y LS denominado parámetro Q , el producto del índice de micro-relieve y la frecuencia de picos (MIF), el índice de la depresión medio pendiente arriba (MUD) (Hansen et al., 1999) y el índice de tortuosidad de Saleh (T_S) (Saleh et al, 1993). En los parámetros fractales tenemos la dimensión fractal y la longitud de cruce calculadas por el método del semivariograma (D_{SMV} , l_{SMV}) y por el de la desviación media cuadrática (D_{RMS} , l_{RMS}) (Vidal Vázquez et al., 2005), y la dimensión fractal calculada por los métodos “Box-Counting” (D_{BC}), “Power Spectrum” (D_{PS}) (Gneiting et al., 2012), y “ReScaled range” (D_{RS}) (Liu y Molz, 1996).

La separabilidad estadística entre las 5 clases diferentes de rugosidad se ha calculado mediante la distancia de Jeffreys-Matusita (JM) (Swain y King, 1973), que toma valores entre 0 y 2. De esta manera se ha estimado la separabilidad de cada uno de los parámetros entre cada par de clases y se ha calculado el valor medio de cada parámetro.

Resultados y discusión

En el análisis estadístico descriptivo se puede observar que los parámetros obtenidos del semivariograma ($Sill$ y $Range$) son los más variables, mientras que los parámetros basados en teoría fractal muestran una baja variabilidad (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis estadístico descriptivo de los parámetros de rugosidad.

Parámetro	Media	Desv. est.	Coef. var.	Rango
s (cm)	2.240	1.117	0.499	[0.845-7.121]
LD (cm)	2.654	1.549	0.583	[0.856-8.368]
$Sill$ (cm ²)	6.959	8.574	1.232	[0.706-66.41]
MI (cm)	1.749	0.902	0.516	[0.618-5.757]
l_{ACF} (cm)	10.014	8.885	0.887	[2.012-51.821]
p_{ACF}	0.015	0.007	0.422	[0.004-0.039]
LS	1.009	0.259	0.257	[0.310-1.590]
$Range$ (cm)	15.777	29.551	1.873	[1.968-244.258]
F (cm ⁻¹)	0.170	0.018	0.104	[0.127-0.211]
Z_S (cm)	0.859	0.734	0.857	[0.032-3.289]
Q (cm ^{1/2})	1.599	0.594	0.372	[0.515-3.463]
MIF	0.287	0.127	0.444	[0.108-0.844]
MUD (cm)	0.915	0.433	0.474	[0.308-2.487]
T_S	32.261	8.793	0.273	[8.213-48.858]
D_{SMV}	1.636	0.075	0.046	[1.409-1.780]
D_{RMS}	1.494	0.070	0.047	[1.319-1.630]
D_{BC}	1.358	0.043	0.031	[1.251-1.454]
D_{PS}	1.592	0.039	0.025	[1.500-1.682]
D_{RS}	1.218	0.036	0.029	[1.143-1.319]
l_{SMV} (cm)	0.239	0.056	0.234	[0.110-0.411]
l_{RMS} (cm)	0.105	0.012	0.117	[0.066-0.127]

En los diagramas de cajas podemos ver que las clases 2, 3, 4 y 5 (labores inalteradas) se diferencian mejor en los parámetros que analizan la dimensión vertical (s), en los parámetros combinados (MUD), y en los basados en teoría fractal (D_{SMV}) en menor medida (Figura 1). Sin embargo, las clases 1 y 2 se diferencian mejor en los parámetros que analizan la componente horizontal (LS), siendo por tanto más sensibles a procesos de erosión del suelo.

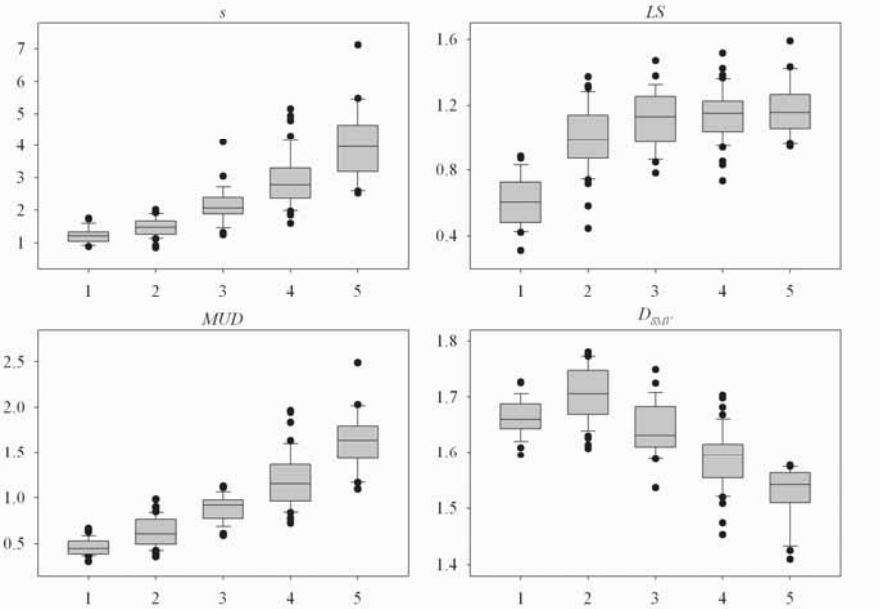


Figura 1. Diagramas de cajas por clases de algunos de los parámetros analizados (por falta de espacio sólo se muestra uno de cada grupo).

Tanto el parámetro combinado MUD como el parámetro que mide la dimensión vertical LD muestran una mejor separabilidad media (Figura 2). También podemos apreciar, en líneas generales, que tanto los parámetros que miden la dimensión vertical como los parámetros combinados muestran una mejor separabilidad media que los que miden la dimensión horizontal o los basados en teoría fractal.

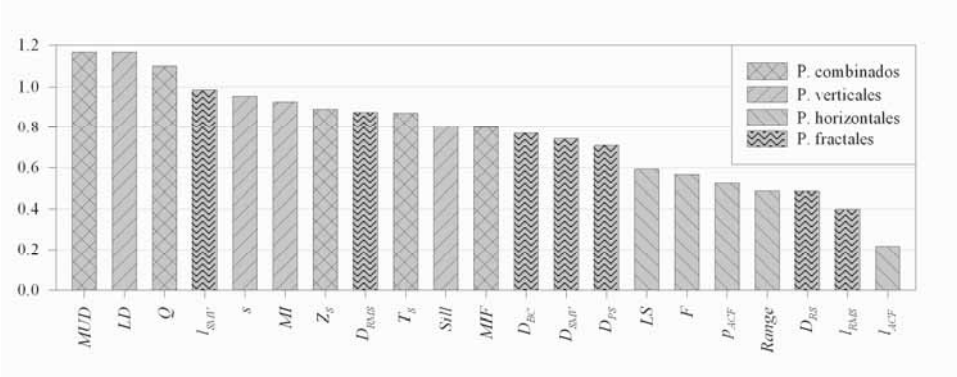


Figura 2. Separabilidad (distancia JM) media entre clases de rugosidad de los parámetros analizados. Los resultados del análisis de separabilidad (Figura 2) confirman lo observado en los diagramas de cajas (Figura 1). Como conclusión, los parámetros que miden la dimensión

vertical o los combinados son los que mejor diferencian los tipos de laboreo inalterados (clases 2, 3, 4 y 5). La explicación se debe a que el tipo de laboreo condiciona de manera más clara la componente vertical de la rugosidad. A la hora de discriminar el sembrado (clase 2) con el sembrado alterado (clase 1), los parámetros que miden la componente horizontal resultan más adecuados debido a que la traslocación de partículas del suelo no tiene gran trascendencia en la dimensión vertical, pero sí que produce un efecto de suavizado en la dimensión horizontal. En cuanto a los parámetros basados en teoría fractal cabe señalar que la dimensión fractal sigue el mismo patrón con todas las metodologías analizadas, disminuyendo su valor cuanto más rugosas y auto-similares son las clases inalteradas; y que la longitud de cruce se comporta como un parámetro horizontal separando mejor las dos primeras clases.

Bibliografía

- Álvarez-Mozos J, Verhoest NEC, Larrañaga A, Casalí J, González-Audicana M. 2009. Influence of Surface roughness spatial variability and temporal dynamics on the retrieval of soil moisture from SAR observations. *Sensors*. 9: 463-489.
- Gneiting T, Sevcíková H, Percival DB. 2012. Estimators of fractal dimension: Assessing the roughness of time series and spatial data. *Stat. Sci.* Vol. 27, No. 2, 247-277.
- Hansen B, Schjøning P, Sibbesen E. 1999. Roughness indices for estimation of depression storage capacity of tilled soil surfaces. *Soil Tillage Res.* 52: 103-111.
- Helming K, Roth ChH, Wolf R, Diestel H. 1993. Characterization of rainfall - Microrelief interactions with runoff using parameters derived from digital elevation models (DEMs). *Soil Technol.* 6: 273-286.
- Helming K, Römkens MJM, Prasad SN. 1998. Surface roughness related processes of runoff and soil loss: A flume study. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(1): 243-250.
- Kamphorst EC, Jetten V, Guerif J, Pitkanen J, Iversen BV, Douglas JT, Paz A. 2000. Predicting depressional storage from soil surface roughness. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(5): 1749-1758.
- Linden DR, Van Doren DM Jr. 1986. Parameters for characterizing tillage-induced soil surface roughness. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1560-1565.
- Liu HH, Molz FJ. 1996. Discrimination of fractional Brownian movement and fractional Gaussian noise structures in permeability and related property distributions with range analysis. *Water Resour. Res.* 32(8): 2601-2605.
- Römkens MJM, Wang JY. 1986. Effect of Tillage on Surface Roughness. *Trans. ASAE.* 29(2): 429-433.
- Saleh A. 1993. Soil roughness measurement, chain method. *J. Soil Water Conserv.* 48(6): 527-529.
- Swain PH, King RC. 1973. Two effective feature selection criteria for multispectral remote sensing. Presented at the *1st International Joint Conference on Pattern Recognition*. Piscataway, NJ.
- Ulaby FT, Moore RK, and Fung AK. 1982. *Microwave Remote Sensing, Active and Passive, Volume II: Radar Remote Sensing and Surface Scattering and Emission Theory*. Artech House: Boston, MA.
- Vermang J, Norton DL, Baetens JM, Huang C, Cornelis WM, Gabriels D. 2013. Quantifications of soil surface roughness evolution under simulated rainfall. *Trans. ASABE.* 56(2): 505-514.
- Vidal Vázquez E, Vivas Miranda JG, Paz González A. 2005. Characterizing anisotropy and heterogeneity of soil surface microtopography using fractal models. *Ecol. Model.* 182: 337-353.
- Zribi M, Dechambre M. 2002. A new empirical model to retrieve soil moisture and roughness from C-band radar data. *Remote Sens. Environ.* 84: 42-52.

Capacidades de retención hídrica en rizosferas de gipsófilas. Importancia ambiental de estos enclaves

E. Díaz-Pereira^{1*}, Y. A. García-Martínez^{1,2}, J. M. Gil-Vázquez^{1,2} y P. Marín-Sanleandro²

¹Dpto. de Conservación de Suelo y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. CEBAS- CSIC, P.O. Box 164, Campus de Espinardo 30100-Murcia, España; *ediazpereira@cebas.csic.es

²Dpto. de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30100-Murcia, España

Resumen

En el presente trabajo se determinan las capacidades de retención hídricas en tres rizosferas de especies gipsófilas (*Herniaria fruticosa*, *Helianthemum squamatum* y *Teucrium libanitis*) elegidas por su abundancia, en este enclave con gran valor ambiental, frente a un suelo no rizosférico en dos fechas de muestreo con diferencia estacional. Entre los resultados obtenidos caben resaltar los valores en yeso superiores al 80%, que se encuentra finamente dividido (pulverulento y/o microcristalino).

En cuanto a las capacidades de retención, el factor especie es el efecto significativo en todos los casos, sólo para el punto de marchitamiento también es el factor fecha presentando los valores más altos en el segundo muestreo. En ningún caso la interacción especie*fecha resultó significativa. Las rizosferas correspondientes a la especie *Teucrium libanitis* (especie más abundante, representativa y diagnóstica de esta zona) son las que presentan los valores más altos (yeso, capacidad de campo, punto de marchitamiento y agua útil) en ambos muestreos. En cuanto al suelo no rizosférico se obtienen diferencias significativas con respecto a las rizosferas de gipsófilas en el punto de marchitamiento y en el agua útil.

Los valores menores son los correspondientes a la especie *Helianthemum squamatum* para ambos muestreos, excepto para el punto de marchitamiento. Se obtienen altos valores de agua útil para estos Gipsisoles, atribuibles a la forma en que se encuentra su elevado contenido en yeso.

Introducción

En la Región de Murcia la distribución del hábitat 1520* *Gypsophiletalia* es de un 2,76% respecto a la superficie total de su área de distribución a nivel nacional, y con un LIC (Lugar de Interés Comunitario) de 16,30% respecto al total de LIC propuestos para la Comunidad, según Escudero (2009). La Comunidad Europea (European-Community, 1992) considera estos enclaves con prioridad de conservación debido a que aunque las áreas ocupadas sean pequeñas tienen una alta importancia ambiental debido a la presencia de plantas endémicas (Meyer, 1986, Laya et al., 1993) y especies raras y amenazadas (Meyer, 1986, Mota et al., 2004).

Estos yesares se caracterizan porque el contenido en yeso tiene un efecto significativo sobre las propiedades hidrofísicas del suelo, y la variabilidad del contenido en yeso de un Gipsisol (FAO, 2007) hace que estos suelos presenten un comportamiento hidráulico muy heterogéneo, así como un alto contenido del mismo reduce la agregación del suelo (Herrero y Boixadera, 2002), aumenta las irregularidades en la distribución de la humedad a lo largo del perfil (Boyadgiev, 1974), y reduce las tasas de infiltración de agua (Poch et al., 1998). Todo esto unido a la baja retención de agua de los suelos de yeso (Boukhris y Lossaint, 1975), significa que el agua disponible para las plantas es muy baja (Poch y Verplancke, 1997) que junto con variables proporciones de arcilla pueden influir de forma importante en las disponibilidades de agua para los vegetales (Mota et al., 2011).

Con respecto a las retenciones hídricas del suelo, algunos autores encuentran valores muy bajos (Herrero, 2005) mientras otros obtienen lo contrario, la explicación se puede atribuir a los diferentes tamaños de partículas de yeso presentes en el suelo, más que al yeso en sí mismo (Poch et al. 1998).

El objeto de estudio de este trabajo es determinar las capacidades de retención hídrica en rizosferas de gipsófilas en un enclave de gran valor ambiental.

Material y métodos

La zona de estudio perteneciente al municipio de Fortuna en Murcia, con coordenadas 38°14'06.90"N, 1° 11'24.54"W, se encuentra localizada a los pies del Parque Regional de la Sierra de la Pila.

El diseño del muestreo es factorial, presentando el factor especie cuatro niveles tales como suelo no rizosférico (0) y tres tipos de suelo rizosférico: *Herniaria fruticosa* (H), *Helianthemum squamatum* (Hs) y *Teucrium libanitis* (Tl) y el factor fecha dos niveles (diciembre 2011 y mayo 2012), n=6.

El yeso se determinó mediante el análisis termogravimétrico (TGA-DTA, velocidad de 10°C/min, flujo de aire seco, temperatura final de 1000 °C).

La capacidad de campo y punto de marchitamiento se determinaron a 0,33 y 15 atmósferas respectivamente (Richards, 1947) con secado en estufa a 50°C (Porta, 1998). El porcentaje de agua útil es el resultado de la sustracción entre el porcentaje de capacidad de campo y el del punto de marchitamiento.

Resultados y discusión

El alto contenido en yeso, característico de la zona de estudio, que en la mayor parte de las muestras es superior al 80%, se presenta en formas muy variadas tales como pseudomicelios con manchas de yeso y racimos de cristales, acumulaciones *in situ* desde puntuales a capas continuas, según la descripción de yesos en rizosferas de Verheye y Boyadgiev (1997). Poch et al. (1998) apuntan que el contenido en yeso en sí mismo no es determinante en las propiedades de retención hídrica, pero sí tiene una alta influencia el tamaño y la distribución de los cristales de yeso. Como se observa en la figura 1 las diferencias estadísticamente significativas en cuanto a yeso se corresponden con el factor especie. Es de destacar los valores más bajos para las rizosferas de *Helianthemum squamatum*, así como su mayor variabilidad sobre todo en el muestreo de mayo de 2012. Autores como Muhammad y Jones (1992) muestran en su estudio valores muy similares en contenido en yeso. Asimismo Adiego (2012) muestra valores superiores al 85% en rizosferas de plantas endémicas de suelos yesíferos en la Microrreserva Botánica de Yesos del Rincón (Lorca, Murcia).

En capacidad de campo el único efecto significativo es la especie (figura 2). Cabe resaltar que las rizosferas correspondientes a la especie *Teucrium libanitis* son las que presentan los valores más altos en ambos muestreos y *Helianthemum squamatum* los menores. Los valores son similares a los encontrados por otros autores, así Aznar et al. (2013) estudian suelos con contenidos en yeso mayores del 60%.

Como se muestra en la figura 3, los efectos significativos son la especie y la fecha en los valores del punto de marchitamiento. Los valores correspondientes a las rizosferas de las especies estudiadas son superiores a los del suelo no rizosférico. Con respecto a la fecha se determinaron los valores más altos en todos los casos en el segundo muestreo.

Estos Gipsisoles presentan valores similares en el punto de marchitamiento a los determinados por Aznar et al. (2013) estudiando Gipsisoles con un rango de yeso del 40-60%.

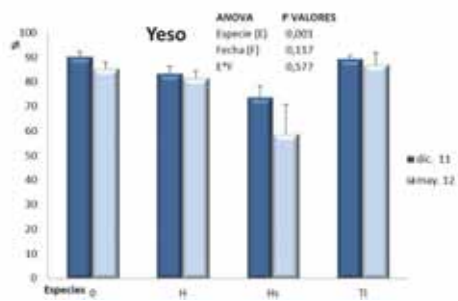


Figura 1: Yeso en función de las especies y la fecha del muestreo



Figura 2: CC en función de las especies y de la fecha de muestreo

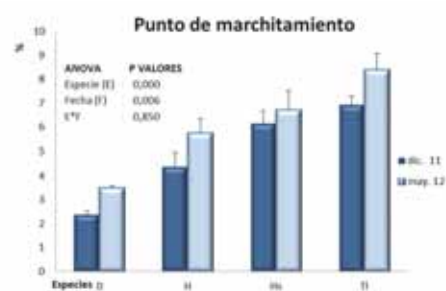


Figura 3: PM en función de las especies y la fecha del muestreo

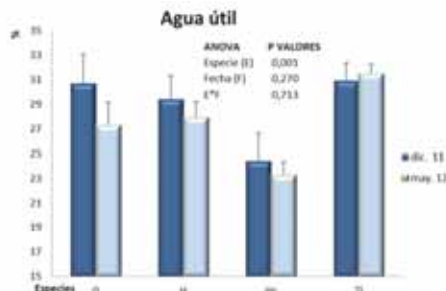


Figura 4: AU en función de las especies y la fecha del muestreo

Se muestran los resultados de agua útil en la figura 4, la tendencia es similar a la encontrada en la figura 2 (capacidad de campo). El único factor significativo es la especie. Los valores menores de porcentaje de agua útil corresponden a la especie *Helianthemum squamatum* para ambos muestreos.

Cabe resaltar que para las rizosferas de *Teucrium libanitis* (especie más abundante, representativa y diagnóstica de esta zona) se obtienen los valores mayores en todos los casos (yeso, capacidad de campo, punto de marchitamiento y agua útil).

Los valores de agua útil obtenidos son altos para un Gipsisol, se pueden atribuir a la forma en que se encuentra el contenido en yeso (finamente dividido: pulverulento y/o microcristalino) como han indicado autores como Poch et al. (1998) y Aznar et al. (2013).

Bibliografía

- Adiego González IL. 2012. Estudio de la rizosfera de plantas endémicas en suelos yesíferos: factores abióticos y biológicos. PFC Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia-CSIC. 81 p.
- Aznar JM, Poch RM, Badía D. 2013. Soil catena along gypseous woodland in the middle Ebro Basin: soil properties and micromorphology relationships. *Spanish Journal of Soil Science* 3: 28–44.
- Boukhris M, Lössaint P. 1975. Aspects écologiques de la nutrition minérale des plantes gypsicoles de Tunisie. *Revue D Ecologie et de Biologie du Sol* 2: 329–348.
- Boyardgiev TG. 1974. *Contribution to the Knowledge of Gypsiferous Soils*. FAO, Rome.
- Escudero A. 2009. 1520 Vegetación gipsícola mediterránea (Gypsophiletalia) (*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 78p.

- European-Community. 1992. Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Brussels: European Community.
- FAO-ISRIC-IUSS. 2007. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo*. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. Primera actualización 2007.
- Herrero J, Boixadera J. 2002. Gypsic soils. En: *Encyclopedia of Soil Science* (Lal, R. ed.). Marcel Dekker, p. 635–639.
- Herrero J. 2005. El yeso y los suelos de la comarca aragonesa del Bajo Ebro. En: *Comarca de la Ribera Baja del Ebro* (Bes P, Blasco J, eds.). Gobierno de Aragón. p. 29-30.
- Laya H, Benayas J, Marfil R. 1993. Yesos lenticulares de origen detrítico en suelos de la España central. *Cuaternario y Geomorfología* 7:49-56.
- Meyer SE. 1986. The ecology of gypsophile endemism in the Eastern Mojave Desert. *Ecology* 67: 1303–1313.
- Mota JF, Sánchez-Gómez P, Guirado JS (eds.). 2011. *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores, 636 p.
- Mota JF, Sola AJ, Jiménez-Sánchez, ML, Pérez-García FJ, Merlo ME. 2004. Gypsiculous flora, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* 13: 1797–1808.
- Muhammad HJ, Jones KC. 1992. Phosphorus in gypsiferous soils: the influence of soil properties on P fractionation. *Geoderma* 53: 97-104.
- Poch, RM., Verplancke, H., 1997. Penetration resistance of gypsiferous horizons. *European Journal of Soil Science* 48, 535–543.
- Poch RM, De Coster W, Stoops G. 1998. Pore space characteristics as indicator of soil behaviour in gypsiferous soils. *Geoderma* 87: 87–109.
- Porta J. 1998. Methodologies for the analysis and characterization of gypsum in soils: A review. *Geoderma*, 87: 31-46.
- Richards LA. 1947. Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agricultural Engineering* 28:451-454.
- Verheye WH, Boyadgiev TG. 1997. Evaluating the land use potential of gypsiferous soils from field pedogenic characteristics. *Soil Use and Management* 13: 97-103.

The colour of peat

A. Martínez Cortizas^{1*}, N. Silva Sánchez¹, P. Sanmartín², B. Prieto Lamas²

¹Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, España; *: antonio.martínez.cortizas@usc.es

²Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, España

Abstract

In this study we explore the relationship between colour and peat components and degree of decomposition. For this purpose we determined C and N contents (using a CNHS autoanalyzer), ash (by combustion at 550°C) and Ti, Zr and Rb concentrations (by XRF) in a core (355 cm in length, ca. 6600 years) sampled in the Tremeol do Pedrido raised bog (NW Spain). The degree of peat decomposition was assessed by C/N ratios (related to mass loss) and by the absorbance of alkaline (NaOH 8%) peat extracts (as an index for peat humification). The colour was determined using a GretagMacbeth (now XRite) portable spectrophotometer (CE-XTH) for solids. The data were expressed in CIELAB color system, using polar ($L^*C^*_{ab}h_{ab}$) and Cartesian ($L^*a^*b^*$) coordinates, as well as some less usual color indices. Most color parameters were found to be related to the long-term decomposition of the organic matter of the peat. Lightness, hue and chroma (red and yellow components) decrease as decomposition progresses. Not all changes are strictly related to time due to the fact that peat decomposition is much faster in the upper, more acidic, aerated, Histic horizon. Two of the redness indices showed a larger dependency on the mineral matter content of the peat. This fact suggests that atmospheric dust deposition slightly contributes to the colour of the peat. Although the results are promising for the use of colour parameters to infer peat properties and the environmental conditions related to them, more research is needed to ascertain the contribution of the different confounding effects.

Introduction

Color is a key property of soils related to their components and processes. It is employed for classification purposes in the most frequently used classification systems such as the World Reference Base (IUSS Working Group WRB, 2007) and Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010). In the past, colour played a key role in defining peat stratigraphy in Histosols, which was related to contrasting changes in climate (see e.g. Blackford, 1993, 2000). It was assumed that dry phases resulted in enhanced peat humification and darker colour, while wetter phases resulted in lower peat humification and lighter peat color. The correlation of the stratigraphy from several peatlands led to the concept of "recurrence surfaces", apparently synchronous stratigraphic changes from highly decomposed to less decomposed peat (Blackford, 2000). Again interpreted as changes from drier to wetter climates.

As an improvement to visual colour identification, Overbeck (1947) developed a chemical method (alkaline extraction) that was later modified by other researchers (Bahnon, 1968; Blackford and Chambers, 1993) and became the standard one to determine the degree of peat humification (DPH). It is based on the absorbance/transmittance of an alkaline extract of the peat: the higher the absorbance the larger the amount of dissolved humic substances and therefore the DPH. Since decomposition largely depends on soil surface moisture, a record of the variations of humidity can be obtained by relating lower absorbance values to increased moisture (i.e. effective precipitation), and higher values to drier conditions (i.e. lower effective precipitation). However, this is a destructive, time-consuming method, not exempt from criticism (Yeloff and Mauquoy, 2006; Biester et al., 2014). Therefore, more efficient,

objective and innovative methods for measuring peat color can be of help for the understanding of peat evolution and to reconstruct the environmental changes involved. Previous research has successfully used spectrophotometer color measurements (using CIELAB color coordinates) to study phytopigments in sediments to estimate algae content (Sanmartín et al., 2011) or the impact of forest fires in Galicia (NW Spain) (Sanmartín et al., 2010). Here we describe the relationships between color and other properties in a long peat core sampled in NW Spain. The specific objectives were: i) to determine the depth/age variation of color parameters, and ii) to relate them to peat properties to shed light into the causes of changes in peat color. This is a necessary first stage previous to any application for palaeoenvironmental reconstruction.

Material and methods

A core of 335 cm in length was sampled in the Tremeal do Pedrido (Xistral Mountains, NW Spain). It was sectioned in slices of 1 cm in thickness for the upper meter and of 2 cm below 1 m. Samples were air dried (35°C), finely milled and homogenized.

Color was determined using a GretagMacbeth (now XRite) portable spectrophotometer (CE-XTH) for solids. Peat samples were compacted to provide a regular and smooth surface on small cylinders (2 cm in diameter), where measurements were done in triplicate at random points. The CIELAB space was used by expressing the data in polar coordinates ($L^*C^*_{ab}h_{ab}$), Cartesian coordinates ($L^*a^*b^*$), as well as some less conventional CIELAB indices ($a^*x b^*$, a^*/b^* , $a^*/(L^* + b^*) \times 1000$, $a^*/(L^* \times b^*) \times 2000$, ΔE^*_{ab} and R_{Lab}). Values are averages of three measurements.

Ash content was obtained after combustion at 550°C for 4 hours and is expressed as percentage of the dry weight of the sample. Carbon and nitrogen contents were determined using a CNHS analyzer, while Ti, Zr and Rb concentrations were determined using a XRF analyzer; the equipment is hosted at the RIAIDT facilities of the University of Santiago de Compostela. DPH was determined as the absorbance at 540 nm of the alkaline (NaOH 8%) peat extracts, following the method proposed by Blackford and Chambers (1993) and modified by Bogmark (2005).

To establish the relationships between color parameters and peat components we performed a principal components analysis (PCA), using a varimax rotation to maximize the loadings of the variables in the components. This results in components characterized by properties with highly similar distributions (i.e. highly correlated variables).

Results and discussion

The depth records of all analyzed properties can be synthesized into two main groups: one showing a depth/age trend and another one with no apparent trend. The first group included geochemical and color properties showing i) increasing (C, C/N ratio, absorbance, a^*/b^* , $a^*/(L^*+b^*) \times 1000$, $a^*/(L^*x b^*) \times 2000$, ΔE^*_{ab} and R_{Lab} or ii) decreasing (L^* , b^* , C^*_{ab} , h_{ab} , $a^* \times b^*$) values with depth/age. All variables related to the inorganic content of the peat (ash, Ti, Zr, Rb) and two of the color parameters (a^* and a^*/b^*) showed no apparent trend but a see-saw pattern.

Two principal components were extracted with PCA, explaining 81% of the variance of the data set. The first component is characterized by large (positive and negative) loadings of properties related to peat organic matter content (C, N) and degree of decomposition (C/N ratio and DPH), as well as most color parameters (Table 1).

As peat decomposition progresses C, C/N ratios and DPH increase, while N content decreases (see e.g., Khury and De Vitt, 1996; Pontevedra-Pombal et al., 2006; Martínez-Cortizas et al., 2007; Biester et al., 2014). In terms of color, peat degradation involves a decrease in lightness

Tabla 1. Loadings of the analysed peat properties in the two extracted principal components

	Cp1	Cp2
$a^*/(L^* \times b^*) \times 2000$	0,97	0,07
Depth	0,89	0,21
Age	0,87	0,25
C	0,87	-0,24
C/N	0,87	-0,29
a^*/b^*	0,86	-0,40
R_{Lab}	0,85	0,30
DPH	0,85	0,04
ΔE^*_{ab}	-0,75	0,00
$a^* \times b^*$	-0,78	-0,49
C^*_{ab}	-0,83	-0,46
h_{ab}	-0,86	0,40
N	-0,86	0,27
b^*	-0,87	-0,40
L^*	-0,95	-0,15
Ti	-0,01	0,88
Zr	-0,13	0,83
Ash	-0,31	0,81
Rb	-0,41	0,75
$a^*/(L^* + b^*) \times 1000$	0,57	-0,67
a^*	-0,56	-0,71

(L^*), chroma (C^*_{ab}), hue (h_{ab}) and yellow component (b^*) but an increase in some of the redness indices ($a^*/(L^* \times b^*) \times 2000$, a^*/b^* , and R_{Lab}).

Since age and depth also load into this component, we can infer that Cp1 is related to long-term changes in peat organic matter. Nevertheless, not all of the age and depth variance is allocated to this component, indicating that the changes are not linear and other factors may be involved. Many of the properties showed a larger rate of change in the superficial part of the soil. Peat decomposition is more intense in the acidic, aerated, upper Histic horizon (the acrotelm), leading to a certain decoupling with age/depth.

The second component, Cp2, accounted for the changes in the content of mineral matter, reflected by ash, Ti, Zr and Rb contents. As already mentioned, these variables showed no depth/age trend. It has been shown that the content of mineral matter in ombrotrophic mires from NW Spain is related to atmospheric dust deposition linked to soil erosion (Martínez Cortizas et al., 2005). The see-saw pattern of the records of this properties/elements provides a

chronology of soil erosion phases. Regarding the color parameters, only two redness indices (a^* and $a^*/(L^* + b^*) \times 1000$) have negative loadings on Cp2: as the mineral content of the peat increases redness decreases. Since the local lithology of the area where the bog is located is dominated by rocks with leucocratic mineralogy (quartzites and granites), increased dust deposition may lead to a small change to lighter peat color. This is also supported by the low-moderate loadings of ash and Rb (accounting for 10-16% of their variance) on Cp1: bulk mineral matter content and increase Rb content, probably reflecting higher proportions of quartz and K-feldspars/muscovite, contribute to some increase in lightness (L^*).

To our knowledge, there are no previous studies dealing with the objective determination of the color of the peat, at least in the systematic way developed in this investigation. But recently, soil color has been used in other studies to infer past climates, as the application of R_{Lab} to Quaternary paleosols to establish the climatic preconditions for soil reddening (Wagner et al., 2014).

Conclusions

Our results indicate that color is highly correlated with peat properties. Most CIELAB parameters and indices showed a large dependence on the evolution of the peat organic matter with time: a decrease in lightness, hue and chroma (both red and yellow components). Only two redness indices (a^* and $a^*/(L^* + b^*) \times 1000$) showed a significant relationship with the inorganic matter content of the peat. Thus, the rapid and non-destructive application of portable spectrophotometers for solids seems to offer a great potential in peat research. The combination of color properties may be of help for the rapid and objective determination of the degree of peat decomposition, avoiding time-consuming chemical extractions, and even the content of mineral matter. Since peat decomposition and mineral matter content are ultimately dependent on environmental factors, it is also possible that color research may be of application for environmental reconstructions using peat cores.

Nevertheless more research is needed and future considerations will include: i) increasing the number of cores analyzed, ii) evaluating the effect of wetness contents on color, iii) analyzing

different types of mires and other organic soils, iv) analyzing more in detail short-term changes, and v) comparing the results with records of other validated proxies.

Acknowledgments

This research was supported by the projects CGL2010-20672 (Spanish Ministry of Science and Innovation) and 10PXIB200182PR (Xunta de Galicia). We thank Eva Peiteado for assistance in sample preparation and performing accurate lab analyses. Dr. Patricia Sanmartín is supported by a postdoctoral contract within the framework of the 2011-2015 Galician Plan for Research, Innovation and Growth (Plan I2C) for the year 2012, and Noemí Silva-Sánchez is supported by a FPU predoctoral grant (AP2010-3264) funded by the Spanish Government.

References

- Bahnsen R. 1968. Kolorimetrisk bestemmelse af humificeringsgrad i højmosetov fra Fuglsø mose på Djursland. *Meddelelse Dansk Geologisk Forening* 18: 209-221.
- Biester H, Lnorrr K-H, Schellekens J, Basler A, Hermanns Y-M. 2014. Comparison of different methods to determine the degree of peat decomposition in peat bogs. *Biogeosciences Discussion* 10: 17351-17395.
- Blackford J. 1993. Peat bogs as sources of proxy climatic data: past approaches and future research. In: *Climate Change and Human Impact on the Landscape*, (Chambers, F ed.). Springer, p.47-56.
- Blackford J. 2000. Palaeoclimatic records from peat bogs. *TREE* 15: 193-198.
- Blackford J, Chambers F. 1993. Determining the degree of peat decomposition from peat based palaeoclimatic studies. *International Peat Journal* 5: 7-24.
- Bogmark A. 2005. Holocene climate variability and periodicities in south-central Sweden, as interpreted from peat humification analysis. *The Holocene* 15: 387-395.
- IUSS Working Group WRB. 2007. World reference base for soil resources 2006, first update 2007. World Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Khury P, De Vitt DH. 1996. Fossil Carbon/Nitrogen ratios as a measure of peat decomposition. *Ecology* 77: 216-218.
- Martínez-Cortizas A, Mighall T, Pontevedra-Pombal X, Nóvoa-Muñoz JC, Peiteado Varela E, Piñeiro-Rebolo R. 2005. Linking changes in atmospheric dust deposition, vegetation change and human activities in northwest Spain during the last 5300 years. *The Holocene* 15: 698-706.
- Martínez-Cortizas A, Biester H, Mighall T, Bindeler R. 2007. Climate-driven enrichment of pollutants in peatlands. *Biogeosciences* 4: 905-911.
- Overbeck F. 1947. Studien zur Hochmoorentwicklung in Niedersachsen und die Bestimmung der Humifizierung bei stratigraphisch-pollenanalytischen Moorruntersuchungen. *Planta* 35: 1-56.
- Pontevedra-Pombal X, Nóvoa Muñoz JC, García-Rodeja E, Martínez Cortizas E. 2006. Mountain mires from Galicia (NW Spain). In: *Peatlands: Evolution and Records of Environmental and Climatic Changes* (Martini IP, Martínez-Cortizas A, Chesworth W, eds.). Elsevier, pp.83-108.
- Sanmartín P, Cancelo-González J, Rial ME, Silva B, Díaz-Fierros F, Prieto B. 2010. El color como indicador de la intensidad de los incendios en suelos de Galicia: Resultados preliminares. *Óptica Pura y Aplicada* 43(3): 167-172.
- Sanmartín P, Devesa-Rey R, Prieto B, Barral MT. 2011. Nondestructive assessment of phytopigments in riverbed sediments by use of instrumental color measurements. *Journal of Soils and Sediments* 11(5): 841-851.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.
- Wagner S, Eckmeier E, Skowronek A, Hünster N. 2014. Quaternary paleosols and sediments on the Balearic Islands as indicators of climate changes. *Catena* 112: 112-124.
- Yeloff D, Mauquoy D. 2006. The influence of vegetation composition on peat humification: implications for palaeoclimatic studies. *Boreas* 35, 662-673.

Photogrammetry method to determine soil aggregate bulk density

D. Moret-Fernández, B. Latorre, C. Peña*, J. Salvador, R. Gracia, M.V. López

Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental del Aula Dei (CSIC), Zaragoza, España;

[*carolina.pena@eead.csic.es](mailto:carolina.pena@eead.csic.es)

Abstract

Measurement of the bulk density of individual soil aggregates (ρ) is of paramount interest to understand the behavior of the soil and its response to management. The classical cloth method used to measure ρ , which is commonly applied to air-dried clods between 4 and 10 cm in diameter, results in most cases tedious and time consuming. This paper shows the application of the photogrammetry (PHM) method for determining the ρ of soil aggregates with diameter ranging between 1 and 8 mm. This method used a standard reflex camera to image a rotating aggregate, which allows reconstruction of its three-dimensional surface and subsequent calculation of its volume. The method was validated by comparing stone's volume (from 2 to 16 mm in diameter) measured by the Archimedes' principle to the corresponding value estimated with the PHM technique. The method was subsequently tested with soil aggregates (from 1 to 16 mm in diameter) collected from agricultural soils under conventional (CT) and no-tillage (NT) management and from an adjacent natural (NAT) field. The excellent correlation found between the rough stone's volumes estimated with both the PHM and Archimedes' methods ($R^2 > 0.99$; $p < 0.0001$) demonstrates that this technique can be satisfactorily used to estimate the ρ of small soil aggregates. The results indicate that the PHM technique is sufficiently sensitive to detect changes in the ρ of small aggregates in response to soil management and tillage. Another advantage is that it is not a destructive method, allowing the recovery of intact aggregates for further analysis.

Introduction

The soil bulk density (ρ) is defined as the mass of solids that occupies a unit volume of soil. This parameter approaches to total soil porosity and is commonly used as a measure of soil quality, being related to the ease of root penetration into soil, water movement, or soil strength (Grossman and Reinsch, 2002). Values of ρ depend on the texture, structure, degree of compaction, and shrink-swell characteristics of soil. Under field conditions, in soils with a certain amount of clay (>15%, <2 μm), the mineral particles (sand, silt and clay) tend to form structured units known as aggregates (Horn et al., 1994). According to this author, in humid climates, the ρ values of these aggregates range between 1.45 and 1.65 g cm^{-3} . Many physical and biological soil processes depend, besides on the architectural organization of soil aggregates, on the internal microscale or aggregate structure (Horn, 1990). For this reason, there is an increasing interest in knowing the properties of individual soil aggregates to understand the behaviour of the whole soil and its response to management (Blanco-Moure et al., 2012). In agricultural soils, tillage affects soil aggregation and ρ by breaking up root systems and large aggregates and exposing organic matter to decomposition and loss.

The most common procedure to measure the ρ of soil aggregates is the clod method. With this method, a dry soil clod of a known weight is coated with a water-repellent substance and the sample is weighted in water. Making use of Archimedes' principle, the volume of coated clod is calculated from the clod water displacement (Grossman and Reinsch, 2002). However, this method, that is time consuming, needs clods sufficiently large ($\approx 4\text{-}10$ cm in diameter) and stable for handling (Palmer and Troeh, 1995). Alternatively, clod density has been measured by gamma-ray attenuation (Benjamin and Cruse, 1985) or with an automated three-dimensional laser scanning technology (Rossi et al., 2008). Although these techniques are non-destructive, the relatively high cost of these equipments precluded widespread use. More

recently, Stewart et al. (2012) used the less expensive photogrammetry (PHM) method to estimate the ρ of soil clods with volume from 15 to 40 cm³ (diameter between 10 and 30 mm) This method, that uses a standard digital camera to image a rotating clod, allowed reconstruction of its three-dimensional surface and subsequent calculation of its volume.

In the present work we extend the PHM method to determine the ρ of soil aggregates with diameter ranging between 1 and 8 mm. This method was validated by comparing stone's volume (from 2 to 16 mm in diameter) measured by the Archimedes' principle to the corresponding value estimated with the PHM technique. The method was also used to compare the ρ of soil aggregates (from 2 to 8 mm in diameter) collected from agricultural (under conventional and no-tillage systems) and natural (NAT) fields.

Material and methods

Experimental design

To determine the soil aggregate volume, individual aggregates were placed on a rotating imaging stand (Makeroni I.T.)(Fig. 1), which includes a wood cylinder of 6.04 mm diameter (Fig. 1a). A red ring painted in the middle of the cylinder (Fig. 1b) allowed scaling the size of the aggregate. A 2 mm thick transparent methacrylate disc was placed between the soil aggregate and the cylinder, and the rotation of the aggregate set was powered up with an electrical motor. A single-board microcontroller (Arduino), which connects the motor to the camera and a computer, allowed controlling the number of photos per rotation (Fig. 1a). The soil aggregate and the cylinder were photographed using the 10.2 megapixels Nikon D-80 camera with the AF-S Micro Nikkor 105 mm 1:2.8G (Nikon) lens. The photos were automatically sent and saved in the computer. Depending on the aggregate size, the aggregate and calibration cylinder set were positioned between 0.20 and 0.40 m from the camera focal plane. A total of 30 and 40 images per rotation were taken for aggregates larger and smaller than 2 mm, respectively. The time exposition per photo was 6 seconds.

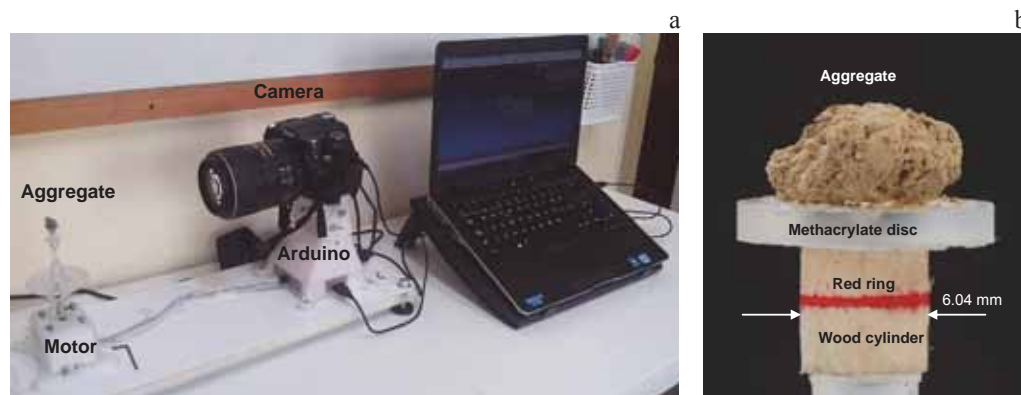


Figure 1. Rotating imaging stand (a) and wood cylinder, methacrylate disc and aggregate set (b).

The photos were joined together using the Agisoft PhotoScan software (Fig. 2a). This software uses common points between photos to create three-dimensional point clouds of x,y,z- and r,g,b-referenced vertices. The reconstructed aggregate was converted into .ply (polygon) format, and then they were manipulated using the freeware program Meshlab (Fig.

2b). Within Meshlab, color selection filters and manual removal of extraneous vertices were used to isolate the aggregate point clouds. Poisson surface meshes were used to reconstruct the aggregate. Scaling of the soil aggregate required the following steps. Using a chromatic analysis, the red points of the wood cylinder red ring were detected and located. These points were fitted to a circle using the least squares method and real dimensions of the diameter cylinder calculated. Once the aggregate was scaled, its surface and volume was numerically calculated by the best fitting the aggregate mesh to a volume with infinitesimal boxes.

Method validation and testing

This method was validated by comparing the stone's volume measured by the Archimedes' principle to the corresponding value estimated with the PHM technique. A total of 16 stones of different sizes (from 2 to 16 mm diameter) were used.

In a second step, the PHM method was tested on soil aggregates collected from farm fields under conventional (CT) and no-tillage (NT) management and from an adjacent natural (NAT) field located in Torres de Alcanadre (Zaragoza province, Spain). The soil was sandy loam, alkaline (pH=8.4) and low in organic carbon content (<20g kg⁻¹). Detailed information on soil and field characteristics and on soil management practices can be found in Blanco-Moure et al. (2012).

Soil surface sampling (0-5cm depth) was made in three different zones within each field (CT, NT and NAT) where three soil samples were collected and mixed to make a composite sample. Once in the laboratory, soil samples were air dried at room temperature (≈20 °C) and dry sieved to obtain aggregates of three different size classes (8-4, 4-2 and 2-1 mm in diameter).

Results and discussion

The strong correlation (Fig. 3) found between the stone volumes determined with the PHM technique and those measured with the Archimedes' principle indicates that the former is an excellent for estimating the ρ of small soil aggregates (2-8 mm in diameter).

The mean values of aggregate ρ determined by PHM for each size class and soil management are shown in Fig. 4. The range of values, 1.53-1.88 g

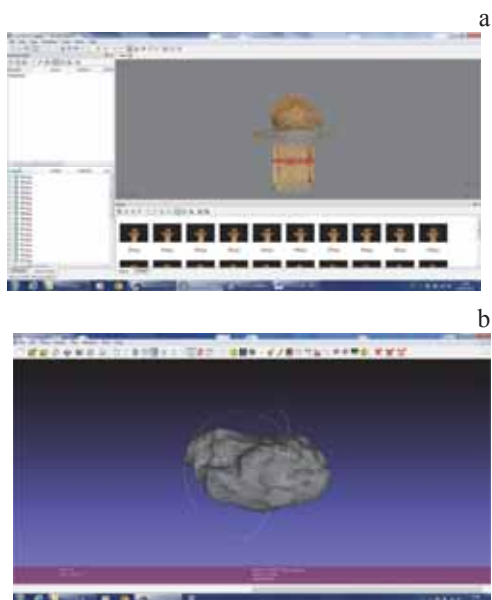


Figure 2. Agisoft PhotoScan software (a) and Poisson surface mesh form Meshlab software (b).

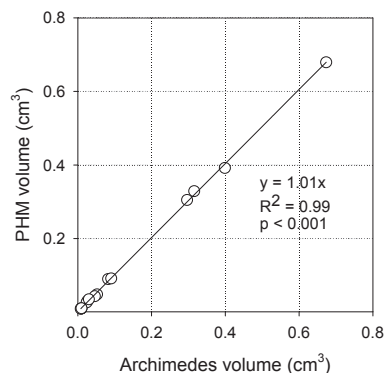


Figure 3. Relationship between the stone's volume measured with the Archimedes' principle and that obtained with the PHM technique.

cm⁻³, was comparable to that reported for other soils (Schafer and Singer; 1976; Blanco-Canqui et al., 2005; Stewart et al., 2012). Although the main effect on ρ was due to soil management, an increase in ρ with decreasing the aggregate size was also observed (Fig. 4). The higher density of small aggregates is also reported in previous studies (Park and Smucker, 2005; Blanco-Canqui et al., 2005), suggesting that they have lower macroporosity after higher cohesion and more contact points than large aggregates. With respect to soil management, results showed a general trend of increase in ρ with the degree of soil disturbance (i.e. NAT<NT<CT). These results are in agreement with previous data of tensile strength from these same aggregates (Blanco-Moure et al., 2012) and indicate that the high ρ of CT aggregates responds to tillage operations. Tillage disrupts soil aggregates, depleting soil organic carbon, and causes rapid post-tillage consolidation.

All these results indicate that the PHM technique is sufficiently sensitive to detect changes in the ρ of small aggregates in response to soil management and tillage. Likewise, this method is not destructive and allows the recovery of intact aggregate for further analysis.

Bibliography

- Blanco-Canqui, H., Lal, R., Owens, L.B., Post, W.M., Izaurralde, R.C. 2005. Mechanical properties and soil organic carbon of soil aggregates in the northern Appalachians. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1472–1481.
- Blanco-Moure, N., Angurel, L.A., Moret-Fernández, D., López, M.V. 2012. Tensile strength and organic carbon of soil aggregates under long-term no tillage in semiarid Aragon (NE Spain). *Geoderma* 189-190: 423-430.
- Benjamin, J.G., Cruse, R.M. 1985. Measurement of shear strength and bulk density of soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 49: 1248-1251.
- Grossman, R.B., Reinsch, T.G. 2002. Bulk density and linear extensibility. p. 201–228. In *Methods of soil analysis. Part 4.* (J.H. Dane and G.C. Topp ed.). SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.
- Horn, R. 1990. Aggregate characterization as compared to soil bulk properties. *Soil and Tillage Research* 17: 265-289.
- Palmer, R.G., Troeh, F.R. 1995. *Introductory Soil Science Laboratory Manual.* Oxford University Press, USA..
- Park, E.J., Smucker, A.J.M. 2005. Erosive strengths of concentric regions within soil macroaggregates. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1912-1921.
- Rossi, A.M., Hirmas, D.R., Graham, R.C., Sternberg, P.D. 2008. Bulk density determination by automated three-dimensional laser scanning. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1591-1593.
- Schafer, W.M., Singer, M.J. 1976. Reinvestigation of effect of saran coatings on extensibility of swelling soil clods. *Soil Science* 122: 360-364.
- Stewart, R.D., Najm, M., R., A., Rupp, D., Selker, J.S. 2012. An image-based method for determining bulk density and the soil shrinkage curve. *Soil Science Society of America Journal* 76: 1217-1221.

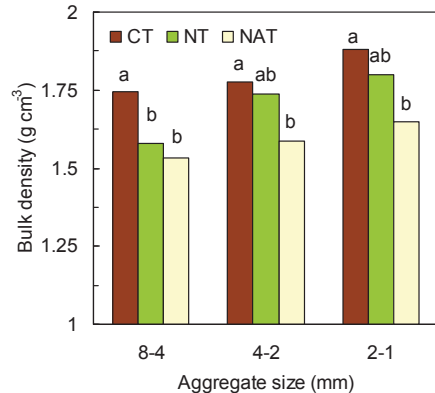


Figure 4. Bulk density of soil aggregates of different size classes as affected by soil management and tillage (CT, conventional tillage; NT, no-tillage; NAT, natural soil). For the same aggregate size, different letters indicate significant differences at $p < 0.05$.

Validación de distintos modelos de predicción de la difusividad de gases en suelo.

J. Neira^{1*}, M. Ortiz¹, D. Rolston², L. Morales³, O. Seguel⁴, J. León⁵, E. Acevedo⁶

¹Centro de Estudios Avanzados en Fruticultura (CEAF) Conicyt-Regional R08I1001, Casilla 13, Rengo. Chile.
E-mail: jneira@ceaf.cl.

²Dep. of Land, Air, and Water Resources, University. of California, Davis, Davis, CA 95616

³Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. Casilla 1004, Santiago.

⁴Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Ingeniería y Suelos. Casilla 1004, Santiago.

⁵Universidad Academia de Humanismo Cristiano, Facultad de Ciencias Sociales, Departamento de Geografía. Código Postal 7500828, Santiago.

⁶Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta. Casilla 1004, Santiago

Resumen

Se validaron y compararon 10 modelos de predicción de la difusividad de gases en el suelo mediante dos índices estadísticos (RMSE y BIAS) utilizando 96 muestras de suelo no disturbadas provenientes de huertos frutícolas de Chile Central. Se encontró que el modelo el modelo que tenía la peor predicción era el modelo clásico de Millington and Quirck (1961) y el modelo BBC (2000) tuvo los mejores índices estadísticos.

Introducción

La difusividad de gases en el suelo se define como la relación que existe entre el coeficiente de difusión de gases en el suelo y en el aire, $D_p D_0^{-1}$. El coeficiente de difusión de gases en el suelo (D_p) y las propiedades físicas del suelo, como porosidad total (Φ), porosidad llena de aire (ε), porosidad llena de agua (ϕ) y conectividad-tortuosidad de los poros (τ), determinan la aireación del suelo y sus efectos sobre las plantas, y la difusión y volatilización de ciertos compuestos de importancia ambiental. El coeficiente de difusión es el parámetro más importante de la ecuación de difusión de gases en el suelo, pero su determinación es muy laboriosa, por lo que se han desarrollado diversas relaciones empíricas y semiempíricas para estimarlo en base a parámetros físicos del suelo. Estas relaciones fueron clasificadas por Moldrup *et al.* (Moldrup *et al.*, 2000b; Moldrup *et al.*, 2004) en seis grupos, siendo los tres primeros grupos los más importantes, ya que corresponden a modelos empíricos que utilizan parámetros físicos de suelo como la porosidad llena de aire, contenido de agua y la porosidad total. El objetivo de este trabajo fue comparar diez modelos empíricos de predicción de la difusividad de gases en el suelo.

Material y métodos

Se tomaron 96 muestras no disturbadas de suelo en cilindros de muestreo de la entrehilera de cuatro predios frutícolas de la región de O'Higgins (Chile) a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-50 cm). En cada muestra se determinó D_p , densidad aparente, densidad real, la curva característica, materia orgánica total y porosidad total del suelo. Estos datos se utilizaron para determinar la precisión de diez modelos de predicción de la difusividad de gases en el suelo, desde el modelo clásico de Millington and Quirk (1961) hasta el modelo desarrollado por Moldrup *et al.* (2013). Las ecuaciones correspondientes se muestran a continuación:

Penman Water Linear Reduction Model (Moldrup *et al.*, 2000a), **P-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = 0.66 * \varepsilon * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right) \quad \text{Ec. 1}$$

Marshall Water Linear Reduction Model (Moldrup *et al.*, 2000a), **MA-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = \varepsilon^{\frac{3}{2}} * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right) \quad \text{Ec. 2}$$

Millington Water Linear Reduction Model (Moldrup *et al.*, 2000a), **MI-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = \varepsilon^{\frac{4}{3}} * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right) \quad \text{Ec. 3}$$

Buckingham Water Linear Reduction Model (Moldrup *et al.*, 2000a), **BU-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = \varepsilon^2 * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right) \quad \text{Ec. 4}$$

BBC model (Moldrup *et al.*, 1999), **BBC**

$$\frac{D_p}{D_0} = \Phi^2 * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right)^{\left(2 + \frac{3}{b} \right)} \quad \text{Ec. 5}$$

TPM model (Moldrup *et al.*, 2004), **TPM**

$$\frac{D_p}{D_0} = \left(2\varepsilon_{100}^3 + 0.04\varepsilon_{100} \right) \left(\frac{\varepsilon}{\varepsilon_{100}} \right)^{\left(2 + \frac{3}{b} \right)} \quad \text{Ec. 6}$$

3POE model (Moldrup *et al.*, 2005), **3POE**

$$\frac{D_p}{D_0} = \Phi^2 * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right)^{\left(2 + \frac{\log \left(\varepsilon_{100}^{\frac{1}{4}} \right)}{\log \left(\frac{\varepsilon_{100}}{\Phi} \right)} \right)} \quad \text{Ec. 7}$$

Organic Matter Fraction Dependent Model (Hamamoto *et al.*, 2012), **OMF-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = (\varepsilon - \varepsilon_{th})^{X'} \quad \text{Ec. 8}$$

Structure-Dependent Water-Induced Linear Reduction Model (Moldrup *et al.*, 2013), **S-WLR**

$$\frac{D_p}{D_0} = \varepsilon^{(1+cm\Phi)} \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right) \quad \text{Ec. 9}$$

Millington and Quirk (1961), **M-Q**

$$\frac{D_p}{D_0} = \varepsilon^{\frac{4}{3}} * \left(\frac{\varepsilon}{\Phi} \right)^2 \quad \text{Ec. 10}$$

donde ε corresponde a la porosidad llena de aire, ε_{100} es la porosidad llena de aire a un potencial mátrico de -100 cm de agua, Φ es la porosidad total del suelo, b es un parámetro que se calcula a partir de la pendiente de la curva característica en un sistema $\log(\text{contenido de agua})$ vs $\log(\text{presión})$, ε_{th} corresponde a la porosidad llena de aire a la cual la difusividad se hace igual a cero y que depende del tipo y del manejo del suelo, X' es un parámetro asociado a la tortuosidad-conectividad de los poros y cm corresponde a un parámetro que se asocia con la complejidad de la matriz porosa.

Para el análisis se utilizaron 2 índices estadísticos que permitieron determinar el grado de precisión entre los modelos utilizados. Para cada modelo se calculó el error cuadrático medio (RMSE), que mientras menor sea su valor mejor es la concordancia entre los valores estimados y observados; y el sesgo (BIAS) que se usa para determinar si el modelo

sobreestima (valores positivos) o subestima (valores negativos). Ambos índices se calcularon a partir de la diferencia entre los valores observados (x) y los valores estimados (y) mediante las siguientes formulas:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}{n}} \quad \text{Ec. 11}$$

$$BIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)}{n} \quad \text{Ec. 12}$$

Resultados y discusión

Los resultados (Figura 1) mostraron que el modelo clásico descrito por Millington and Quirk (1961) fue el peor modelo de predicción de la difusividad de gases, ya que predijo con un 10% de error los valores observados y subestimó en mayor proporción que los otros modelos. Por otra parte, el modelo que tuvo mejor predicción fue el BBC (Moldrup *et al.*, 1999), ya que mostró los mejores índices estadísticos en comparación a los otros modelos. Sin embargo este es uno de los modelos más complejos, ya que requiere la determinación de la curva características del suelo para calcular el parámetro b (Ec. 5). Es por esto que se sugiere el uso de modelos más simples en cuanto a los parámetros requeridos, como OMF-WLR (Hamamoto *et al.*, 2012) y S-WLR (Moldrup *et al.*, 2013), que obtuvieron buenos resultados en la predicción de la difusividad.

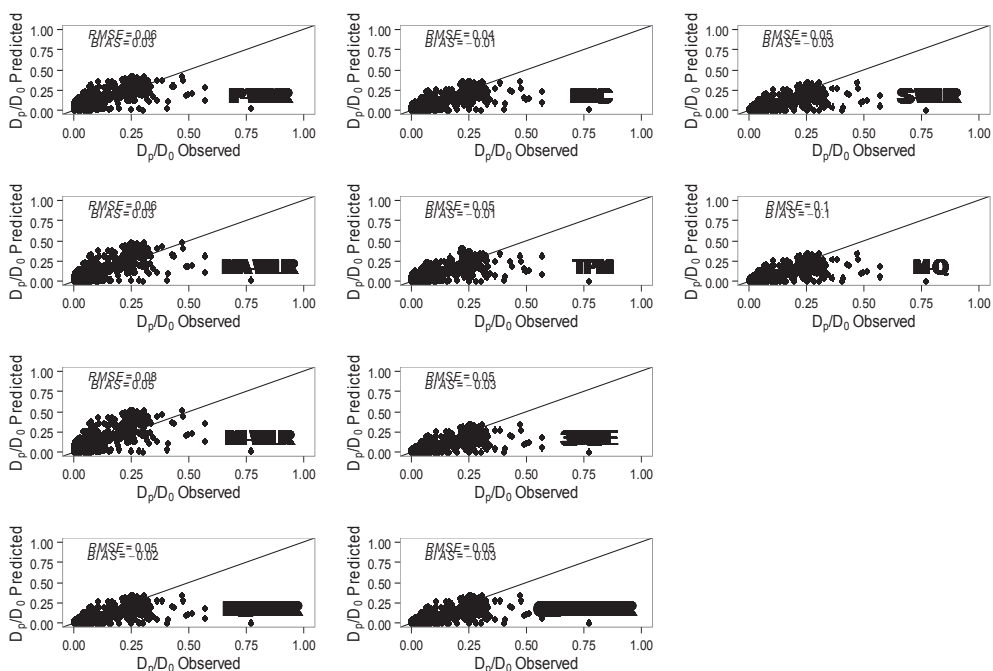


Figura 1. Comparación de los valores predichos por distintos modelos de determinación del coeficiente de difusión de gases respecto de los valores observados.

El modelo OMF-WLR requiere conocer el valor de la porosidad total y del contenido de materia orgánica total en el suelo para determinar ϵ_{th} y X' , mientras que el modelo S-WLR, sólo requiere determinar Φ y el parámetro cm , que varía entre 1 y 3, donde 1 se utiliza para

suelos sin estructura, 2 para suelos minerales y 3 para suelos orgánicos o volcánicos. El hecho que el modelo OMF-WLR incluya el contenido de materia orgánica implica que considera el efecto que ésta tiene sobre las propiedades físicas del suelo, lo que puede ser relevante para la estimación de la difusión de gases en los huertos en que se dejan los residuos de poda picados sobre el suelo de la entrehilera.

Bibliografía

- Hamamoto S, Moldrup P, Kawamoto K, Komatsu T, 2012. Organic Matter Fraction Dependent Model for Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Variably Saturated Soils. *Vadose Zone Journal* 11, 0.
- Millington RJ, Quirk JM, 1961. Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.* 57, 1200–1207.
- Moldrup P, Chamindu Deepagoda TKK, Hamamoto S, Komatsu T, Kawamoto K, Rolston DE, de Jonge LW, 2013. Structure-Dependent Water-Induced Linear Reduction Model for Predicting Gas Diffusivity and Tortuosity in Repacked and Intact Soil. *Vadose Zone Journal* 12, 1-11.
- Moldrup P, Olesen T, Gamst J, Schjønning P, Yamaguchi T, Rolston D, 2000a. Predicting the gas diffusion coefficient in repacked soil: water-induced linear reduction model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1588-1594.
- Moldrup P, Olesen T, Schjønning P, Yamaguchi T, Rolston DE. 2000b. Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Undisturbed Soil from Soil Water Characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 94-100.
- Moldrup P, Olesen T, Yamaguchi T, Schjønning P, Rolston DE. 1999. Modeling Diffusion and Reaction in Soils: IX. the Buckingham-Burdine-Campbell Equation for Gas Diffusivity in Undisturbed Soil. *Soil Science* 164, 542-551.
- Moldrup P, Olesen T, Yoshikawa S, Komatsu T, Rolston D. 2004. Three-Porosity Model for Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Undisturbed Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 750-759.
- Moldrup P, Olesen T, Yoshikawa S, Komatsu T, Rolston DE. 2005. Predictive-Descriptive Models for Gas and Solute Diffusion Coefficients in Variably Saturated Porous Media Coupled To Pore-Size Distribution: II. Gas Diffusivity in Undisturbed Soil. *Soil Science* 170, 854-866.

Caracterización de eumelaninas para su potencial uso como trazador en experimentos de transporte de nanopartículas en suelos

D. Soto-Gómez¹, P. Pérez-Rodríguez^{1,3}, J.E. López-Periago¹, M. Paradelo²,

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Departamento de Biología Vegetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, Spain

²Department of Agroecology, Faculty of Science and Technology, Aarhus University, Blichers Allé 20, P.O. Box 50, 8830 Tjele, Denmark

³SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, Kydd Building, 40 Bell Street, Dundee DD1 1HG, Scotland

Resumen

La estructura y otras propiedades del suelo pueden estudiarse mediante el empleo de trazadores. La eumelanina de sepia posee una serie de propiedades que posibilitan su uso como trazador en para el estudio de la filtración en suelos. El objetivo de este estudio es determinar las aptitudes de esta sustancia como modelo en estudios de la filtración de nanopartículas en suelos. Para ello se realizaron experimentos de transporte en columnas de arena y en un testigo de suelo inalterado, en los cuáles se examinó la influencia de factores electroquímicos y la retención de flujo en el suelo. Según los resultados obtenidos, las eumelaninas constituyen un material económico, natural y adecuado para estudiar el transporte de nanopartículas en el suelo. Tiene una muy buena sensibilidad a los parámetros electrocinéticos en un amplio rango de pH y concentraciones salinas moderadas.

Introducción

La introducción de nanopartículas artificiales (definidas como menores de 100 nm en al menos una dimensión), en productos de consumo de uso cotidiano, no ha hecho más que empezar. Estas poseen una serie de ventajas tecnológicas derivadas de sus singulares propiedades de nanomateriales, pero también arrojan incertidumbre sobre sus efectos en el ambiente, la salud y la seguridad (Nguyen et al., 2011).

La idea del trabajo surge de la necesidad de encontrar un modelo de nanopartícula equivalente a un trazador químico (eumelanina de *Sepia officinalis*), fácil de obtener, manipular y detectar, con composición y propiedades constantes, y seguro para el ser humano y el ambiente (Cheng, 1994). Este modelo se podría usar para examinar las interacciones coloidales entre las nanopartículas y el suelo, lo que permitiría hacer experimentos para contrastar hipótesis sobre los mecanismos de dispersión de nanopartículas en el ambiente, y realizar ensayos de la capacidad de filtración del suelo a un coste relativamente bajo.

Material y métodos

La tinta de sepia procede de Nortidal Sea Products, S.L. (Guipúzcoa, España), se purificó por centrifugación en agua destilada por quintuplicado (Beckmann JA-24.50, 20000 g), y se le determinó: superficie específica, tamaño y forma mediante *Scanning Electron Microscopy* (SEM), potencial zeta en agua destilada y tres concentraciones de electrolito (0,1, 0,01 y 0,001M NaCl) mediante *Dynamic Light Scattering* (DLS). También se determinó la matriz de fluorescencia y se realizaron algunas pruebas de detección en un citómetro de flujo.

Los experimentos de transporte se realizaron en columnas de 1,6cm de diámetro y 7cm de largo con arena de cuarzo purificada con un diámetro de partícula uniforme de 0,32mm, densidad aparente 1,33g cm⁻³ y porosidad de 0,5cm⁻³ cm⁻³. Se inyectó un flujo constante de agua destilada o electrolito (de NaCl 0,1 0,01 o 0,001M), y cuando se alcanzó el estado estacionario se conmutó la disolución de entrada por 10mL de una suspensión de tinta (0,24

mg de sólidos L⁻¹). A la salida del efluente se registró la absorbancia a 320nm cada 30 segundos.

Los experimentos de transporte en suelo se realizaron en un testigo inalterado cilíndrico (5cm diámetro y 5cm largo) extraído de entre 2 y 7cm de profundidad, en condiciones de drenaje libre y conectado a un colector de fracciones automático. Se aplicaron pulsos de una suspensión de nanopartículas de eumelanina (10mL y concentración de sólidos de 0,24mg mL⁻¹) seguidos de un lavado sin tinta con el mismo electrolito simulando la distribución de goteo de lluvia (5,1mm h⁻¹), que distribuía las gotas según un patrón aleatorio mediante un brazo robotizado. Las aplicaciones estaban separadas por un periodo sin lluvia de 24h. El último pulso se efectuó a 20mL h⁻¹ (10,2 mm h⁻¹) para examinar el efecto del incremento del torque hidrodinámico sobre la filtración. En las fracciones del efluente (~ 5mL por tubo) se determinó la masa total de la suspensión con una balanza analítica, el pH, la conductividad eléctrica y el potencial zeta, y la concentración de partículas.

Resultados y discusión

Las partículas de tinta de sepia son cuasi esféricas (Figura 1), un tamaño cercano a los 100 nm. La densidad (1,27g cm⁻³) y superficie específica (20,7m² g⁻¹) indican una elevada compacidad del plegamiento del polímero.

El potencial Zeta medido en la tinta diluida sin purificar fue de -45mV±6,6mV, un pH de 6,2 y una conductividad eléctrica de 0,046mS cm⁻¹. Las partículas tienen una elevada movilidad electroforética (potencial zeta muy negativo) a pH 6,5, ligeramente ácido, muy común en acuíferos y suelos de cultivo no calizos. En el intervalo de pH 4 a 9 el potencial Zeta se mantiene por debajo de -20 mV.

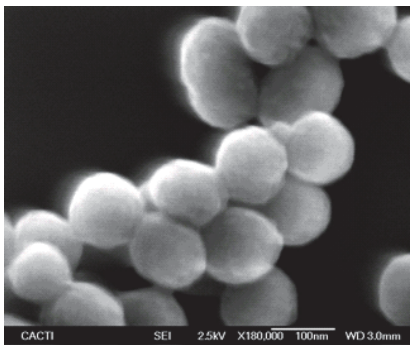
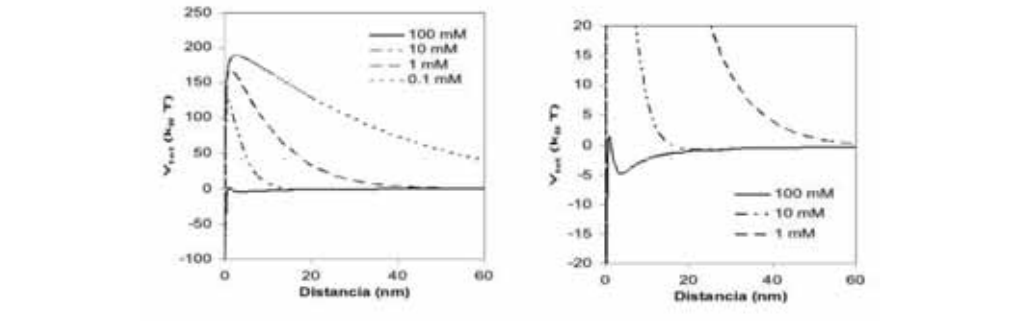
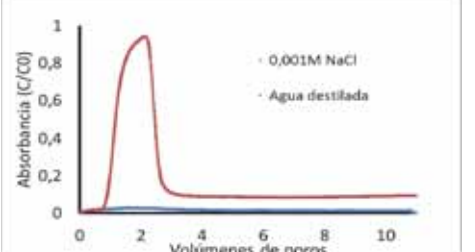
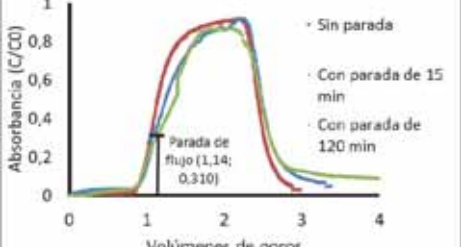
Los cálculos de la interacción nanopartícula-cuarzo según el modelo esfera-esfera DeJarguin-Landau-Verwey-Oberbeek DLVO (Figura 2) indican que a concentraciones de sales mayores de 10mM la repulsión neta disminuye a (120 kB 293°K) y comienza a ser favorable a la adhesión, mientras que con electrolitos más diluidos la barrera de potencial es limitante. Empleando electrolitos de 100, 10, 1 y 0,1mM las distancias de Debye serían: 0,734, 0,232, 0,0734 y 0,0232nm⁻¹. Los efectos del electrolito se cotejaron con experimentos de percolación.

Las pruebas de control con la columna sin arena indicaron que la suspensión en agua destilada apenas se retiene en el circuito, y la curva de penetración (BTC) con flujo 20mL h⁻¹ es típica de transporte convectivo. A flujo más lento (5 mL h⁻¹) y 0,1M NaCl se produce una disminución en meseta de la curva de penetración, típica de una retención cinética de primer orden, de las partículas de tinta en el circuito hidráulico. En el primer caso, la retención es algo menos de un 8%, en el segundo alcanza casi un 20 (18,9%).

Los experimentos de filtración con arena a 20mL h⁻¹ empleando agua destilada, muestran que a pesar de las condiciones de elevada repulsión ocurre un retardo que resulta de la retención reversible de partículas en la arena. Al aumentar la concentración de electrolito se produjo mayor captura de las nanopartículas en la arena > 95% (Figura 3). En todos los casos se produjeron largas colas de desorción de nanopartículas tras el pulso, lo cual indica la reversibilidad de la captura.

Cuando se realizan detenciones en el flujo (Figura 4) se interrumpe el equilibrio dinámico entre la adsorción y el torque hidrodinámico, favoreciendo una mayor adhesión. Este efecto se debe a que las partículas disponen de más tiempo para "encontrar" mínimos de potencial electroquímico en sitios más favorables a la retención en la superficie de los granos de cuarzo, pudiendo incluso iniciarse un proceso de maduración "Ostwald-ripping" de las uniones entre las nanopartículas y la adhesión nanopartícula-cuarzo (Torkzaban et al., 2007). El electrolito aumenta la velocidad del proceso de maduración y los efectos de retención de

partículas, que se intensifican con longitudes de Debye más cortas resultantes del apantallamiento iónico en presencia de NaCl (Bradford et al., 2003).

 <p>CACTI SEI 2.5kV X180,000 100nm WD 3.0mm</p>	<p>Figura 1 (izquierda): Microfotografía de una muestra de tinta diluida tomada con un microscopio electrónico de barrido (x180000).</p> <p>Figura 2 (abajo): Estimación de la energía neta de interacción (en escala de $k_B 293^\circ K = 4,04 \cdot 10^{-21}$ J) a pH 6,5 entre una esfera de cuarzo y una de eumelanina de sepia de radios 0,16 μm y 50 nm respectivamente, en función de la distancia de aproximación y concentración de electrolito, asumiendo un modelo de doble capa eléctrica bajo la teoría DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) (Christenson, 1983). La constante de Hamaker se asume 10^{-21} J (proteínas). La figura de la derecha es una ampliación de la escala de potenciales.</p>
	
	<p>Figura 3: Influencia del electrolito en las curvas de penetración de la tinta en experimentos con arena tras aplicar un pulso de 10mL (~1,4 volúmenes de poros): usando agua destilada a 20mL h⁻¹ y NaCl 0,001M a 5mL h⁻¹.</p>
	<p>Figura 4: Representación de la absorbancia frente a los volúmenes de poros en experimentos de transporte en columnas de arena, realizados con agua destilada, un flujo de 5mL h⁻¹ y diversos tiempos de detención iniciados a $C/C_0 \sim 0,3$ (i.e., 1,14 volúmenes de poro).</p>

Los datos obtenidos en los experimentos de transporte en suelo se resumen en la Figura 5.

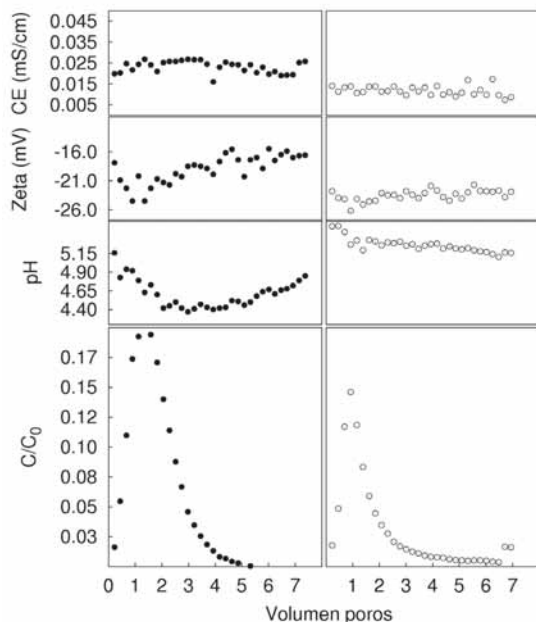


Figura 5: Representación de las curvas de penetración de partículas y los correspondientes parámetros electroquímicos de las fracciones de los efluentes (pH, potencial zeta, y conductividad eléctrica del efluente) en la segunda inyección a un flujo de trabajo de 10 mL h⁻¹ (izquierda) y en la sexta y última (derecha) inyección a 20 mL h⁻¹.

En conclusión, las nanopartículas de eumenlanina de tinta de sepia son material relativamente fácil de obtener y cuantificar directamente por absorbancia óptica sin necesidad de reactivos. Tienen una esfericidad y movilidad electroforética muy sensible a la concentración de electrolito, lo cual permite examinar el efecto de la química del agua de una determinada región

sobre la movilidad de partículas en suelos, acuíferos y filtros. Por otro lado, su elevada estabilidad coloidal en un amplio intervalo de pH (4-8) y concentraciones salinas moderadas, y su relativa facilidad de cuantificación, son características prometedoras para estudio didáctico de la movilidad coloidal, o para supervisión de tratamiento y protección de agua en regiones con recursos técnicos muy limitados.

Bibliografía

- Bradford SA, Simunek J, Bettahar M, Van Genuchten, MT, Yates SR. 2003. Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environmental Science and Technology* 37:2242-2250.
- Cheng J, Moss SC, Eisner M, Zschack P. 1994. X-Ray Characterization of Melanins – I. *Pigment Cell Research* 7:255-262.
- Cheng J, Moss SC, Eisner M. 1994. X-Ray Characterization of Melanins – II. *Pigment Cell Research* 7:263-273.
- Christenson HK. 1984. DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) Theory and Solvation Forces between Mica Surfaces in Polar and Hydrogen-bonding Liquids. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions I* 80:1933-1946.
- Nguyen T, Pellegrin B, Bernard C, Gu X, Gorham JM, Stutzman P, Stanley D, Shapiro A, Byrd E, Hettenhouser R, Chin J. 2011. Fate of nanoparticles during life cycle of polymer nanocomposites. *Journal of Physics: Conference Series* 304.
- Torkzaban S, Bradford SA, Walker SL. 2007. Resolving the coupled effects of hydrodynamics and DLVO forces on colloid attachment in porous media. *Langmuir* 23:9652-9660
- Tufenkji N, Elimelech M. 2004. Correlation Equation for Predicting Single-Collector Efficiency in Physicochemical Filtration in Saturated Porous Media. *Environmental Science and Technology* 38:529-536.
- Yao KM, Habibian MT, O'Melia CR. 1971. Water and Wastewater Filtration: Concepts and Applications. *Environ. Sci. Technol.* 5:1105-1112.

Filtración de microsferas en testigos con bioporos

D. Soto-Gómez¹, P. Pérez-Rodríguez^{1,3}, J.E. López-Periago¹, M. Paradelo²

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Departamento de Biología Vegetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, Spain

²Department of Agroecology, Faculty of Science and Technology, Aarhus University, Blichers Allé 20, P.O. Box 50, 8830 Tjele, Denmark

³SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, Kydd Building, 40 Bell Street, Dundee DD1 1HG, Scotland

Resumen

La propuesta de “ecologización” de la agricultura en la UE puede suponer un cambio de la macro estructura de los suelos. La adopción de técnicas de conservación de suelo induce una evolución de su estructura a más largo plazo, lo que puede modificar su función filtrante y depuradora. Se estudió el mecanismo de filtración de microsferas en un testigo de suelo estructurado que presenta un importante desarrollo de los bioporos, y que fue extraído de una parcela experimental destinada a la sustitución de técnicas de manejo convencionales por métodos ecológicos.

La organización espacial de macroporos se analizó mediante tomografía computerizada (TC), y la filtración se estudió mediante experimentos de transporte de trazador inerte y microsferas fluorescentes. La evolución de las concentraciones de partículas en el efluente y los perfiles de concentración en el núcleo muestran que la tasa retención es estacionaria y que la retención en la matriz depende del grado de agregación de las microsferas.

Introducción

Los macroporos del suelo tienen una importante repercusión sobre la circulación de fluidos, solutos y coloides, y poseen gran relevancia sobre la biota del suelo y sus funciones (Beven, Germann, 2013; Ewars et al., 1988). La adopción de técnicas de laboreo de conservación induce cambios a medio plazo de la evolución de la estructura del suelo, favoreciendo un sistema de bioporos más organizado y estable. El objetivo es identificar mecanismos de filtración de micropartículas en un suelo en el que se ha desarrollado una red de bioporos tras la adopción de técnicas de laboreo de conservación (López-Periago et al., 2000).

Hay que considerar que la organización del espacio de poros tiene fuertes implicaciones en sus funciones ecológicas, como hábitat de la biota del suelo, en la regulación del ciclo hidrológico, y en la circulación de nutrientes y metabolitos. Este trabajo se centra, fundamentalmente, en su función como filtro natural de contaminantes (Díaz-Fierros, 2011; Núñez Delgado et al., 1995).

Material y métodos

Se extrajeron testigos de suelo en enero de 2012 de una parcela experimental del Instituto do Campo (Xinzo de Limia) en la que se había cultivado, el año anterior, trigo de invierno. Esta zona de la parcela presentaba edaforasgos de bioturbación evidentes entre 0 y 15 cm de profundidad. Se extrajeron, en condición mecánica friable, 10 testigos estructurados de 100 mm de alto y 84 mm de diámetro entre 1 y 15 cm de profundidad, se sellaron inmediatamente para evitar pérdidas de humedad y se mantuvieron refrigerados a 4°C. Posteriormente se obtuvieron imágenes TC (voxel 0.24 mm) para extraer la información de la organización de los macroporos.

El experimento de transporte se realizó aplicando un pulso de partículas fluorescentes de látex de 1 ± 0.11 micras y densidad de $1,05 \text{ g cm}^{-3}$, funcionalizada en superficie con grupos carboxilo. Se aplicó una disolución a tasa de infiltración constante de 10 mm h^{-1} de 0.025 M

KCl en la cara superior del testigo para estabilizar el flujo y la disolución del suelo, seguido de un pulso de una suspensión estable de microsferas en una disolución de KBr^- 0.025M, y se continuó con la disolución 0.025 M de KCl. Las fracciones del efluente se analizaron para determinar la concentración de partículas y parámetros químico-físicos, y se midió el grado de agregación mediante citometría de flujo. Tras la percolación, el núcleo se dividió en 20 segmentos coronales para obtener la distribución espacial y la acumulación de partículas en las secciones mediante macrofotografía de epifluorescencia. Se determinaron los perfiles de concentración de las microsferas, diferenciando las que se depositaron en el contorno de los macroporos de las atrapadas en la matriz del suelo. La cuantificación se realizó mediante filtrado de suspensión de partículas y conteo.

Resultados y discusión

Al realizar la clasificación granulométrica del suelo obtenemos los siguientes resultados: 2,21% de gravas, $44,52 \pm 0,16\%$ de arena gruesa, $29,01 \pm 0,38\%$ de arena fina, $8,79 \pm 0,33\%$ de limo y $9,16 \pm 0,7\%$ de arcilla. Por lo tanto podemos clasificar al suelo como franco-arenoso.

La reconstrucción TC muestra la organización de los macroporos del testigo de suelo y un claro predominio de los bioporos producidos por lombrices de tierra (Figura 1). En la curva de penetración de las microsferas (BTC, Figura 2) se observa una meseta que indica una retención estacionaria que disminuye la concentración de microsferas a una tasa de ~50% relativa al flujo de entrada del pulso. Esta se corresponde con un proceso de atrapamiento sin efectos de bloqueo de lugares de retención ni de “maduración” del filtro (Paradelo et al., 2013).

El perfil de la distribución de partículas en la matriz (Figura 3) muestra que la concentración de microsferas disminuye más rápidamente que una función exponencial de la distancia. Lo cual indica que el coeficiente de tasa de deposición disminuye con la distancia transportada. La curva puede ajustarse a un modelo de retención hiper-exponencial debido a la existencia de agregados de partículas de diferente tamaño con probabilidades de captura proporcionales a sus respectivos tamaños (Tong, Johnson, 2007).

Por el contrario, los perfiles de retención en macroporos son exponenciales, lo cual indica una tasa de atrapamiento indiferente del tamaño de los agregados. La matriz es más efectiva en la captura a poca distancia, y a medida que aumenta la profundidad disminuye la tasa de atrapamiento en ella, y la retención en los macroporos y la matriz se equilibra. Las proporciones medias de agregados de microsferas en el transcurso de la BTC son, en orden de complejidad creciente, $0,89 \pm 0,01$; $0,09 \pm 0,007$; $0,02 \pm 0,012$; $0,004 \pm 0,005$. Estas proporciones no variaron durante el transcurso de la BTC.

El testigo posee una zona central ocupada por la matriz, una parte más densa y compacta por la que apenas circulan las partículas (no hay apenas color azul). A cada lado de la misma vemos dos sistemas de poros: el de la izquierda, cuyos macroporos están completamente tapizados internamente por coloides fluorescentes y se observa una continuidad, incluso parece que la concentración es mayor en la parte inferior, al disminuir el campo de flujo hidráulico (Torkzaban et al., 2007). La interrupción de los macroporos da lugar a la acumulación de microsferas en el extremo ciego del de la derecha, que parece romperse en medio del recorrido, con lo que las partículas fluorescentes no son capaces de alcanzar el fondo.

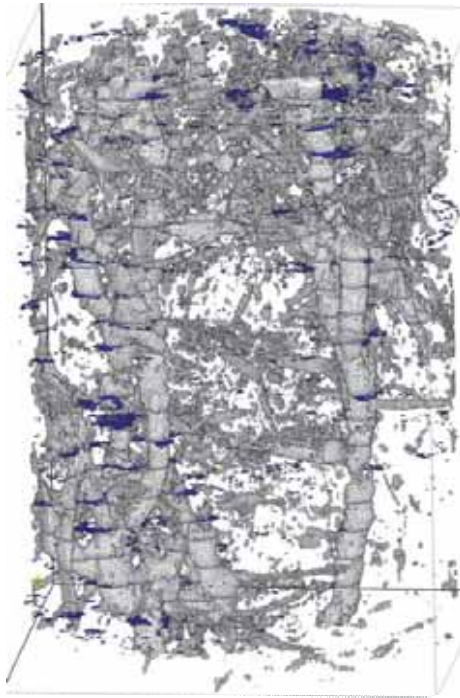


Figura 1. Representación en 3D de la estructura macroporosa del testigo de suelo inalterado obtenida mediante imágenes TC (gris). Las partes en azul intercaladas representan las zonas de acumulación de microesferas en el contorno de los macroporos identificadas en 20 secciones.

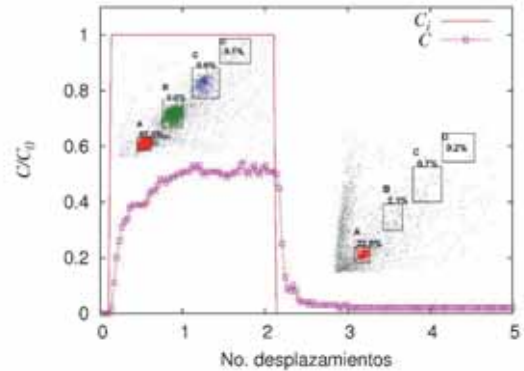


Figura 2. Pulso de partículas C_i y curva de penetración C de microsferas (BTC) en el testigo estructurado, con un pulso de partículas de dos desplazamientos de la humedad. La línea de trazo muestra la meseta de retención estacionaria. Los insertos muestran las poblaciones de diferentes agregados de microsferas: al inicio de la BTC (Izda.) y al final (Dcha.). Las proporciones relativas a las poblaciones de agregados son constantes.

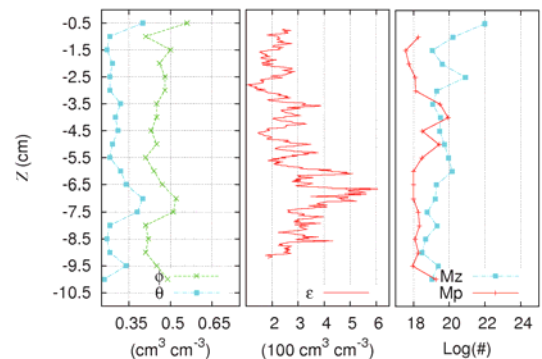


Figura 3. Distribución vertical con respecto a la profundidad Z (cm) de la humedad volumétrica (θ) al final de la BTC, porosidad total (ϕ) y macroporosidad-TC (ϵ). Distribución del número absoluto de partículas atrapadas en la matriz del suelo (Mz, azul) y macroporos (Mp, rojo).

Bibliografía

- Beven K, Germann P. 2013. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research* 49:3071-3092.
- Díaz-Fierros F. 2011. La Ciencia del Suelo: historia Concepto y Método. Servicio de publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Santiago de Compostela.
- Edwards WM, Norton LD, Redmond CE. 1988. Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 52:483-487.
- López-Periago JE, Núñez-Delgado A, Díaz-Fierros F. 2000. Groundwater contamination due to cattle slurry: Modelling infiltration on the basis of soil column experiments. *Water Res* 34:1017-1029.

- López-Periago JE, Núñez-Delgado A, Díaz-Fierros F. 2002. Attenuation of groundwater contamination caused by cattle slurry: A plot-scale experimental study. *Bioresource Technology* 84:105-111.
- Núñez-Delgado A, López-Periago JE, Díaz-Fierros F. 1995. Vegetated filter strips for wastewater purification: A review. *Bioresource Technology* 51:13-22.
- Paradelo M, Moldrup P, Arthur E, Naveed M, Holmstrup M, López-Periago JE, de Jonge LW. 2013. Effects of past copper contamination and soil structure on copper leaching from soil. *Journal of Environmental Quality* 42:1852-1862.
- Tong M, Johnson WP. 2007. Colloid population heterogeneity drives hyperexponential deviation from classic filtration theory. *Environmental Science and Technology* 41:493-499.
- Torkzaban S, Bradford SA, Walker SL. 2007. Resolving the coupled effects of hydrodynamics and DLVO forces on colloid attachment in porous media. *Langmuir* 23:9652-9660.

Dependencia temporal de picos transitorios de potencial matricial durante el drenaje de un testigo de suelo estructurado

D. Soto-Gómez¹, P. Pérez-Rodríguez^{1,2}, M. Paradelo³, J.E. López-Periago¹

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Departamento de Biología Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, Spain

²SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, Kydd Building, 40 Bell Street, Dundee DD1 1HG, Scotland

³Department of Agroecology, Faculty of Science and Technology, Aarhus University, Blichers Allé 20, P.O. Box 50, 8830 Tjele, Denmark.

Resumen

Los macroporos estructurales confieren al suelo la posibilidad de flujos transitorios que pueden implicar a diversas de sus funciones relacionadas con el transporte de materia, entre ellas la filtración o movilización de micropartículas y coloides. Se registraron pulsos de presión transitorios durante la curva de drenaje que fueron detectados mediante tensiómetros de alta resolución insertados en testigos de suelo inalterado. Se aplicaron métodos de procesamiento de señal para separar la señal de alta frecuencia de la curva de tendencia del potencial matricial durante el drenaje. La señal de los eventos transitorio se separó del ruido Gaussiano y se analizó su dependencia temporal. La función de autocorrelación de tiempos entre eventos y correlación cruzada entre los tiempos de eventos registrados en dos tensiómetros en puntos diferentes indica que los impulsos transitorios de presión se transmiten a través del suelo con tiempos separados por intervalos de latencia típicos. Estos tiempos de latencia pueden estar relacionados probablemente con la velocidad de redistribución de la humedad y rupturas periódicas de la continuidad capilar en los macroporos.

Introducción

Los macroporos tienen gran importancia en el movimiento de químicos y agua del suelo (Ewards et al., 1988; Beven y Germann, 2013). Las grietas estructurales y los bioporos poseen unas características de continuidad y conectividad que le confieren al suelo propiedades características relacionadas con el transporte de materia, y que tienen importantes implicaciones en diversas funciones del suelo. La sustitución de técnicas de manejo convencionales por técnicas de conservación puede tener consecuencias importantes en funciones de suelo a través de la modificación de la topología de los macroporos. Especialmente las propiedades hidrodinámicas implicadas en la función de filtración de partículas, dado que en condiciones electroquímicas desfavorables para la agregación, la energía de retención de micropartículas es del mismo orden de magnitud que las fuerzas hidrodinámicas (Torkzaban et al., 2007). La aceleración local del agua de poro puede desencadenar la liberación de coloides retenidos débilmente en el mínimo secundario. En este trabajo se estudian los flujos transitorios durante la redistribución del agua en un suelo con un fuerte contraste de porosidad: una estructural de bioporos muy organizada, y otra de porosidad textural masiva.

Material y métodos

Se extrajeron testigos de suelo en enero de 2012 de una parcela experimental del Instituto do Campo (Xinzo de Limia) dedicada a ensayos de laboreo de conservación, en la que en el año anterior se dedicó a trigo de invierno. Esta zona de la parcela presentaba edaforasgos evidentes de bioturbación entre 0 y 15 cm de profundidad. Se extrajeron en condición mecánica friable 5 testigos estructurados de 100 mm de alto y 84 mm de diámetro entre 1 y 15 cm de profundidad, se sellaron para evitar pérdidas de humedad y se mantuvieron

refrigerados a 4°C. Se realizaron tomografías de rayos X mediante un escáner 3D-Cone (voxel 0.24 mm) para extraer la información de la organización de los macroporos. La textura se determinó como Franco Arenosa mediante el método de la pipeta (Gutián-Ojea y Carballas, 1976). En el laboratorio se escogió un testigo con un elevado contraste de macro porosidad (# 14) al que se le instalaron dos tensiómetros miniaturizados a 2 cm (Tensiómetro 1) y 7,5 cm (Tensiómetro 2) de la superficie, conectados a un registrador A/D 16 bits.

El testigo se humectó por capilaridad sobre la placa de presión e inmediatamente se obtuvieron las curvas de drenaje mediante el método “extended multi step outflow” (XMSO) con un intervalo de tensión en la placa de 0 a -120 cm durante 40 horas (Durner e Iden, 2011). La tensión se registró a una frecuencia de muestreo de 1 Hz y una resolución de 0,07 cm de agua durante todo el ensayo.

Resultados y discusión

El registro de los datos de tensión hasta -90 cm H₂O en los dos tensiómetros se muestra en la Figura 2.

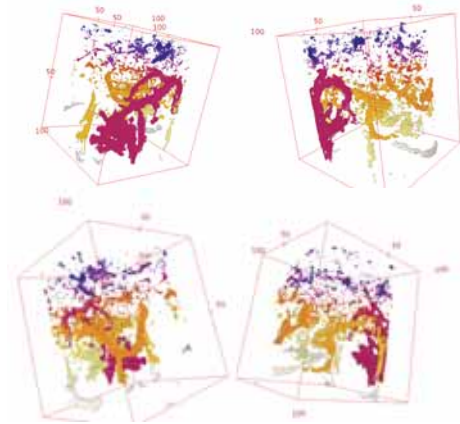


Figura 1. Visualización de los macroporos del testigo 14. Los colores indican el tamaño de cada poro. El tensiómetro 1 está en la zona superior con un mayor número de macroporos de pequeño tamaño (tonos azules). El tensiómetro 2 en la zona inferior de pocos bioporos de gran volumen y ramificados (tonos cálidos).

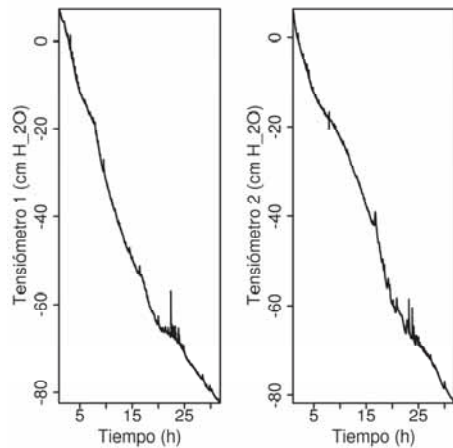


Figura 2. Registro de tensiómetros durante 30 h de drenaje. Frecuencia de muestreo de 1 Hz resolución 0,07 mm H₂O.

Para la extracción de los impulsos de baja frecuencia se optimizó un filtro Butterworth de tres polos y paso de banda entre 1/192 Hz y 1/16 Hz, para eliminar el ruido instrumental de alta frecuencia y las oscilaciones de muy baja frecuencia resultantes de oscilaciones térmicas y la redistribución lenta del agua en la matriz. Los datos filtrados se renormalizaron calculando la desviación absoluta respecto a la mediana (MAD) para escalarlos de forma que el ruido tenga una desviación típica aproximada $SD = 1$ (Figuras 3 a,b). Los eventos escogidos fueron los que tenían una amplitud $\geq 4 SD$. El ruido constituido por las amplitudes $< 1 SD$ estaba normalmente distribuido lo cual indicó una separación óptima de los eventos.

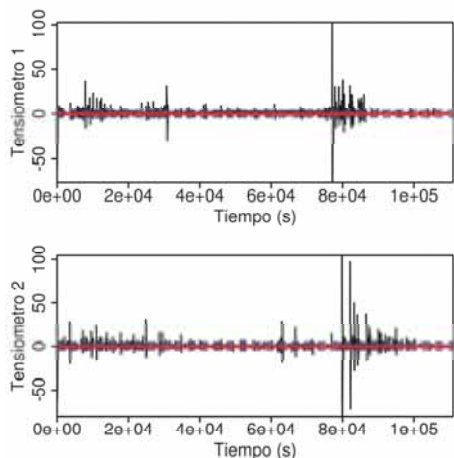


Figura 3a. Señal de alta frecuencia que contiene los transitorios de presión obtenida con un filtro Butterworth durante un episodio de drenaje de 30 h de duración. La amplitud de los eventos está renormalizada mediante MAD. La escala de ordenadas está en unidades de desviación típica.

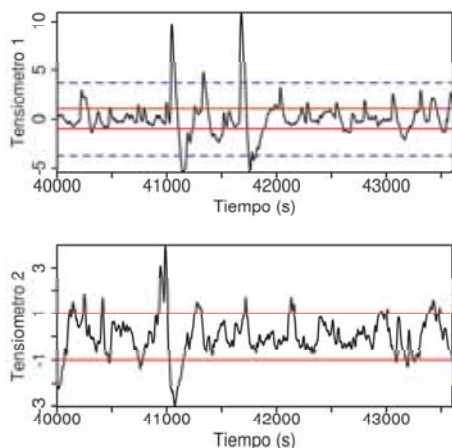


Figura 3b. Detalle de la señal filtrada durante un intervalo de 1 h. El umbral de aceptación del evento es ≥ 4 SD (trazos azules). En el tensiómetro 1 se detectan 3 eventos mientras que en el tensiómetro 2 ninguno (amplitud < 4 SD).

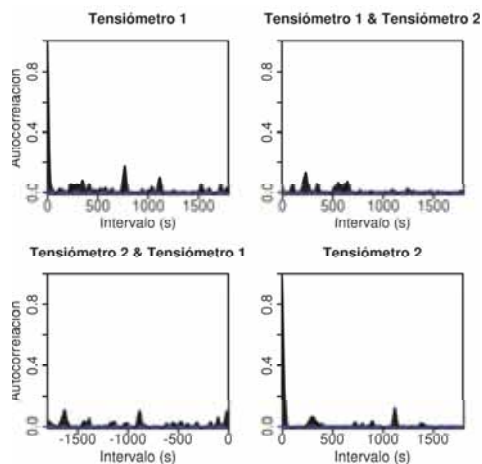


Figura 4a. Espectros de autocorrelación. La línea de trazos es el error típico e indica el umbral de significación estadística de la autocorrelación. El espectro del tensiómetro 1 es más complejo que el tensiómetro 2. La correlación cruzada indica los tiempos de traslación de los transitorios entre 2 y 7,5 cm de profundidad.

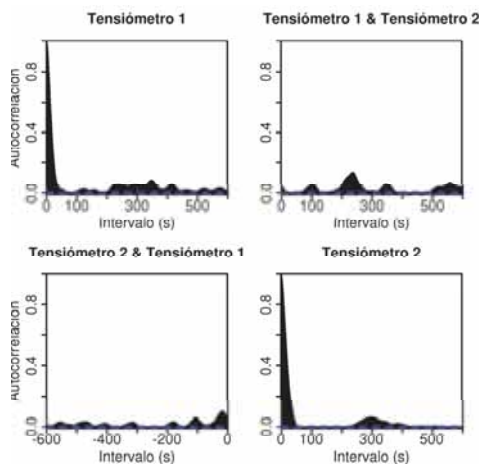


Figura 4b. Detalle de los espectros de autocorrelación ampliado a una escala de 600 s. Los transitorios del tensiómetro 2 tienen a esta escala un único tiempo de latencia de 300 s de duración media. El tensiómetro 1 tiene un espectro más complejo con una banda continua en todo el intervalo.

La función de autocorrelación (Figura 4a) indica el espectro de tiempos a los que los eventos coinciden. Las correlaciones de 0 a 60 segundos son los eventos que corresponden en su mayor parte a un mismo pico e indican la duración promedio del tiempo de redistribución de la humedad durante el pico transitorio (~ 1 min). Luego aparece un tiempo de latencia que se

observa más claramente en el tensiómetro 2, de 5 minutos de duración media (Figura 4b). La latencia se debe probablemente a que la redistribución de humedad se interrumpe periódicamente en algunas zonas hasta que se sobrepasa el umbral de ruptura de menisco del macroporo (Shaw, 1987). Entonces se produce la siguiente redistribución acompañada de una brusca relajación de la tensión (pico) y la posterior redistribución a otras zonas. El tensiómetro 1 tiene un espectro más complejo con varios máximos a diversos tiempos, destacando un pico secundario a los 15 min (Figura 4a). El aspecto sinusoidal de los espectros indica la periodicidad de los eventos. La estructura de la autocorrelación en cada tensiómetro podría estar asociada a la complejidad local de la red de poros, así la red más intrincada del tensiómetro 1 a 2 cm de profundidad (Figura 1) tiene una función de autocorrelación más compleja que a 7,5 cm (tensiómetro 2).

La autocorrelación entre los dos tensiómetros muestra una pequeña simultaneidad en menos de 10 s (Figura 4b tensiómetros 1 & 2) y correlaciones a los 2, 4 y 6 min, con un máximo a un tiempo de latencia de 4 min. La autocorrelación continúa a escalas de tiempo más largas. La latencia entre los dos tensiómetros refleja la velocidad de redistribución de la onda de relajación del transitorio a través del suelo.

La conclusión es que los espectros de correlación de eventos de presión contienen información relacionada con los flujos transitorios durante la redistribución del agua en suelos con una arquitectura de poros compleja. Los tiempos de latencia pueden tener implicaciones en un posible fenómeno de permeabilidad no lineal, la cual estaría controlada por la estabilidad de los meniscos en los macroporos.

Bibliografía

- Beven K, Germann P. 2013. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resour. Res.* 49:3071-3092.
- Durner W, Iden SC. 2011. Extended multistep outflow method for the accurate determination of soil hydraulic properties near water saturation. *Water Resour. Res.* 47:1-13.
- Edwards WM, Norton LD, Redmond CE. 1988. Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:483-487.
- Gutián-Ojea F, Carballas T. 1976. *Técnicas de Análisis de Suelos*. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela.
- Pot V, Appert C, Melayah A, Rothman DH, Zaleski S. 1996. Interacting lattice gas automaton study of liquid-gas properties in porous media. *Journal De Physique II* 6:1517-1534.
- Shaw TM. 1987. Drying as an immiscible displacement process with fluid counterflow. *Physical Review Letters* 59:1671-1674.
- Torkzaban S, Bradford SA, Walker SL. 2007. Resolving the coupled effects of hydrodynamics and DLVO forces on colloid attachment in porous media. *Langmuir* 23:9652-9660.

Pathways of solute and particle transport in an agricultural field

M. Paradelo^{1,2}, P. Moldrup³, H.M.L.I. Herath¹, T. Norgaard¹, J.E. López-Periago², L.W. de Jonge¹

¹Department of Agroecology, Faculty of Science and Technology, Aarhus University, Blichers Allé 20, P.O. Box 50, DK-8830 Tjele, Denmark; * marcosp.perez@agrsci.dk

²Soil Science and Agricultural Chemistry Group, Dep. of Plant Biology and Soil Science, Faculty of Sciences, University of Vigo, E-32004 Ourense, Spain

³Department of Civil Engineering, Aalborg University, Sohngaardsholmsvej 57, DK-9000 Aalborg, Denmark

Abstract

Pathways for contaminant transport in soil were studied at field scale. Forty-five undisturbed soil columns from an agricultural field were sampled in a 15x15m grid and used for leaching experiments in the lab. Bulk density and relative water content were the parameters that controlled the degree of preferential flow through the soil columns. Particle leaching was related to macropore flow and reduced by the complexation of clay by soil organic matter. The different shapes of the breakthrough curves for dissolved and particulate phosphorus revealed the different transport processes within the soil. Fast transport of particulate phosphorus was related to the leaching of natural colloids and was enhanced by high water flow velocities through macropores. Slower dissolved phosphorus mobility was related to the water movement through the soil matrix. Soil solution-matrix interactions enabled the solubilization and transport of phosphorus.

The identification of these transport features at field scale provides meaningful information for delimitating leaching risk areas, preventing groundwater contamination and improving the use of pesticides and fertilizers.

Introduction

The risk that contaminants present in the topsoil may reach deeper soil layers or aquifers has been an environmental and agricultural concern for decades. How contaminants move through soil depends on the filter capacity of the soil, the available pathways (soil pore network) and the presence of carriers that enhance their mobility such as colloidal particles and dissolved organic carbon (Paradelo *et al.*, 2013). Preferential flow through macropores ($d > 50 \mu\text{m}$) leads to non-equilibrium transport that can sidestep the retardation/sorption of contaminants in soils (Jarvis, 2007). Macropore flow also plays an important role in colloid-facilitated transport; colloids are mainly transported in larger pores which is exacerbated by higher water-flow velocities (Poulsen *et al.*, 2006; Norgaard *et al.*, 2013). These processes are strongly controlled by the soil structure and related parameters such as clay content (Poulsen *et al.*, 2006; Koestel *et al.*, 2012).

In this study we aimed to identify, at field scale, where and when soil pathways are “active” on the transport of contaminants and the role of the carriers. We carried out a series of leaching experiments in undisturbed columns collected from an agricultural field and we related transport parameters to the basic soil properties.

Material and Methods

Soil sampling was carried out in a field at Estrup (Denmark), which belongs to the Danish Pesticide Leaching Assessment Program (see Lindhardt *et al.*, 2001, for further details of location and soil). Forty-five undisturbed soil columns (20 cm high, 20 cm diameter) were taken from the topsoil in a 15 x 15 m grid (Fig. 1A) covering the majority of the area of the field (1.26 ha). The soil columns were stored at 2 °C until further analysis. In addition, bulk

soil was collected at the same points for texture and chemical characterization. Before initiating the leaching experiments, columns were saturated with artificial soil water ($0.652 \text{ mmol L}^{-1} \text{ CaCl}_2$ and $0.255 \text{ mmol L}^{-1} \text{ MgCl}_2$; $\text{pH} = 6.38$; $\text{EC} = 0.6 \text{ mS cm}^{-1}$) for three days and drained at -20 cm matric potential at the center of the column. After draining, soil columns were placed in the leaching setup (see Norgaard *et al.*, 2013). Columns were irrigated with artificial rainwater ($0.012 \text{ mmol L}^{-1} \text{ CaCl}_2$, $0.015 \text{ mmol L}^{-1} \text{ MgCl}_2$ and $0.121 \text{ mmol L}^{-1} \text{ NaCl}$; $\text{EC} = 0.025 \text{ mS cm}^{-1}$; $\text{pH} = 6.5$) with an intensity of 10 mm h^{-1} . When steady flow was reached at the bottom of the column, rainwater was replaced with titrated water for 10 min, continuing thereafter with rainwater for a total of 7 hours.

Leachates at the bottom of the column were automatically collected and analyzed for pH, electrical conductivity (EC), particle concentration (turbidity, NTU), total dissolved phosphorus (TDP) and particulate phosphorus (PP) (Norgaard *et al.*, 2013; Kumari *et al.*, 2014). After leaching experiments soil columns were dried at $105 \text{ }^\circ\text{C}$ to calculate bulk density and water content.

Results and discussion

The 45 soil columns studied presented different tritium breakthrough curves (BTCs) along the field. In the south-southwestern part of the field, the peak of the curves were more or less central on the curve, which reflects a matrix flow behavior, while in the northeastern part the curve peaked rapidly (Fig. 1B). The latter reflects preferential transport of tritium in well-connected macropores through the soil. Breakthrough curves were fitted to a two-lognormal probability density function (Jury & Roth, 1990; Koestel *et al.*, 2013). We obtained the fitted values for apparent dispersivity (λ_{app}) and the 5% arrival time ($t_{0.05}$), which is the time necessary for recovery in the effluent of 5% of the total mass tritium applied. These two parameters show the degree of preferential flow in a soil (Koestel *et al.*, 2012; Paradelo *et al.*, 2013). The 5% arrival time ranged from 0.42 to 5.21 h; lower values, i.e. higher preferential flow, were in the northeastern part. Apparent dispersivity was inversely correlated with $t_{0.05}$, presenting higher values in the southwestern area of the field.

Preferential flow was controlled by bulk density and the relative saturation ($r = 0.60$, $p < 0.001$, and $r = 0.54$, $p < 0.001$). The same findings were arrived at by Koestel *et al.* (2013) in a field with a higher clay content of $0.14\text{-}0.19 \text{ kg kg}^{-1}$.

Particle release was controlled by the degree of preferential flow; the amount of particles collected after 80 mm of irrigation was negatively correlated with $t_{0.05}$ ($r = -0.66$). This suggests that colloid mobilization and transport were controlled by the shear stress produced by the water flowing through the macropores (Poulsen *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2013). The saturation of clay with organic carbon prevented colloid release; when reducing the clay/OC ratio the amount of colloids collected in the outflow was significantly reduced.

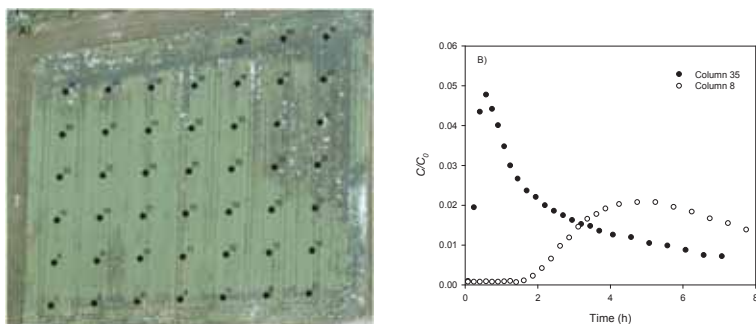


Figure 1 Distribution of sampling points in the Estrup field (A), and examples of tritium breakthrough curves at point 35 and 8 (B).

To distinguish between the patterns of solute and particulate contaminant transport we analyzed transport BTCs of total dissolved phosphorus (TDP) and particulate phosphorus (PP). In general, PP concentrations peaked in the first flush, decreasing thereafter to a steady-state release over time – thus following the same pattern as particle release (Fig.2A). Leached PP was strongly correlated with leached particles ($r = 0.88$, $p < 0.001$). Release of TDP delayed regarding PP (Fig.2B). Water flowing in the soil matrix can dissolve and release phosphorus; slower water flow velocities allow the kinetic release of dissolved phosphorus. The same findings were reported for copper leaching in undisturbed soil columns (Paradelo *et al.*, 2013).

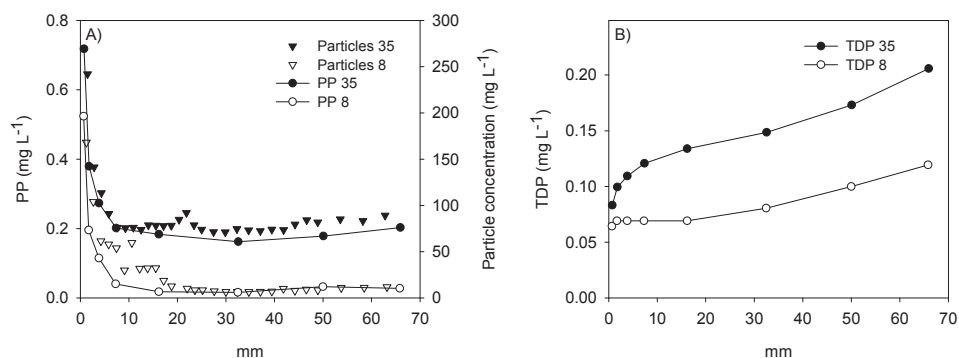


Figure 2 Particle and phosphorus concentration in the effluent as function of the accumulated water leached. In (A) particles and particulate phosphorus are plotted, while total dissolved phosphorus is plotted in (B).

Soil structure parameters controlled preferential flow in the soil columns and subsequently the release of colloidal particles. Two different pathways were found for phosphorus release: fast transport associated with particles through macropores and slow release in soluble forms controlled by matrix flow. The identification of the spatial variation of water and particle transport will help us to better understand contaminant leaching risk at field scale.

Reference List

- Jarvis NJ. 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58:523-546.
- Jury WA, Roth K. 1990. *Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications*. Birkhäuser Verlag.
- Koestel JK, Moeyns J, Jarvis NJ. 2012. Meta-analysis of the effects of soil properties, site factors and experimental conditions on solute transport. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16:1647-1665.
- Koestel JK, Norgaard T, Luong NM, Vendelboe AL, Moldrup P, Jarvis NJ, Lamande M, Iversen BV, de Jonge LW. 2013. Links between soil properties and steady-state solute transport through cultivated topsoil at the field scale. *Water Resources Research* 49:790-807.
- Kumari KGID, Moldrup P, Paradelo M, Elsgaard L, Hauggaard-Nielsen H, de Jonge LW. 2014. Effects of Biochar on Air and Water Permeability and Colloid and Phosphorus Leaching in Soils from a Natural Calcium Carbonate Gradient. *Journal of Environmental Quality* 43:647-657.
- Lindhardt B, Abildtrup C, Vosgerau H, Olsen P, Torp S, Iversen BV, Jørgensen JO, Plauborg F, Rasmussen P, Gravesen P. 2001. *The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme: Site characterization and monitoring design*. Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen, Denmark.

- Norgaard T, Moldrup P, Olsen P, Vendelboe AL, Iversen BV, Greve MH, Kjaer J, de Jonge LW. 2013. Comparative Mapping of Soil Physical-Chemical and Structural Parameters at Field Scale to Identify Zones of Enhanced Leaching Risk. *Journal of Environmental Quality* 42:271-283.
- Paradelo M, Moldrup P, Arthur E, Naveed M, Holmstrup M, Lopez-Periago JE, de Jonge LW. 2013. Effects of Past Copper Contamination and Soil Structure on Copper Leaching from Soil. *Journal of Environmental Quality*, 42:1852-1862.
- Poulsen TG, Moldrup P, de Jonge LW, Komatsu T. 2006. Colloid and bromide transport in undisturbed soil columns: Application of two-region model. *Vadose Zone Journal* 5:649-656.
- Wang YS, Bradford SA, Simunek J. 2013. Transport and fate of microorganisms in soils with preferential flow under different solution chemistry conditions. *Water Resources Research* 49:2424-2436.

Development and optimization of headspace (HS) and headspace-solid phase microextraction (HS-SPME) for the determination of fuel volatile compounds in soil

M. Balseiro-Romero*, C. Monterroso

Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, University of Santiago de Compostela, Campus Vida, 15782, Santiago de Compostela, Spain; *maria.balseiro@usc.es

Abstract

The application of an effective and sensitive analytical method to determine soil contaminants is a crucial step in monitorization and remediation processes. In the present work, we optimized the analysis of volatile compounds commonly present in fuel: oxygenates (FO -MTBE and ETBE-) and monoaromatics as benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (BTEX). Headspace (HS) and headspace-solid phase microextraction (HS-SPME), coupled to gas chromatography-mass spectrometry (GC/MS), were optimized using water standards, and validated for contaminated soils, by using artificially spiked soils. Matrix effect correction with surrogate standards resulted essential, especially when soil exerted a strong sorption on the contaminants.

1. Introduction

Contamination of soil with petroleum products is a widespread problem, usually derived from pipeline blow-outs, disposal after drilling oil and gas wells, road accidents, leakage from underground storage tanks or uncontrolled landfill activities (Hentati *et al.*, 2013). Among fuel hydrocarbons, benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (BTEX) and fuel oxygenates (FO), as methyl *tert*-butyl ether (MTBE) and ethyl *tert*-butyl ether (ETBE) are the most volatile and water-soluble components of fuel. Therefore, contamination of soil with these compounds must not be ignored, since they can easily migrate to air and groundwater (Pavón *et al.*, 2009), causing important contamination problems in those environmental compartments.

The Spanish law on contaminated soils (Real Decreto 9/2005) establishes levels of contamination above which soil remediation is required. Therefore, applying an appropriate and effective analytical method for the determination of BTEX and FO is the basis for carrying out effective remediation processes or monitoring a contamination episode. The most commonly used techniques to analyze volatile compounds in soils are the different modalities of headspace (HS): static headspace, purge-and-trap and headspace-solid phase microextraction (HS-SPME) (García Pinto *et al.*, 2011), normally coupled to gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS). The HS procedure has the advantage that very little sample manipulation is required, which minimizes loss of the contaminant. Furthermore, HS is a solvent free method, and saves an enormous amount of time since it can work on-line with the chromatograph.

The optimal conditions of HS and HS-SPME methods were defined by using water spiked standards. The optimized methods were validated by applying them to spiked soils, pointing out the importance of the matrix effect correction with surrogates.

2. Materials and methods

Instrumentation and methods

The analysis instrumentation consists of an autosampler (Agilent-Varian Combi PAL), an oven for heating the samples until headspace equilibrium, a gas chromatograph (Agilent-Varian 450-GC) and an ion trap mass spectrometer (Agilent-Varian 220-MS).

Headspace (HS) conditions were optimized by varying each parameter in the range commonly found in the literature: extraction temperature (60, 80 and 90 °C), extraction time (10, 15 and 20 min), sample size and slurry ratio (1 g:2 mL and 1 g:5 mL) and agitation speed (500 and 700 rpm). The optimum values were selected in order to obtain the highest analytical response of the contaminants. HS-SPME optimum conditions were established based on HS results. The optimized HS and HS-SPME-GC-MS methods were validated with FO and BTEX spiked soils, with matrix effect correction.

During the HS and HS-SPME process, VOA (volatile organic analysis) vials containing the samples were heated in the HS oven, with constant agitation and for a suitable amount of time to achieve an acceptable equilibrium between the HS and the sample. Then, in direct HS sampling, 1 mL of HS gas was directly injected in the chromatograph for analysis. The injector was operated at 250 °C and in split 1/10 mode. In HS-SPME method, a 75 µm Carboxen-PDMS fiber (Supelco, Bellefonte, CA) was exposed to the headspace during equilibration and then thermally desorbed for 5 min at 300 °C (temperature defined by the manufacturer) in the injector, that also operated with a 1/10 split ratio.

The chromatographic column was a FactorFour VF-5ms EZ-Guard column (supplied by Varian, Inc.) of 30 m x 0.25 mm x 0.25 µm. The column oven temperature was varied as follows: 35°C (held for 5 min), 10°C min⁻¹ up to 80°C and 25°C min⁻¹ up to 200°C (held for 0.7 min). The carrier gas was helium at constant flow of 1 mL min⁻¹. The mass spectrometer operated in full scan mode. In the obtained chromatograms, *m*- and *p*-xylene appeared as a single peak and were therefore analyzed jointly.

Standards and sample preparation

Distilled water spiked standards of 500 µg L⁻¹ of individual FO and BTEX were used for HS and HS-SPME optimization. Samples of the A and B horizon (A_{hor} and B_{hor}) from an alumi-umbric Cambisol profile collected in the surroundings of Santiago de Compostela (Galicia, NW Spain) were used for method validation. They were spiked until reaching a soil concentration of 1000 µg Kg⁻¹. According to method 5021A (US EPA, 2003), the soil was mixed with distilled water to create a slurry. This slurry was stabilized in hermetically closed VOA vials and stabilized at 4°C for 7 days before analyzing. Fluorobenzene was also spiked at constant concentration (5000 µg Kg⁻¹) to be used as surrogate and correct the matrix effect.

3. Results and discussion

HS-GC-MS

The extraction temperature and time highly influenced HS analysis response. Figure 1 represents the peak area of individual FO and BTEX for the different temperatures (Figure 1a) and extraction times (Figure 1b).

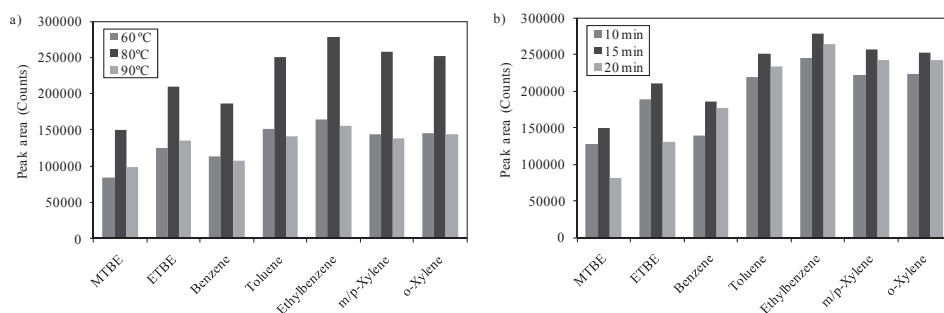


Figure 1. Peak areas of FO and BTEX in 500 µg L⁻¹ water standards analyzed by HS-GC-MS, at different extraction temperatures (a) and time (b).

The highest peak size was reached at 80°C and 15 min, so those values were used as optimum. According to EPA method 5021A (US EPA, 2003), 10 mL of distilled water standards or 2 g soil samples + 10 mL of distilled water should be added to 22-mL VOA vials for HS analysis. By direct observation, the total column of 10 mL was very difficult to homogeneously agitate during HS incubation. Different liquid volumes from 1 to 10 mL were tested, and 2 mL resulted in the better agitation. With soil samples, lowering the slurry proportion soil/water to 1 g:2 mL also produced a more homogeneous and easy to agitate slurry than that recommended by EPA method 5021A (2 g:10 mL). Furthermore, the analysis of 2 and 10 mL water standards did not reflect significant differences in the analytical signal. Therefore, a water volume of 2 mL for standards and soil slurries was used for HS analysis.

The agitation speed was also tested. By direct observation, with a speed lower than 500 rpm, water standards, and especially, soil slurries did not properly agitate. At more than 700 rpm, the sample released drops on the VOA vial, over the liquid or slurry surface. The peak sizes of the individual FO and BTEX were higher with 700 rpm than with 500 rpm, but the difference between those agitation speeds was not significant (8-14%). Therefore, the agitation speed was fixed at 500 rpm, in order to assure a proper and homogeneous agitation.

In conclusion, the experimental optimum parameters of HS-GC-MS were as follows: extraction temperature, 80°C; extraction time, 15 min; agitation speed, 500 rpm; soil slurry, 1 g:2 mL. An example of chromatogram is represented in figure 2.

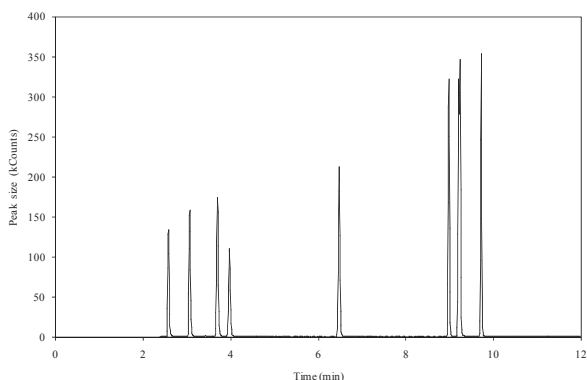


Figure 2. Example of a HS-GC-MS chromatogram. The peaks correspond, in order, to MTBE, ETBE, benzene, fluorobenzene, toluene, ethylbenzene, *m/p*-xylene and *o*-xylene.

HS-SPME

The principle of HS-SPME is very similar to that of HS, but the main difference was the incubation time: equilibrium time between the HS and the fiber was higher than between the sample and the HS. The optimum parameters of HS-GC-MS were as follows: extraction temperature, 80°C; pre-heating time, 5 min; extraction time, 30 min; desorption temperature, 300°C; desorption time, 5 min; bakeout temperature, 280°C; bakeout time, 10 min; agitation speed, 500 rpm; soil slurry, 1g:2mL.

Method validation with spiked soils

The main limitation of soil analysis by HS or HS-SPME is the matrix effect, i.e. samples with different properties would exert dissimilar degrees of sorption, modifying the analytical signal. This matrix effect can be minimized by using surrogates. They should be spiked to the samples at constant concentration and stabilized for a proper amount of time to be sorbed by the soil in a similar extent than the analytes, so that this matrix effect can be corrected.

Figure 3 represents the recovery of individual FO and BTEX from soil samples analyzed by HS-GC-MS, without and with the addition of surrogate (fluorobenzene).

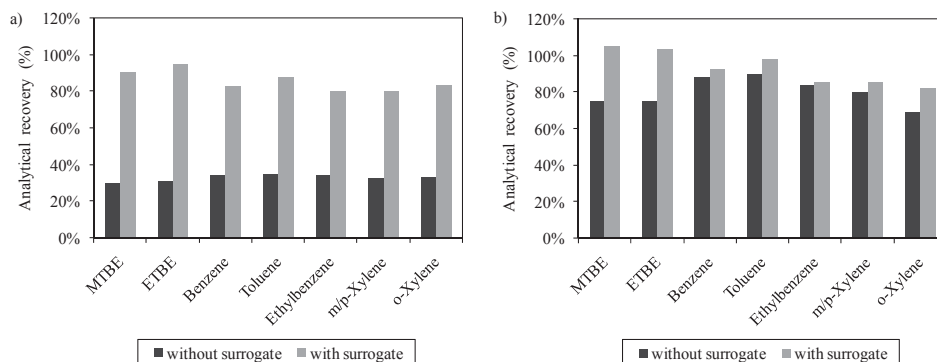


Figure 3. Analytical recovery of FO and BTEX from A_{hor} (a) and B_{hor} (b) spiked to $1000 \mu\text{g Kg}^{-1}$ and analyzed by HS-GC-MS without and with the addition of surrogate (fluorobenzene, $5000 \mu\text{g Kg}^{-1}$).

The use of surrogate in HS and HS-SPME methods significantly increased the FO and BTEX recovery, especially in A_{hor} : in A_{hor} , recovery increased from 20-40% without surrogate, to 80-100% with the addition of surrogate; in B_{hor} , it increased from 70-90% to 80-100%. The presence of organic matter in A_{hor} (42.6 g Kg^{-1}), provoked a stronger sorption on FO and BTEX, than inorganic soil components (clays, oxides and oxyhydroxides of iron and aluminium, etc.) in B_{hor} . (Balseiro-Romero and Monterroso, 2013). Therefore, surrogates should be used in HS and HS-SPME analysis of soil samples, especially if they are expected to exert a strong sorption on analytes.

HS or HS-SPME?

The use of HS or HS-SPME in FO and BTEX analysis will highly depend on the concentration of the soil samples. When this concentration is unknown, HS should be used as screening method, since it has a longer linear range (until 30 mg Kg^{-1}). If the analytical response of the contaminants was under the HS quantification limit, HS-SPME should be used. This last method amplified the analytical response of HS more than 20 times, and its detection and quantification limits were about an order of magnitude under HS values.

References

- Balseiro-Romero M, Monterroso C. 2013. A headspace-analysis approach to assess the sorption of fuel volatile compounds by soils. *Soil Sci Soc Am J* 77:800-808.
- European Fuel Oxygenates Association (EFOA), <http://www.efoa.eu>.
- García Pinto C, Herrero Martín S, Pérez Pavón JL, Moreno Cordero B. 2011. A simplified Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe approach for the determination of trihalomethanes and benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in soil matrices by fast gas chromatography with mass spectrometry detection. *Anal Chim Acta* 689:129-136.
- Hentati O, Lachhab R, Ayadi M, Ksibi M. 2013. Toxicity assessment for petroleum-contaminated soil using terrestrial invertebrates and plant bioassays. *Environ monit assess* 185:2989-2998.
- Pavón JLP, Martín SH, Pinto CG, Cordero BM. 2009. Programmed temperature vaporizer based method for the sensitive determination of trihalomethanes and benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in soils. *J Chromatogr A* 1216:6063-6070.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2003. Method 5021A: Volatile organic compounds in various sample matrices using equilibrium headspace analysis, Revision 1. US Environmental Protection Agency, Washington.

El escurrido cortical como causa de heterogeneidad edáfica en un bosque de laurisilva canaria

J. Aboal^{1*}, S. Saavedra², J.M. Hernández-Moreno³

¹Departamento de Biología Celular y Ecología, Universidad de Santiago de Compostela, España; * *
[*jesusramon.aboal@usc.es](mailto:jesusramon.aboal@usc.es)

²Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Santiago de Compostela

³Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, España

Resumen

Se estudió la variabilidad del suelo de un bosque pluriespecífico de laurisilva entre las áreas de infiltración del escurrido cortical de las distintas especies y entre éstas y el resto del suelo del bosque. Se obtuvieron variaciones significativas de las propiedades de los suelos, especialmente entre los suelos afectados por el escurrido cortical y los suelos área bajo la precipitación penetrante, destacando: pH, saturación en bases, sales solubles y fósforo asimilable. Entre las especies estudiadas, los suelos bajo el área de influencia *Morella faya* presentaron las mayores diferencias.

Introducción

Los flujos bajo cubierta son los responsables de la transferencia de agua, solutos y sólidos en suspensión desde la cubierta arbórea al suelo, modificando las propiedades químicas de la solución edáfica, la reserva de nutrientes, la humedad y los procesos de recarga hídrica del suelo (Levia y Frost, 2003). Tanto el escurrido cortical (Ec) como la precipitación penetrante (Pp) se caracterizan por una gran heterogeneidad espacial que puede originar una elevada heterogeneidad edáfica en el sistema forestal. Numerosos autores han comprobado en bosques mono-específicos la generación de esta heterogeneidad edáfica causada por la precipitación penetrante y el escurrido cortical al crear microambientes alrededor de los troncos (por ej., Chang and Matzner, 2000). Además, estos flujos bajo cubierta, y en especial el escurrido cortical, alteran la edafogénesis (Certini et al., 1998), con consecuencias ecológicas importantes en lo que se refiere a los procesos de sucesión de especies (Alexander and Arthur, 2010).

Sin embargo, en la literatura disponible, no se han encontrado trabajos realizados sobre la alteración edáfica inducida por los flujos bajo cubierta en bosques pluriespecíficos en los cuales la mayor diversidad de especies puede generar una mayor diversidad edáfica. Por esta razón se decidió abordar el presente trabajo en un bosque de laurisilva canario, al contar con ventajas como son las de tratarse de un bosque con un número manejable de especies que carecen de problemas taxonómicos y de la existencia de una caracterización hidrológica y química de los flujos bajo cubierta. Por todo lo anterior en el presente trabajo se trata de contrastar la siguiente hipótesis: no existe variabilidad edáfica en el suelo de un bosque pluriespecífico de laurisilva entre las áreas de infiltración del escurrido cortical de las distintas especies y entre éstas y el resto del suelo del bosque.

Material y métodos

La parcela experimental está localizada en los montes de Agua García de la Isla de Tenerife (UTM x= 362464; y= 3148692) a 820-830 m s.n.m. con una pendiente de 8° to 12° y orientación NNE. El sitio ha sido descrito en otros trabajos por Morales et al. (1996) y Aboal et al. (1999) e incluye arboles con diámetro (DBH) superior a 0,06 m, área basimétrica (AB) de 33.7 m² ha⁻¹ y una densidad de 1693 árboles ha⁻¹. Las seis especies de la parcela, en orden decreciente de AB (m² ha⁻¹) son : *Morella faya* (13.1), *Laurus novocanariensis* (8.6), *Erica*

arborea L. (6.7), *Persea indica* (L.) (4.6), *Ilex canariensis* (0.4) e *Ilex perado* (0.3). Para la medida del escurrido cortical (Ec) se seleccionaron 3 árboles (5 por cada especie) y se utilizó un método estándar. Por un periodo de un año, tanto Ec como la precipitación penetrante (Pp) se recogieron semanalmente, excepto cuando hubo eventos de alta intensidad. Se determinaron los volúmenes y las muestras se llevaron al laboratorio para su análisis. En las muestras filtradas por 0,45 μm se llevaron a cabo los siguientes análisis de acuerdo con la American Public Health Association (1992): pH, cationes y aniones mayores, alcalinidad y carbono orgánico disuelto (COD).

Los suelos de la zona son Andosoles alofánicos y pueden clasificarse como Silandic Andosols (IUSS, 2007) o Typic Hapludands (Soil Survey Staff, 2003).

Las muestras de suelo se tomaron en el área de infiltración del Ec de los árboles seleccionados. Se tomaron cinco submuestras alrededor del tronco para producir una muestra media para cada árbol, descartando mantillo y horizonte O (en general ausente o muy poco desarrollado). En los suelos se analizó: pH (agua y KCl) y CE en extractos 1:2,5 (CE_e), carbono y nitrógeno orgánicos, bases y Al^{3+} cambiables, retención de fosfato (ΔP), fósforo soluble y disponible (Olsen), Al y Fe extraídos con pirofosfato (Al_p , Fe_p).

Resultados y discusión

Se observaron diferencias significativas en los aportes, en términos tanto del volumen de agua y de casi todas las especies medidas, entre las áreas de infiltración del Ec alrededor de las diferentes especies estudiadas, así como entre estas áreas y el área de infiltración correspondiente a la Pp. Las mayores diferencias en estos aportes se encontraron entre las áreas de Ec alrededor de *M. faya* y cada una de las restantes especies. Estas diferencias se reflejaron en variaciones significativas de las propiedades de los suelos, entre las que destacan la variación de pH, saturación en bases, CE, C y N orgánicos, especialmente entre los suelos afectados por el Ec y los suelos bajo Pp. En la figura 1C se observa cómo disminuye CE al aumentar el volumen de agua infiltrada. Esta relación es muy probable que se deba a los elevados volúmenes de agua que atraviesan la cubierta vegetal y la consecuente lixiviación que tiene lugar en el área de infiltración; el Ec en algunas especies supera los $1500 \text{ L m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ como resultado del efecto embudo (Johnson et al., 2006). La elevada macroporosidad de los Andosoles ha contribuido probablemente al empobrecimiento en sales solubles de la disolución del suelo. Los valores de pH también alcanzaron los mayores valores en los suelos bajo Pp. Las figura 1A y 1B muestra la relación entre pH_{KCl} y Al cambiable y la saturación en bases, respectivamente. Los siguientes factores han podido contribuir a la acidificación del suelo: (i) aporte directo de H^+ en las áreas de infiltración; siendo el aporte máximo en los Ec de *M. faya* y *E. arborea*, (ii) la lixiviación del suelo puede conducir a su acidificación mediante la desaturación del complejo de cambio (Ulrich, 1991); en este sentido hay que recordar que los Andosoles alofánicos no son muy ácidos por lo que destacan los valores obtenidos de pH_{KCl} de los suelos asociados a *M. faya* y (iii) la *M. faya* es una especie fijadora de nitrógeno por lo que puede ejercer un mayor poder de acidificación (Rhoades y Binkley, 1996) asociado a procesos de nitrificación. La dinámica del fósforo también parece haber sido afectada por los flujos bajo cubierta; así, el P-Olsen presentó valores considerablemente mayores en los suelos bajo Pp y, en los suelos asociados al Ec, presentó una relación negativa con la capacidad de retención de P (figura 1D). Los valores de P-Olsen bajo Pp podrían explicarse por la mayor frecuencia de los ciclos humectación-desección que sufren los suelos en estas zonas; estos ciclos afectan a la dinámica de la materia orgánica y pueden conducir a un aumento de la disponibilidad del P (Campo et al, 1988). Los suelos bajo la influencia de *M. faya* presentaron los mayores valores de retención de P; este resultado coincide con los menores contenidos de C orgánico, Al_p y Fe_p de estos suelos que, junto con su mayor acidez, favorecen la retención de P.

Dado que el bosque analizado fue talado en los años 50, en el momento del presente trabajo se encontraba en un proceso de sucesión secundaria. Las diferencias interespecíficas encontradas en la composición edáfica también pueden relacionarse con esta sucesión específica. Así *M. faya* es la especie que presenta mayores diferencias en cuanto a su escurrido frente a especies incluidas en estadios maduros de este bosque. Por tanto, las diferencias existentes en los flujos bajo cubierta de las especies pueden contribuir a la entrada de nuevas especies (facilitación) y a la sustitución de unas especies por otras, al modificar las características edáficas, constituyendo un factor ecológico más dentro de la sucesión ecológica. Finalmente, la heterogeneidad edáfica favorecida por el efecto de los flujos bajo cubierta incrementa la heterogeneidad de hábitat, que a su vez contribuye al aumento de la diversidad espacial o diversidad β . La diversidad β registra la heterogeneidad espacial dentro de un ecosistema, siendo una medida del grado de partición del ambiente en mosaicos biológicos. Por ello, puede concluirse que los flujos bajo cubierta también son generadores de diversidad β a través de la alteración edáfica en su área de influencia. La importancia de este aumento de la heterogeneidad de hábitat se debe a que se asume la hipótesis de que conduce a un aumento de la diversidad de especies (MacArthur and MacArthur, 1961). Se ha demostrado que los cambios en las propiedades del suelo producidos por especies como *M. faya* pueden generar hábitats para determinadas especies de edafofauna, ausentes cuando no se encuentra esta especie (Aplet, 1990).

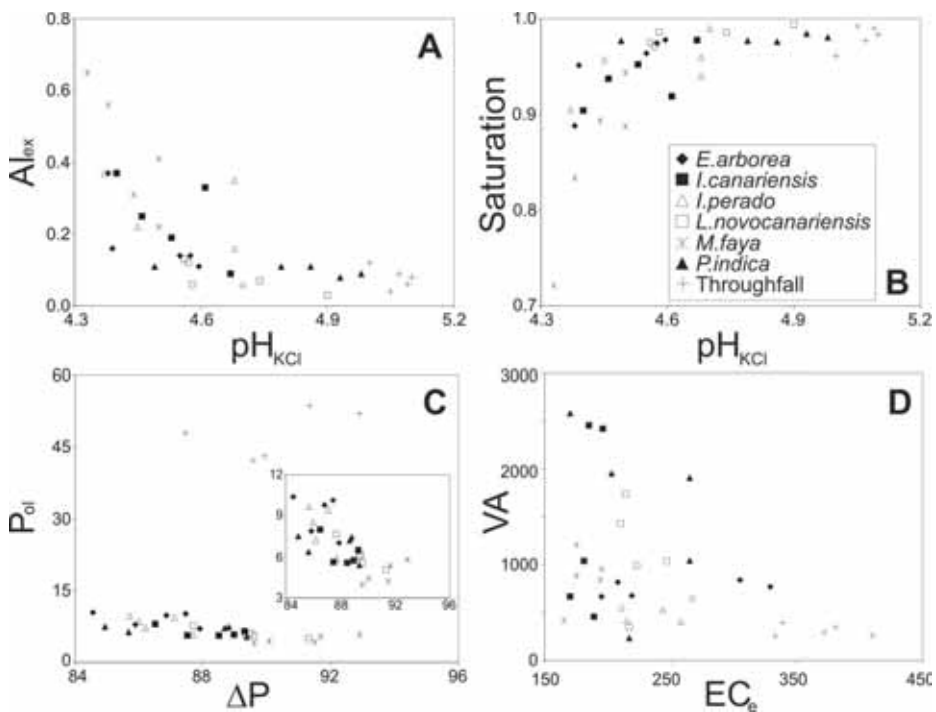


Figura 1. Relación entre distintas variables edáficas determinadas en el área de infiltración del escurrido cortical de las seis especies estudiadas y la de la precipitación penetrante: A) Al intercambiable (Alex) (cmolc kg^{-1}) vs. el pH (pH_{KCl}); B) saturación (%) vs. pH_{KCl} ; C) Retención de fosfato (ΔP) (%) vs. P dispoible (Pol) (mg kg^{-1}). *Recuadro*: ampliación de valores de Pol < 15 mg kg^{-1} ; y D) Conductividad eléctrica (EC_e) ($\mu\text{S cm}^{-1}$) vs. Volumen de agua (VA) ($\text{L m}^{-2} \text{a}^{-1}$) correspondiente a la zona de infiltración del escurrido cortical o la precipitación penetrante. *Rombos*

negros: Erica arborea; cuadrados negros: Ilex canariensis; triángulos abiertos: Ilex perado; cuadrados abiertos: Laurus novocanariensis; aspas tachadas: Morella faya; triángulos negros: Persea indica; cruces: precipitación penetrante.

Bibliografía

- Aboal JR, Morales D, Hernández JM, Jiménez MS 1999. The measurement and modelling of the variation of stemflow in laurel forest in Tenerife, Canary Islands. *J Hydrol* 221:161-175.
- Aboal JR, Jiménez MS, Morales D, Hernández JM 2002. Net below canopy fluxes in Canarian laurel forest canopies. *J Hydrol* 264:201-212.
- Alexander HD, Arthur MA 2010. Implications of a predicted shift from upland oaks to red maple on forest hydrology and nutrient availability. *Can J Forest Res* 40:716-726.
- Aplet GH 1990. Alteration of earthworm community biomass by the alien *Myrica faya* in Hawai'i. *Oecologia*, 3:414-416.
- American Public Health Association 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. APHA-AWWA-WPCF, Washington, USA.
- Bünemann EK, Keller B, Hoop D, Jud K, Boivin P, Frossard E 2013. Increased availability of phosphorus after drying and rewetting of a grassland soil : processes and plant use. *Plant Soil* 370:511-526.
- Campo J, Jaramillo VJ, Maass JM 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115:167-172.
- Certini G, Ugolini FC, Corti G, Agenelli A 1998. Early stages of podzolization under Corsican pine (*Pinus nigra* Arn. *ssp. laricio*). *Geoderma* 83:103-125.
- Chang SC, Matzner E 2000. The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrol Process* 14:135-144.
- International Union of Soil Science 2007. IUSS Working Group WRB, World Reference Base for Soil Resources 2006, World Soil Resources Reports, n° 103, Rome.
- Johnson MS, Lehmann, J 2006. Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. *Ecoscience* 13:324-333.
- Levia DF, Frost EE 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *J Hydrol* 274:1-29.
- Lovett GM, Lindberg SE 1984. Dry deposition and canopy exchange in a mixed forest as determined MacArthur R., MacArthur JW 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- Soil Survey Staff 2003. Keys to Soil Taxonomy. 9th edn. USDA, Natural Resources Conservation Service, USA.
- Ulrich B 1991. An ecosystem approach to soil acidification. En: *Soil acidity* (Ulrich B, Sumner ME eds). Springer, Berlin Heidelberg New York. Ulrich

Análisis térmico de restos de *Eucalyptus globulus* Labill. en el curso de su descomposición en el suelo a lo largo de dos años

S. González-Rodríguez*, L. Cubillas, E. Fernández García, M. L. Fernández-Marcos

Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, España; *sara.gonzalez.rodriguez@rai.usc.es

Resumen

El análisis térmico se ha revelado como una herramienta útil en el estudio de estabilidad de restos orgánicos frente a la descomposición. En este estudio se pretende obtener información sobre la evolución de esa estabilidad a lo largo de dos años en hojas de *Eucalyptus globulus* Labill. en descomposición en dos enclaves del NW de España con diferentes condiciones edafoclimáticas. Los diagramas de calorimetría de barrido diferencial (DSC) y termogravimetría diferencial (DTG) muestran dos picos exotérmicos principales en el intervalo 105-550°C. El primer pico, o “pico lábil”, aparece entre 295 y 312°C en DTG y entre 317 y 339°C en DSC y el segundo pico, o “pico recalcitrante”, se sitúa entre 424 y 449°C en DTG y entre 413 y 453°C en DSC. En la mayoría de las parcelas, las temperaturas de los picos no varían significativamente a lo largo del proceso de descomposición, mientras la energía total liberada por unidad de materia orgánica disminuye al avanzar la descomposición.

Introducción

La descomposición de la hojarasca es determinante en el ciclo de nutrientes, uno de los procesos más importantes en los suelos forestales. Más de la mitad de nutrientes adsorbidos por las plantas retornan al suelo de varias formas, entre las que destacamos la hojarasca y los desechos orgánicos (Jones *et al.*, 1999; Álvarez *et al.*, 2007).

La descomposición de residuos vegetales es la principal fuente de nutrientes en bosques no fertilizados. En el bosque cultivado, un manejo adecuado de estos residuos, incluyendo los restos de corta, puede redundar en una reducción de las necesidades de fertilización. La influencia de la calidad de los restos vegetales en su descomposición es reconocida por numerosos autores (Melillo *et al.*, 1982; Coûteaux *et al.*, 1995). Sin embargo, no existe unanimidad con respecto a los parámetros determinantes de esta labilidad o recalcitrancia. Se han propuesto como parámetros indicadores de esta labilidad, entre otros, la relación C/N, el contenido de lignina o la relación lignina/N (Taylor *et al.*, 1989). El análisis térmico se ha revelado como una herramienta útil en el estudio de estabilidad de restos orgánicos frente a la descomposición (Leinweber *et al.*, 2008, Rovira *et al.*, 2008), existiendo una correlación entre la estabilidad térmica y la estabilidad bioquímica.

En este trabajo se pretende obtener información sobre la evolución de la estabilidad térmica durante la descomposición a lo largo de dos años de restos de *Eucalyptus globulus* Labill. en dos enclaves del NW de España con diferentes condiciones edafoclimáticas y en presencia o ausencia de fertilización, mediante la aplicación de análisis térmico (DSC y DTG) en diferentes estadios de la descomposición.

Material y métodos

El estudio se localiza en plantaciones de eucaliptos en Galicia (Provincia de Lugo) y en el Principado de Asturias. El suelo de las parcelas de Rúa (Cervo, Lugo) es un Umbrisol húmico (IUSS, 2007) desarrollado sobre areniscas ortocuarcíticas. El suelo de la parcela de La Rimada (Sariego, Asturias) es un Luvisol háplico sobre caliza, mientras que el de Picu Fariu (Sariego, Asturias) es un Podsol úmbrico (IUSS, 2007) sobre sedimentos cuarcíticos. Hay dos parcelas de Rúa (Cervo, Lugo) que están fertilizadas, el resto no y todas las parcelas de

estudio se encuentran entre 380 y 430 m de altitud sobre el nivel del mar. La situación geográfica de las parcelas es 43°25' N y 5°35' W en el Principado de Asturias y 43°37' N y 7°23' W en la provincia de Lugo.

La descomposición de hojas de eucalipto se siguió durante dos años (mayo 2009-mayo 2011) mediante la técnica de *litterbags* introducidos en el horizonte O. Las propiedades térmicas de las hojas de eucalipto de las diferentes parcelas, en diferentes fases de descomposición (cada seis meses), se determinaron mediante calorimetría de barrido diferencial (DSC) y análisis termogravimétrico (DTG). El análisis DSC es una técnica termoanalítica en la que la diferencia de calor (liberado o absorbido) entre una muestra y una muestra de referencia es medida como una función de la temperatura, cuando ambas muestras se calientan entre temperatura ambiente y una temperatura preestablecida. En análisis termogravimétrico se trata de medir la pérdida de peso de una muestra durante su calentamiento como una función de aumento de la temperatura o del tiempo.

Los dos tipos de análisis se llevaron a cabo en un aparato TGA/DSC1 1100°C Mettler Toledo, utilizando entre 10-20 mg de muestra. La velocidad de calentamiento fue de 6°C min⁻¹ hasta 105 °C, manteniendo esta temperatura durante 15 min para eliminar el agua; a continuación se calentó a una velocidad de 3°C min⁻¹ hasta 600 °C. Dicho calentamiento se realiza bajo un flujo de aire de 50 cm³ min⁻¹ (Rovira *et al.*, 2008).

Se utilizó el programa OriginPro versión 9.1 para la deconvolución de curvas y para el análisis estadístico se utilizó el paquete estadístico SPSS versión 20.0.

Resultados y discusión

Tanto los diagramas de calorimetría de barrido diferencial (DSC) como los de termogravimetría diferencial (DTG) muestran dos picos exotérmicos principales en el intervalo 105-550°C (Figura 1). Estos picos corresponden a la combustión de al menos dos tipos de materia orgánica. El primer pico, o “pico lábil” (Rovira *et al.*, 2008), aparece entre 295 y 312°C en DTG y entre 317 y 339°C en DSC. Se atribuye a la combustión de compuestos alifáticos, especialmente polisacáridos (Turner y Schnitzer, 1962; Rovira *et al.*, 2008). El segundo pico, o “pico recalcitrante” (Rovira *et al.*, 2008), se sitúa entre 424 y 449°C en DTG y entre 413 y 453°C en DSC. Este pico se atribuye generalmente a la combustión de compuestos aromáticos, particularmente lignina (Turner y Schnitzer, 1962; Rovira *et al.*, 2008). En los diagramas de DSC, el pico de alta temperatura suele presentar uno o dos hombros, que indican la presencia de más de un tipo de materia orgánica recalcitrante; con frecuencia aparece también un hombro a baja temperatura en el pico lábil.

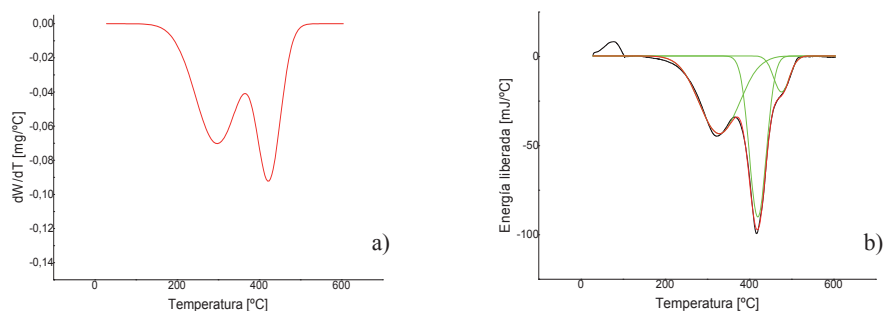


Figura 1. Termogramas de una muestra de la parcela 6 (Cervo, Lugo, no fertilizada) a los 18 meses de descomposición. a) DTG; b) DSC. En el diagrama de DSC, las líneas verdes representan la deconvolución realizada con el programa Origin (Peso de la muestra: 17,1017 mg).

En la mayoría de las parcelas, las temperaturas de los picos, tanto en DTG como en DSC, no varían significativamente a lo largo del proceso de descomposición, al contrario de lo encontrado por Rovira et al. (2008) al estudiar muestras de *litter* de pino correspondientes a distintas fases de descomposición. Únicamente en las parcelas de Lugo no fertilizadas la temperatura de los picos en DTG muestra una tendencia decreciente al avanzar la descomposición.

En las hojas frescas, la mayor parte (hasta un 82%) de la pérdida de masa corresponde al exotérmico lábil. A medida que avanza la descomposición, el peso relativo del primer exotérmico va disminuyendo, aproximándose al 50% al final del ensayo. Este hecho refleja la descomposición preferente de la materia orgánica lábil.

La energía del pico lábil en las hojas frescas es superior a la del exotérmico de alta temperatura en la mayoría de las parcelas (Tabla 1). Al avanzar la descomposición, el primer pico de los diagramas DSC, al igual que en DTG, se hace menos prominente en todas las parcelas: la energía del pico lábil disminuye, mientras la del pico recalcitrante aumenta. Puesto que la naturaleza de los dos tipos de materia orgánica no parece variar (las temperaturas de los picos no varían), esta variación relativa de las áreas de los dos picos debe atribuirse a la disminución de la materia orgánica lábil y aumento relativo de la materia orgánica recalcitrante.

Tabla 1. Energía almacenada en la hojarasca (materia orgánica lábil, recalcitrante y total) en los momentos inicial y final de su descomposición en las distintas parcelas.

	Pico 1		Pico 2		Pico 1 + Pico 2	
	E (J/kg) _{inicial}	E (J/kg) _{final}	E (J/kg) _{inicial}	E (J/kg) _{final}	E (J/kg) _{inicial}	E (J/kg) _{final}
Parcela 1	8,822	4,821	7,552	7,830	16,374	12,651
Parcela 2	16,487	5,215	5,952	7,488	22,439	12,703
Parcela 3	14,778	5,786	6,282	6,942	21,060	12,728
Parcela 4	8,973	5,645	5,491	6,672	14,464	12,317
Parcela 5	6,569	5,960	3,253	6,590	9,822	12,550
Parcela 6	6,972	5,885	5,730	6,943	12,702	12,828

Al contrario de lo observado por Rovira et al. (2008), la energía total liberada por unidad de masa de materia orgánica disminuye al avanzar la descomposición (Tabla 1), con excepción de las parcelas de Lugo no fertilizadas. Esta disminución no sorprende si tenemos en cuenta que la mayor parte de la energía está almacenada en la materia orgánica lábil, que es la que preferentemente sufre descomposición. Por otra parte, este decrecimiento de la energía almacenada en hojarasca indicaría, según Rovira *et al.* (2008), una disminución de la calidad de la materia orgánica. El distinto comportamiento de las parcelas de Lugo no fertilizadas puede relacionarse con el menor grado de descomposición observado en estas parcelas, sobre un suelo ácido y pobre en nutrientes (Cubillas *et al.*, 2011).

Las temperaturas de los picos muestran diferencias significativas entre las distintas parcelas. En DTG, las temperaturas de los dos picos son significativamente menores ($p < 0,05$) en las parcelas de Lugo no fertilizadas, lo que parece indicar una mayor labilidad tanto de la materia orgánica alifática como aromática. Posiblemente las circunstancias menos favorables a la descomposición propician que se preserven compuestos más lábiles.

La energía almacenada en la hojarasca es significativamente ($p < 0,05$) mayor en las parcelas de Asturias, lo que indicaría una mayor calidad de la materia orgánica. Este hecho no sorprende en el caso del Luvisol, menos ácido y más rico en nutrientes que los suelos de Lugo, pero sí en el caso del Podsol. Posiblemente las mejores condiciones edafoclimáticas de las parcelas de Asturias (menos frías y húmedas que las de Lugo) influyan en la mayor calidad de la hojarasca. La energía almacenada es significativamente ($p < 0,05$) menor en la hojarasca de las parcelas de Lugo no fertilizadas con respecto a las fertilizadas, indicando una

diferencia de calidad. Al contrario de los resultados de Rovira et al. (2008), no se observa ninguna correlación entre la energía almacenada en la hojarasca y su concentración de nitrógeno.

La energía del pico lábil es máxima en Asturias y mínima en las parcelas de Lugo no fertilizadas. La energía del pico recalcitrante, por el contrario, no está influida por la parcela, ni por la localización, ni por la fertilización. Parece que la naturaleza de la materia orgánica recalcitrante es la misma en los enclaves estudiados.

El porcentaje de masa del pico lábil (DTG) es mínimo en las parcelas de Lugo no fertilizadas y mayor en las fertilizadas y en las de Asturias, si bien la diferencia entre parcelas no fertilizadas y fertilizadas tiene un grado de significación bajo ($p=0,088$). Esta diferencia podría indicar una mayor proporción de materia orgánica recalcitrante en las primeras (a pesar de que, como se indicó anteriormente, se preserven compuestos relativamente lábiles, tanto alifáticos como aromáticos).

Bibliografía

- Álvarez E, Fernández Marcos ML, Torrado V, Fernández Sanjurjo MJ. 2008. Dynamics of macronutrients during the first stages of litter decomposition from forest species in a temperate area (Galicia, NW Spain). *Nutrient Cycling Agroecosystem* 80: 243-256.
- Coûteaux MM, Berg B, Bottner P. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 63-66.
- Cubillas L, Fernández García E, Fernández-Marcos ML. 2011. Mineralisation of Eucalyptus Leaves and Twigs in Relation to Site Quality and Fertilisation in NW Spain. En: Merino *et al.* (eds.). *Managed Forests in Future Landscapes: Implications for Water and Carbon Cycles*. Book of Abstracts.
- Jones HE, Madeira M, Herraez L, Dighton J, Fabiao A, Gonzalez-Rio F, Fernández Marcos ML, Gomez C, Tome M, Feith H, Magalhaes MC, Howson G. 1999. The effect of organic-matter management on the productivity of Eucalyptus globulus stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *Forest Ecology and Management* 122: 73-86.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. *Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, n° 103*. FAO, Roma.
- Leinweber P, Jandl G, Baum C, Eckhardt KU, Kandeler, E. 2008. Stability and composition of soil organic matter control respiration and soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 1496-1505.
- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.
- Rovira P, Kurz-Besson C, Coûteaux MM, Vallejo VR. 2008. Changes in litter properties during decomposition: A study by differential thermogravimetry and scanning calorimetry. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 172-185.
- Turner RC, Schnitzer M. 1962. Thermogravimetry of the organic matter of a podzol. *Soil Science* 93: 225-232.

Thermal analysis and solid-state ^{13}C CP-MAS NMR spectroscopy to diagnose organic matter quality in Atlantic soils

A. Merino^{1*}, A. Ferreiro¹, J.a Salgado², M. T. Fontúrbel², N. Barros², C.a Fernández³, J. A. Vega³

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, España; *agustin.merino@usc.es

²Departamento de Física Aplicada, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, España

³Centro de Investigación Forestal. Lourizán, Consellería de Medio Rural. Xunta de Galicia. P.O. Box 127. 36080. Pontevedra (Spain).

Abstract

Rapid diagnosis of soil burn severity is required to enable the design of emergency post-fire rehabilitation treatments. Soil organic carbon (SOC) concentration and quality of mineral soil samples (0-5 cm depth) were analysed after the fires, in relation to three visually different levels of soil burn severity (SBS): unburned, moderate and high. SOM quality was characterised by ^{13}C CP-MAS NMR spectroscopy and differential scanning calorimetry (DSC). Although large reductions in SOC concentration were found in both moderate and SBS (up to 70 %), important effects on SOM quality were only associated with high SBS. NMR analysis revealed these changes as losses of *O*-alkyl, alkyl and carboxylic structures and increased values of the aromatic structures (up to 50 %). The DSC analysis revealed decreased combustion heat released up to 375 °C, and increased T_{50} (the temperature at which 50% of the energy stored in SOM is released). Relationships between thermal properties and chemical-shift regions in the NMR helped provide a better understanding of SOM thermal properties.

Introduction

Severe wildfires can cause drastic changes in certain soil properties such as acidity, SOM, nutrients and biological activity (Certini. 2005; Vega et al., 2013). However, fire-related damage is not uniform over large areas, because of the spatial heterogeneity of different factors such as fire type (canopy, underground vegetation, etc.), environmental conditions (soil and vegetation moisture, slope, soil water retention, etc.) and management practices (treatment of biomass load, tree species, etc.). Soil heating usually leads to loss of the most labile SOM compounds (e.g. carbohydrates, lipids and peptides) and to generation of aromatic substances (e.g. humin and black carbon) (e.g. Fernández et al., 2001; González-Pérez et al., 2004). Alterations in SOM composition have important implications for soil conservation and for the global C balance. The implementation of thermal analysis methods such as differential scanning calorimetry (DSC) has been little explored. These methods, which are based on the exothermic decomposition of organic substances, could be used to characterise SOM quality following wildfire and other soil perturbations (Salgado et al., 2004; Duguay and Rovira, 2010). Under specific operating conditions (e.g. crucible material, heating rate and sample quality), these techniques are highly reproducible (Fernández et al., 2011). Thermal analysis avoids the need for the lengthy procedures involved in other techniques. It can be used in studies that demand rapid reproducible assessment of SOM properties and in those requiring analysis of a large number of samples in order to cover the spatial heterogeneity. The specific objective of this study was to explore the relationships between changes in SOM quality and visual indicators of SBS identified in the field immediately after fire. Differential scanning calorimetry (DSC) was used in combination with ^{13}C CPMAS NMR spectroscopy to characterise the changes in SOM quality associated with different levels of SBS.

Materials and methods

The study was conducted in Galicia (NW Spain), an Atlantic-climate zone that is particularly prone to wildfires. Five places affected by wildfires in September 2007 were selected. Three of the sites were *Pinus pinaster* stands (MX and MP) and the other three were shrublands (ED, FE and MM). The soils are developed from granitic rocks, schist or shale and are classified as Humic or Distric Cambisols and Alumi-humic Umbrisols. All soils were characterised by high SOC contents (17–19 %), very low pH (3.8–4.4). In each site three composite samples of unburnt soils and two different soil burn severities, level 3 (moderate SBS) and 5 (high SBS) were selected. For details of the design samples collection, see Table 2 in Vega et al., 2013. The mineral soil samples were oven-dried at 40°C, homogenized and sieved (2 mm). DSC analyses were carried out with bulk soils and with demineralized samples. For NMR the samples were demineralized with HF.

The DSC analysis (Q100, TA Instruments) was performed with 10 mg of soil placed in open aluminium pans, under dry air at a flow rate of 2.1 kg cm⁻² and a scanning rate of 10 °C.min⁻¹. The temperature range was 50–600 °C. The following parameters were also determined: temperature of maximum combustion peaks in the DSC curves (T₁ and T₂), the temperature at which 50% of the energy of SOM is released under the given conditions (T₅₀) (Fig.1). Solid-state NMR experiments were performed in an Agilent (Varian) VNMRS-500-WB spectrometer. Cross Polarization Magic Angle Spinning (1D CPMAS) analysis of the samples was carried out under the following conditions: contact time 1 ms, inter-scan delay 1 s (a proton T1 experiment was performed to check the suitability of this time) and MAS rate 12 kHz. The number of scans was ca. 10000 - 35000. The cross polarization time was set to 1 ms.

Results and discussion

The gradual loss of SOM with increasing SBS (Figure) is consistent with the findings of a previous study in the same region (Vega et al., 2013). In the present study, both DSC (Fig. 1) NMR spectroscopy (Fig.2) revealed important changes in SOM composition after wildfire, which were related to the SBS level. Previous studies (Fernández et al., 2001) of the same soils reported large depletions of holocellulose at 220 °C (75 and 11 %, respectively). The combined use of both techniques may help to clarify the changes in SOM quality in response to fire. In the present study, the close relationships (Fig. 3) between thermal variables and chemical-shift regions in the NMR appear to confirm the interpretations of the soil DSC curves given by different authors (Dell'Abate et al. 2002; Fernandez et al. 2011) and suggest that certain thermal parameters are partly related to specific chemical-shift regions in the NMR spectra. These findings suggest that monitoring of the partial combustion heats and of certain thermal indexes measured by DSC, may be useful for estimating SOM quality after fire. The close relationship between T₅₀ and the aromaticity show that the thermal parameters may be useful for monitoring the gain in pyrogenic organic recalcitrant compounds after fire, as proposed by Leifeld (2007).

The different degree of SOM degradation may be related to the temperatures reached in the wildfire. In the present study, the changes in SOM composition associated with high SBS are similar to those described by Almendros et al. (2003) in samples subjected to temperatures higher than 350 °C for 10 min. Comparison of the SOM content and DSC curves obtained in the present study with those of samples heated at different temperatures obtained in a previous study by Verdes and Salgado (2011) also suggest that in the soils affected by high SBS, temperatures of between 350 and 400 °C may have been reached.

The variation in the degradation of SOM quality observed in relation to the different SBS in the present study may explain the variations in the post fire degradation processes in these soils. The severe defunctionalisation of the SOM (loss of oxygen-containing functional groups, in addition to the indicated removal of hydrophilic alcoholic groups of

carbohydrates), may play a large role in the loss of soil colloidal properties, such as soil aggregate stability and soil water repellency, together with extreme erosion rates that occur in severely burned soils (Cerdà et al., 2004; Vega et al., 2005). This may also explain the large alterations in microbial activity (basal respiration, microbial biomass, qCO₂, and enzyme activity) and diversity reported by different authors (Fonturbel et al., 2012; Vega et al., 2013). For these reasons, urgent soil stabilization and rehabilitation treatments are required in such soils.

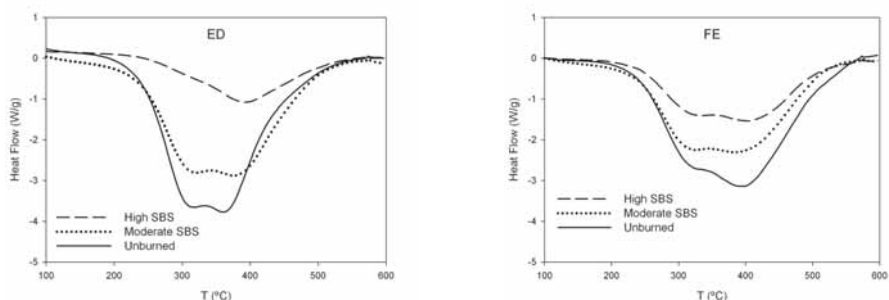


Fig. 1. Comparison of the DSC curves for samples subjected to different levels of soil burn severity (SBS). For this figure, two of the five soils studied were selected.

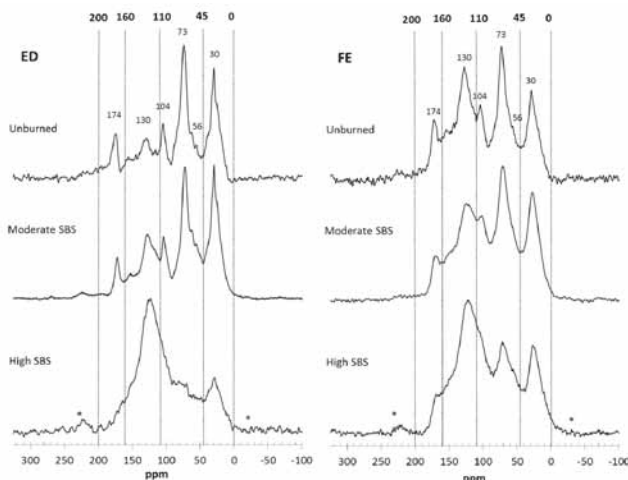


Fig. 2. Solid-state ¹³C CP MAS NMR spectra of the mineral soil samples (0-5 cm) from three wildfires. For this figure, two of the five soils studied were selected. SBS: soil burn severity (* spinning side bands)

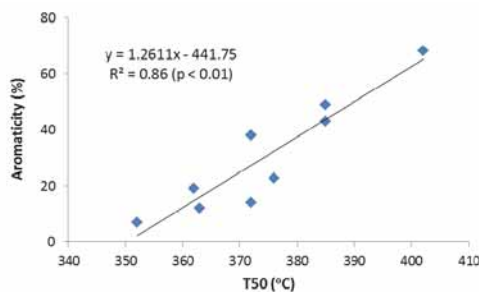


Fig 3. Correlations between chemical-shift regions in ^{13}C CP-MAS NMR and selected thermal indices obtained in the DSC analysis.

References

- Almendros G., Knicker H., Gonzalez-Vila, F.J. 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state C-13 and N-15-NMR spectroscopy. *Organic Geochemistry* 34: 1559-1568.
- Cerdà A. 2004. Soil erosion after forest fire in Spain: State-of-the-art. *Geophysical Research Abstracts*, 6, 07193.
- Certini G., 2005. Effects of fire on properties of forest soil: a review. *Oecologia* 143, 1–10
- Dell'Abate M.T., Benedetti A., Trinchera A., Dazzi C., 2002. Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma*, 107, 281-296.
- Duguy B., Rovira P., 2010. Differential thermogravimetry and differential scanning calorimetry of soil organic matter in mineral horizons: Effect of wildfires and land use. *Organic Geochemistry*, 41, 742-752.
- Fernández I., Cabaneiro A., Carballas, T. (2001). Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. *Geoderma*, 104, 281-298.
- Fernández J.M., Plante A.F., Leifeld J., Rasmussen C., 2011. Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 104, 389-398.
- Fonturbel M.T., Barreiro A., Vega J.A., Martín A., Jiménez E., Carballas T., Fernández C., Díaz-Raviña M., 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51-60.
- González-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J., Almendros G., Knicker H., 2004. The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environment International*, 30, 855-870.
- Leifeld J., 2007. Thermal stability of black carbon characterised by oxidative differential scanning calorimetry. *Organic Geochemistry*, 38, 112-127.
- Salgado J., Mato M.M., Vazquez-Galinanes A., Paz-Andrade M.I., Carballas T., 2004. Comparison of two calorimetric methods to determine the loss of organic matter in Galician soils (NW Spain) due to forest wildfires. *Thermochimica Acta*, 410, 141-148.
- Vega J.A., Fernández C., Fonturbel, T., 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation & Development*, 16, 37-51.
- Vega J.A., Fontúrbel T., Merino A., Fernández C., Ferreiro A., Jiménez E., 2013. Testing the suitability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine stands and shrublands. *Plant and Soil*, 369, 73-91.

La hidrofobicidad como indicador de la incorporación y transformación de la materia orgánica en el suelo

M.D. Soriano¹, L. García-España^{1*}, R. Boluda²

¹Departamento de Producción Vegetal, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Universitat Politècnica e Valencia, España *asoriano@prv.upv.es

²Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Farmacia. Universitat de Valencia, España

Resumen

La transformación y humificación de la materia orgánica por la aportación de restos vegetales puede valorarse por diferentes procedimientos. La hidrofobicidad es uno de los indicadores de la transformación de las macromoléculas húmicas y su seguimiento puede realizarse a través de técnicas clásicas basadas en la medida del tiempo de absorción de agua y etanol (test WDPT y MED) y también utilizando la Espectroscopia Infrarroja (FTIR) y la espectroscopía de resonancia magnética nuclear. Ambas técnicas pueden ser utilizadas para verificar cambios moleculares ocurridos en la materia orgánica en el proceso de humificación dando información del proceso de incorporación y transformación.

En este trabajo se comparan diferentes métodos de medida de la hidrofobicidad en muestras de suelo a los que se les adicionó residuos vegetales de olivo, cítrico y maíz.

Para contenidos de materia orgánica similares, el tiempo de absorción aumenta en relación al tipo de residuo vegetal adicionado en el orden olivo \geq cítrico $>$ maíz indicando que los residuos de cítrico y olivo inducen mayor repelencia en el suelo influidos por su composición. El suelo con residuos de olivo resultó ser altamente hidrofóbico, respecto al resto. Los espectros IR y RMN de las fracciones húmicas del suelo incorporado con residuos confirman la mayor transformación de los restos vegetales de olivo y cítricos con un mayor contenido en el carbono orgánico de las fracciones más estables, lo que coincide con un mayor índice de hidrofobicidad de las sustancias húmicas.

Palabras-clave: material orgánica, hidrofobicidad, espectroscopia IR, RMN.

Introducción

La composición y estructura de las sustancias húmicas en los suelos a los que se incorporan residuos mejora produciendo una elevada estabilidad frente la degradación química y biológica, similar a la que caracteriza las etapas de madurez los tipos de humus más evolucionados. Lo que en estas condiciones, se puede producir la aparición de los procesos de repelencia al agua en los suelos aportados con residuos vegetales (Davies, 1971).

Las técnicas de espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) y de resonancia magnética nuclear en estado sólido de ¹³C junto a los métodos clásicos de MED y WTD siguiendo las pautas de Doerr (1998), permitieron estudiar la evolución de diferentes materiales orgánicos y analizar los efectos de la transformación de los residuos adicionados al suelo.

Los objetivos del presente trabajo se centran en: i) estudiar los cambios producidos sobre los precursores alifáticos y su transformación en macromoléculas aromáticas ii) valorar los efectos que estos cambios producen en la solubilidad de las fracciones de la materia orgánica, y iii) comparar los métodos clásicos de determinación de humectación y repelencia al suelo con técnicas quimiométricas que muestran los cambios producidos en la materia orgánica durante el proceso de transformación.

Material y métodos

Se realiza un experimento en macetas en condiciones controladas de laboratorio. Utilizando un suelo arenoso descarboxilado con adición de residuos de tres especies vegetales *Citrus*

sinensis (L.) Osbeck., *Olea europea* y *Zea mays* (L.), mezclando e incorporandolos al suelo durante un periodo de varios meses para facilitar su descomposición. Finalmente se toman cinco muestras de suelo seco por tratamiento y tipo de residuo de planta y en ellas se mide el tiempo de absorción de diez gotas de agua (test WDPT) y de diez gotas de etanol de cuatro concentraciones crecientes 3, 6, 12 y 24% (test MED).

Para la determinación de la repelencia primeramente se tamizaron las muestras a 2 mm. Se colocaron 50 g de cada muestra en placas Petri. En una de las submuestras la repelencia se determinó con el test MED (Roy y McGill, 2002). En la segunda submuestra se utilizó el método WDPT (Letey, 1969) para caracterizar la persistencia en repelencia, como el tiempo medio (min) que tardan en infiltrar tres gotas de agua destilada depositadas con una jeringa en la superficie de la muestra de suelo.

Para el fraccionamiento de la materia orgánica del suelo y de los residuos vegetales incorporados, las muestras se trataron con NaOH (0,1 M) en proporciones 1:10, en agitación continua durante 2 horas (Zinati et al, 2001; Baddi et al, 2004), El extracto (ácidos fúlvicos y húmicos) se obtuvo mediante centrifugación (30 minutos a 5000 rpm). El proceso se repitió varias veces. Los ácidos húmicos se separaron por acidificación a pH 1 con H₂SO₄, coagulación durante 24 horas a temperatura ambiente y posterior centrifugación.. El contenido de C orgánico total en el suelo y en cada fracción se determinó mediante el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). Por este mismo método se determinó el contenido de C en las huminas hidrolizadas en medio ácido (H₂SO₄ concentrado) (Zinati et al, 2002).

Los espectros de FTIR de los ácidos húmicos del suelo y de las huminas se han obtenido mediante un Espectrómetro IR BRUKER Equins 55. Por su importancia en los espectros FTIR obtenidos, se escogieron las siguientes bandas (Inbar et al., 1989): la banda del carbono aromático (C=C) situada en 1640 cm⁻¹, las bandas ubicadas en regiones en donde representan C alifático (1037, 2854 y 2927 cm⁻¹) y la banda de las amidas (1548 cm⁻¹), obteniendo los ratios: 1640/2927, 1640/2854, 1640/1548 y 1640/1037.

Se obtuvieron los espectros de RMN de sólidos de ¹³C(CPMAS RMN) con un espectrofotómetro Bruker Avance 400 MHz NMR, calibrado con tetrametilsilano (D 0 ppm). La interpretación de los espectros se realiza asignando rangos preliminares: región I (0– 50 ppm) C alifáticos, región II (50–110 ppm) O-C; región III (110–160 ppm) C insaturados y aromaticos; region IV (160–190) carbonos carboxílicos.

La evaluación de los grupos funcionales se calcula el porcentaje de aromaticidad (Hatcheret al., 1981) y la relación C-alquilo/C-O-alquilo.

Resultados y discusión

El análisis elemental de las muestras indica que la composición de la fracción orgánica del suelo adicionado con residuos de cítrico y olivo presentan mayor riqueza en N y S, y los niveles de C, H y la relación C/N es superior para el suelo adicionado con residuos de maíz.

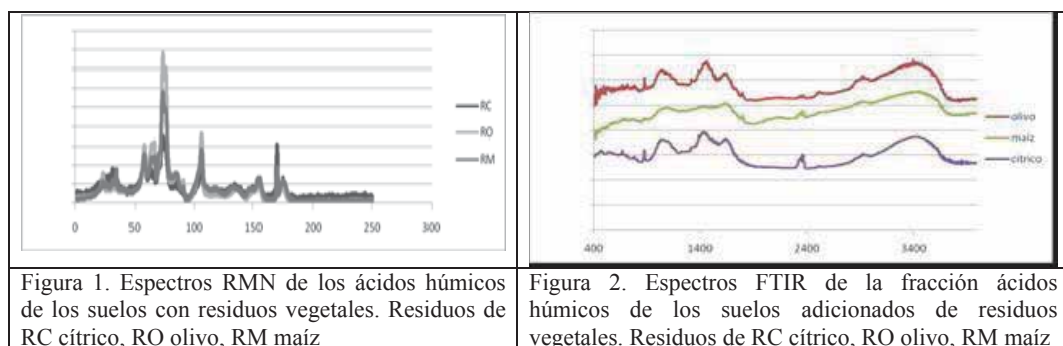
Tabla 1. Parámetros analizados de los suelos adicionados de residuos vegetales utilizados en el experimento RO olivo, RC cítrico, RM maíz. C/N relación carbono nitrógeno, test WDPT en agua, test MED en etanol, Porcentaje de azufre e hidrógeno % S e H, AH, AF: ácidos húmicos y fúlvicos.

Muestras	C/N	test WDPT seg	test MED seg	S %	H %	AH mg g ⁻¹	AF mg g ⁻¹	Humina _{ox} mg g ⁻¹
RO	25	17941	3562	0,01	1,90	5,6	4,1	5,9
RC	26	600	297	0,16	3,79	5,3	6,2	6,0
RM	34	400	127	0,01	4,37	2,7	5,1	3,3

La relación C/N experimenta notables reducciones tras el proceso de transformación en ciertos casos, que podrían ser explicados por el incremento en las formas estables de nitrógeno (no hidrolizables).

Los valores obtenidos en los test de repelencia WDPT se muestran en la tabla 1 indicando valores superiores para el suelo adicionado de residuos de olivo, en menor medida de cítrico y maíz. Esta misma pauta se produce con el test MED con etanol con rangos menores.

En todos los casos se obtiene una relación directa con respecto al contenido de materia orgánica de las muestras, también influenciada por los diferentes componentes de los aceites esenciales de las muestras. Se ha obtenido un efecto significativo respecto al tipo de residuo añadido en la respuesta del suelo al test WDPT y MED.



Webster et al., (2000) sugieren que durante la descomposición de los residuos, las intensidades relativas de la señal del C O-alquilo decrecen y aumenta la señal de C-alquilo. Dicha relación puede ser un indicador del grado de descomposición y la calidad del sustrato para los microorganismos heterotróficos. La aromaticidad se ha utilizado para caracterizar el grado de humificación de la materia orgánica, dado que durante la descomposición se produce una materia orgánica mas aromática (Davies et al., 1971), y al mismo tiempo se origina mayor proporción de péptidos y carbohidratos (Mathers et al., 2000). En la Figura 1 se observan diferencias en el contenido en carbohidratos, y en el contenido de moléculas hidrofóbicas debidas a los componentes de los carbonos alquilo y aril. Para el residuo de maíz existe una menor proporción de estructuras C alquilo (< intensidad de señal en la región 0-45 ppm), y de estructuras de C aromático, particularmente de fenoles asociados a lignina (< intensidad de señal en la región de 105-160 ppm). La pérdida de señal del C-alquilo indica una menor abundancia de largas cadenas alifáticas, ceras, lípidos, cutinas y suberinas. Los AH de los residuos de cítrico y olivo presentan una mayor proporción de estructuras de C-O-alquilo (señal en la región 50-90 ppm), correspondiente a carbohidratos, amino-azúcares, polipéptidos o proteínas y celulosa.

La figura 2, muestra los espectros infrarrojos, donde se observan diferencias entre las muestras respecto a la intensidad de las bandas O-H (3400 cm^{-1}) y C=O (carboxilos, 1720 cm^{-1}), así como de las vibraciones C-H alifáticas (2920 y 1460 cm^{-1}) y de la región propia de grupos OH alcohólicos (polisacáridos) y metoxilos (sobre 1040 cm^{-1}), aumento los enlaces C=C aromáticos (1610 cm^{-1}) y en la región sobre 1200 cm^{-1} asignada a sustituciones aromáticas de la lignina en las muestras con residuos de cítrico y olivo. Las transformaciones anteriormente indicadas son fundamentalmente atribuidas a cambios en las propiedades coloidales de estos radicales que reducen la solubilidad, llevando a una disminución en la polaridad que originaría la reducción de la humectabilidad de los suelos (Almendros et al., 1991). En las muestras con residuos de olivo hay menos proporción de polisacáridos y ligno-

derivados que en la de cítrico, posiblemente debido al proceso de oxidación por la naturaleza de las muestras con alto contenido en aceites y ceras donde los compuestos orgánicos están libres.

Las regiones espectrales FTIR que principalmente experimentan cambios en su intensidad por causa de su transformación corresponden a los enlaces C=C aromáticos ($1510, 1610\text{ cm}^{-1}$) y a la región sobre 1200 cm^{-1} debidas a sustituciones aromáticas de la lignina.

En general, la diferencia entre la composición y estructura de las sustancias húmicas en los suelos con incorporación de residuos sugieren una elevada estabilidad frente la degradación química y biológica, que caracteriza las etapas de madurez de los tipos de humus más evolucionados. Estos resultados confirman los obtenidos por RMN, y relacionan las diferencias encontradas con la respuesta a la hidrofobicidad de las muestras.

Bibliografía

- Almendros G., Fründ R., González-Vila F.J., Haider K.M., Knicker H, Lüdemann H.D. 1991. Analysis of ^{13}C and ^{15}N CPMAS NMR-spectra of soil organic matter and composts. *FEBS Lett.* 282, 119-121.
- Baddi, G.A., Hafidi, M., Cegarra, J., Albuquerque, J.A., González, J., Gilard, V. y Revel, J.C. 2004. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and ^{13}C -NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. *Bioresource Technology*, 93: 285-290.
- Conte, P., Piccolo, A., van Lagen, B.; Buurman, P.; de Jager, P.A. 1997. Quantitative differences in evaluating soil humic substances by liquid- and solid-state ^{13}C -NMR spectroscopy. *Geoderma* 80:339-352.
- Davies R.I. 1971. Relation of polyphenols to decomposition of organic matter and to pedogenetic processes. *Soil Sci.* 111, 80-85.
- Doerr, S.H. 1997. Soil Hydrophobicity: a review. *Aveiro-Swansea Erosion Research Bulletin* n° 5, 44 pp.
- Johnson Ch., Blumfield, T.J., Boyd, S., Xu, Z. 2013. ^{13}C NMR study of decomposing logging residues in an Australian hoop pine plantation. *J. Soils Sediments* 13:854–862.
- Hatcher, P.; Schnitzer, M.; Dennis, L. Maciel, G. 1981. Aromaticity of humic substances in soils. *Soil S. S. A. J.* 45:1089–1094.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Scil.Soc. Am. J.* 53: 1695-1701.
- Kögel-Knabner, I. 1997. ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy as a tool in soil organic matter studies. *Geoderma.* 80: 243-270.
- Letey, J. 1969. Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. *Proceedings of the Symposium on Water-R*
- Mathers, N., Mao, X., Xu, Z., Saffigna, P., Berners-Price, S., Perera, M.C. 2000. Recent advances in the application of ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy to soil organic matter studies. *Australian Journal of Soil Research* 38: 769–787.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E. 1982. Total organic carbon and organic matter. En: Page et al. (Eds.). *Methods of Soil Analysis: Chemical and Microbiological Properties*. Part 2. 2ª ed. Agron. Monogr. 9. ASA y SSSA. Madison, Wisconsin. pp. 581-594.
- Roy, J.L., McGill, W.B. 2002. Assessing Soil Water Repellency Using the Molarity of Ethanol Droplet (Med) Test. *Soil Science*. Volume 167, 2, 83-97
- Zinati, G.M., Li, Y.C., Bryan, H.H. 2001. Utilization of compost increases organic carbon and its humin, humic and fulvic acid fractions in calcareous soil. *Compost Science Utility.* 9 (2): 156–162.
- Webster, L., Simpson, P., Shanks, A.M., Moffat, C.F. 2000. The authentication of olive oil on the basis of hydrocarbon concentration and composition. *Analyst*, London, v. 125, p.97-104,

Agradecimientos.

Proyectos *Reciclado y valoración de residuos agroindustriales. Compostaje de residuos hortícolas y efectos del compost sobre el sistema suelo-planta*. TRACE. UV-UPV

Variación espacio-temporal de la concentración de N en los suelos de las colonias de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*).

S. De la Peña Lastra¹, A. González Guzmán¹, X.L. Otero^{1*}

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; x.l.otero@usc.es*

Resumen

En el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas reside la colonia de cría de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) más grande del mundo. La concentración en los acantilados de más de 30.000 parejas durante un corto periodo del año genera una fuerte perturbación que afecta a suelos y vegetación. El N es uno de los nutrientes procedente de las deyecciones que experimenta fuertes modificaciones. La concentración de este elemento en los excrementos fue de $32.71 \pm 12.6 \text{ mg g}^{-1}$ y en los suelos muestreados obtuvimos valores comprendidos entre 5 y 136.6 mg Kg^{-1} para N-NH₄ y entre 15.1 y 142 mg Kg^{-1} para N-NO₃. El estudio de la variación espacio-temporal de este elemento corroboró que existen diferencias significativas entre la época del año y entre localidades, siendo estas últimas únicamente respecto al control. Los valores de N cambiable son mayores en el periodo estival mientras que en invierno las concentraciones adquieren valores similares al control.

Introducción

El Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia da cobijo a un gran número de hábitats del anexo I de la Directiva 92/43/CEE, alguno de ellos prioritarios (p. ej., Dunas costeras fijas con vegetación herbácea, Brezales secos atlánticos costeros con *Erica vagans*, lagunas costeras...) y también a comunidades vegetales endémicas (*Calendulo-Parietarium judaicae*), raras o amenazadas (ver Guitián & Guitián, 1989, 1990, Mouriño et al., 2002; Fernández et al., 2011; Bernárdez et al., 2011). Por consiguiente, según establece la Ley 42/2007, para la conservación del patrimonio natural y la biodiversidad debe prestarse una gran atención a las variaciones espacio-temporales de nutrientes provocados por las colonias de gaviota patiamarilla ya que si se tiene en cuenta que los acantilados marinos son el hábitat de endemismos o especies singulares o de distribución restringida, la expansión de las poblaciones de aves marinas puede comprometer su conservación (Vidal et al., 1998; Ellis, 2005).

Uno de los factores más importantes a tener en cuenta en la variación del N es el suelo, ya que es el principal receptor de buena parte de las alteraciones que genera la colonia de gaviotas y en última instancia determina la biodisponibilidad de nutrientes para las plantas. Por consiguiente resulta básico conocer con detalle la dinámica de los principales elementos cuyas concentraciones se ven incrementadas como consecuencia de los aportes que las aves marinas generan durante el periodo reproductivo (excrementos, egagrópilas, cadáveres,...). Desde este punto de vista, el presente trabajo pretende avanzar en el conocimiento de la dinámica del nitrógeno en las colonias de la gaviota patiamarilla.

Material y métodos

El estudio se realizó en los acantilados de las Islas Cíes y Ons en el año 2011, concretamente en las ubicaciones señaladas en el mapa (Fig1).

La precipitación media de las Islas Cíes en el año de muestreo fue de 798mm, siendo superada por las Islas Ons con 890mm (Meteogalicia-Xunta de Galicia, 2012). Las precipitaciones más abundantes se recogen entre los meses de octubre y marzo (Carballeira et al 1982).

La geología de todas las zonas de muestreo está formada principalmente por granito de dos micas mientras que en Cabo Home también hay una parte de paragneis (IGME, 1981).

Para cuantificar el N en el suelo se recogieron muestras de suelo en todas las parcelas permanentes en los meses de marzo, agosto y diciembre del año 2011. La recogida se efectuó coincidiendo con la llegada de las gaviotas a las colonias (marzo), con el momento de máxima alteración (agosto) y tras las lluvias y meses sin la presencia de gaviotas (diciembre).

El análisis de nitrógeno cambiante se realizó midiendo el amonio y los nitratos mediante una destilación de vapor por arrastre (Mulvaney 1996). El N total se midió en un autoanalizador LECO CNS 1000.

Para comprobar las diferencias estadísticas entre localidades y épocas del año se realizó un análisis de varianzas de dos vías estableciendo como variable fija la localidad y el factor variable la estación, previa normalización de los datos. Posteriormente se realizó una ANOVA seguido del test Tukey.

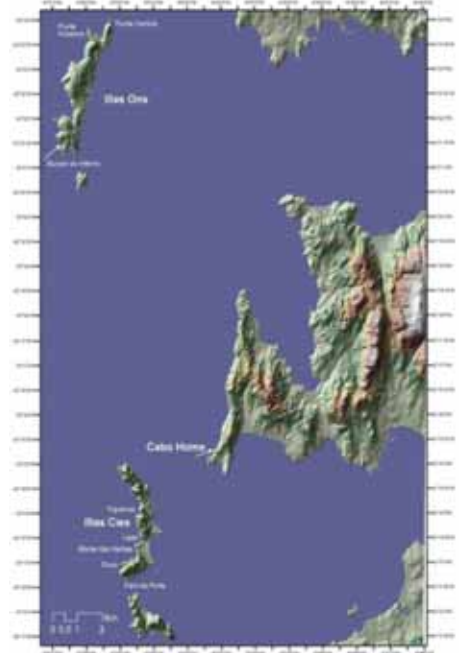


Figura 1: Localización de las zonas de estudio.

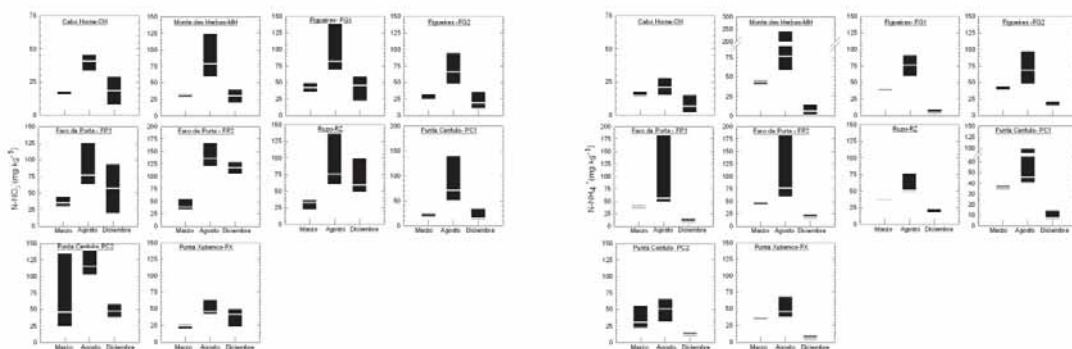
Resultados y discusión

La presencia continuada a lo largo de varios años de un gran número de gaviotas sobre un mismo espacio supone un aporte importante de guano y otros restos orgánicos al suelo (egagrópilas, cadáveres, etc.) modificando las características edáficas iniciales (Hogg & Morton, 1983; Gillham, 1953, 1956; Sobey, 1976, Sobey & Kenworthy, 1979; Bukacinski et al. 1994; García et al., 2002). Uno de los efectos más destacados es la eutrofización del suelo debido principalmente a la incorporación de N y P y en menor medida K. Nuestros resultados muestran un claro enriquecimiento de las dos formas de N estudiadas (amonio y nitratos cambiables) en todos los acantilados estudiados de las Islas Cíes y Ons respecto a la zona control (Fig. 2; Tabla 1). No obstante, las diferencias entre acantilados no son tan claras (Fig. 2; Tabla 1), de manera que por localidades las diferencias son fundamentalmente entre las colonias y la zona control, pero no entre colonias. De este modo no existe un efecto “memoria” en el suelo que permita separar antiguas colonias con alta densidad de gaviotas (p.ej. Punta Centulo, Figueiras...) de aquellas otras de baja densidad y de reciente colonización (Monte das Herbas). Por otra parte, cabe destacar las fuertes oscilaciones que se producen a nivel estacional, con una reducción notable de la concentración de N cambiante en invierno (época lluviosa), cayendo las concentraciones de nitrato y amonio a valores similares al control, y un aumento considerable en el mes de agosto (período posterior a la máxima actividad de las gaviotas). Fuertes variaciones estacionales también se encontraron en otros trabajos realizados en climas templado-húmedos (Rashid & Schaefer, 1988), en suelos gallegos (García & Macías, 1993) y en las colonias de otras especies de gaviotas (Sobey & Kenworthy, 1979).

El ácido úrico presente en los excrementos de las gaviotas puede experimentar diversas transformaciones que afectan a su movilidad y salida del sistema edáfico. Así, en un primer momento un porcentaje relativamente elevado (a veces superior al 60%) se puede perder durante los primeros días por volatilización en forma de NH₃. Este proceso se ve favorecido por la elevada temperatura del verano y requiere de condiciones alcalinas; por lo que cuando el excremento es depositado sobre el suelo la pérdida es menor que cuando ocurre sobre la roca (ver p.ej., Blackall et al., 2008). Por otra parte, la mineralización del nitrógeno orgánico supone su transformación en amonio el cual puede ser adsorbido a los coloides del suelo y de esta manera reducir su pérdida por lavado. Sin embargo, su transformación a nitrato favorece notablemente su lavado durante las intensas precipitaciones de otoño e invierno lo cual explica la notable disminución del N cambiante en el mes de diciembre. El incremento en primavera, previamente a la llegada de las gaviotas a los acantilados, puede estar relacionada con el incremento de la temperatura y la reactivación de la mineralización de la materia orgánica del suelo (Stevenson, 1985).

Tabla 1: Valores medios (±desviación típica) de las formas cambiables de N para todas las localidades y meses muestreados. A la derecha se representa el test ANOVA corroborando que hay diferencias estadísticas entre localidades y épocas del año. Las localidades se mencionan con las siglas CH para Cabo Home, MH para Monte das Herbas, FG para Figueiras, RZ para Ruzo, FP para Faro da Porta, PC para Punta Centulo y PX para Punta Xuvenco.

Meses	ZONAS DE ESTUDIO (acantilados rocosos)										ANOVA									
	CH	MH	FG1	FG2	RZ	FP1	FP2	PC1	PC2	PX	LOCALIDAD			ESTACION			INTERACCION			
	Z. control	Isla de Ons					Isla de Cux				g.l.	F	P	g.l.	F	P	g.l.	F	P	
Nov	Mi	35.0±6.6	42.5±3.9	40.3±3.9	39.7±4.5	34.8±3.8	39.2±3.9	44.6±3.1	35.9±2.3	39.7±22.4	30.2±9.6									
	Ag	41.2±4.9	136±11.5	86.7±26.7	67.3±21.6	56.3±21.2	107±80.9	142±73.1	44.8±7.8	48.9±22.1	31.5±21.6	9	2.986	0.03	2	46.810	<0.001	18	1.480	n.s.
	Dic	16.6±10.2	15.7±6.21	5.6±4.4	15.7±3.7	18.6±4.2	10.3±7.6	13.8±5.8	8.8±5.1	12.3±3.9	6.3±5.3									
Dic	Mi	13.8±2.1	30.2±4.0	41.7±11.3	28.3±7.8	27.8±9.3	38.8±10.7	43.3±18.1	20.4±5.0	78.9±23.0	21.2±4.9	9	10.047	<0.001	2	50.339	<0.001	18	2.224	0.006
	Ag	44.3±13.4	89.2±45.9	89.4±42.3	79.7±24.6	89.4±43.5	95.9±43.9	142±13.8	90.3±19.3	120±24.6	58.3±12.7									
	Dic	13.8±2.7	29.5±12.7	41.3±20.2	23.8±12.8	47.8±21.9	56.3±18.1	106±15.6	22.3±13.6	48.4±17.0	17.3±19.0									



Conclusiones

Los suelos de todos los acantilados estudiados se encuentran enriquecidos en N cambiante durante el periodo estival, pero en invierno las concentraciones se reducen a niveles propios de la zona control.

Bibliografía

- Bernárdez Villegas, J. G.; Blanco-Dios, J. B.; Mouriño Lourido, J.; Rigueiro Rodríguez, A. (2011). Flora y vegetación del Archipiélago de Cortegada (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). *Naturaleza y Parques Nacionales*.
- Blackall, T.D.; Wilson, L.J.; Bull, J.; Theobald, M. R.; Bacon, P.J.; Hamer, K.C.; Wanless, S.; Sutton, M.A. (2008). Temporal variation in atmospheric ammonia concentrations above seabird colonies. *Atmospheric Environment*, 42 (29). 6942 - 6950.
- Buckacinski, D.; Rutkowska, A.; y Bukacinska, M. (1994). The effect of nesting black-headed gulls (*Larus ridibundus* L.) on the soil and vegetation of a Vistula River island, Poland. *Ann. Bot. Fennici*, 31: 233-243
- Carballeira, A.; Devesa, C.; Retuerto, R.; Santillán, E.; Uceda, F. (1982). Bioclimatología de Galicia. Fundación Barrié de la Maza. A Coruña
- Fernández Alonso, J. I.; Blanco-Dios, J.B.; Bernárdez Villegas, J. G.; Rigueiro Rodríguez, A. (2011). Flora y vegetación de las Islas Cíes (Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia). *Naturaleza y Parques Nacionales*.
- García, A. & Macías, F. (1993). Variación anual de la mineralización del nitrógeno en sistemas forestales de Galiza. *Congreso Forestal Español V. I*:145-150
- García, L.V.; Marañón T.; Ojeda, F.; Clemente, L.; Redondo, R. (2002). Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos* 98: 75-86.
- Gillham, M. E. (1956). Ecology of the Pembrokeshire Island. V. Manuring by the colonial sea-birds and mammals, with a note on seed distribution by gulls. *J. Ecol.* 44:429-454
- Gillham, M.E. (1953). An ecological account of the vegetation of Grassholm Island, Pembrokeshire. *J. Ecol.* 41: 84-99.
- Gutián, J. & Gutián, P. (1989). La influencia de las colonias de aves marinas en la vegetación de los acantilados del noroeste ibérico. *Bol. Soc. Brot., Sér. 2*, 62: 77-86.
- Gutián, J. & Gutián, P. (1990). A paisaxe vexetal das illas Cíes. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Hogg, E. H. & Morton, J. K. (1983). The effect of nesting gulls on the vegetation and soil of islands in the Great Lakes. *Can J. Bot.*, 61:3240-3254.
- IGME., (1981) Cíes. Hoja 222 (1:50.000). Ministerio de Industria y Energía. Madrid
- Meteogalicia (2012). Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas - Xunta de Galicia Santiago de Compostela. A Coruña. Disponible en: <http://www2.meteogalicia.es/galego/observacion/estacions/> Consulta: Julio de 2012.
- Mouriño, J., Otero, X.L., Sierra Abrain, F., Alonso, P. (2002). Guía de las islas Cíes. Ayuntamiento de Vigo.
- Mulvaney, R.L. (1996). Nitrogen-Inorganic forms. In D.L. Sparks, et al., (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc. Madison, USA, pp.1123-1184.
- Rashid, G.H. & Schaefer, R. (1988). Seasonal variation on nitrogen mineralization and mineral nitrogen accumulation in two temperature forest soils. *Pedobiologia* 31:381-390.
- Sobey, D. G. (1976). The effect of herring gulls on the vegetation of isle of Mae. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh*, 42: 469-485.
- Sobey, G. G.; Kenworthy, J. B. (1979). The relationship between herring gulls and the vegetation of their breeding colonies. *Journal of Ecology* 67: 469-496.
- Vidal, E.; Medail, F.; Taton, T. (1998). Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity and Conservation* 7: 1013-1026.

Efecto de las colonias de gaviota patiamarilla sobre la dinámica del N en la rizosfera de *Armeria pubigera* en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas

A. González, S. de La Peña , X. L. Otero

Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; *xl.otero@usc.es

Resumen

Existen evidencias claras de que la presión ejercida por la colonia de gaviotas patiamarilla repercute en la biodiversidad vegetal de los acantilados del Parque Nacional de las Islas Atlánticas. En este sentido se observó que algunas especies como *Armeria pubigera* están sufriendo un retroceso en su cobertura. Atendiendo a esta problemática este trabajo pretende determinar la concentración de las formas de nitrógeno en la rizosfera de *Armeria pubigera* para intentar establecer alguna relación con la presencia de la gaviota patiamarilla. Para ello se muestrearon poblaciones de *A. pubigera* con distinta densidad de gaviotas y los resultados se comparan con las parcelas dominadas por esta especie. En general los resultados muestran unos valores similares para el suelo rizosférico y no rizosférico, siendo el aspecto de mayor interés de nuestros resultados la relación clara entre la concentración de N rizosférico y la densidad de gaviotas.

Introducción

El Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (P.N.M.T.I.A) según establece la Ley 42/2007 debe ser considerado como un área natural cuya conservación merece una especial atención, ya que posee unos valores ecológicos, estéticos, educativos y científicos únicos. Además, también es la ubicación de cría de gaviota patiamarilla más numerosa del mundo (Domínguez Conde et al., 2003; Otero & Pérez-Alberti, 2009). El impacto generado por más de las 30000 parejas que anidan anualmente en el P.N.M.T.I.A amenaza con producir cambios importantes en las características edáficas y consecuentemente en la vegetación de la zona. Esto es debido a que las nuevas especies vegetales se ven favorecidas por el aporte de nutrientes incorporados al suelo a través de los excrementos. Un ejemplo es la comunidad vegetal de *Cochleario-Matricarietum maritimae* (Fig. 1) representada por la manzanilla marina (*Matricaria maritima*) y *Cochlearia dánica*, y caracterizadas por desarrollarse en grietas y hendiduras nitrificadas por los aportes de aves marinas (Gutián & Gutián, 1990). En este sentido cabe destacar que ya en el año 1981 se citan cambios significativos en la cobertura vegetal en la parte norte de la Isla de Monteagudo (Barcena et al., 1987).

Basándose en estudios anteriores, donde se afirma la desaparición de las praderas de *Armeria pubigera* (endémica del noroeste peninsular) por efecto eutrofizante de las gaviotas (Mouriño, 2000), este trabajo pretende

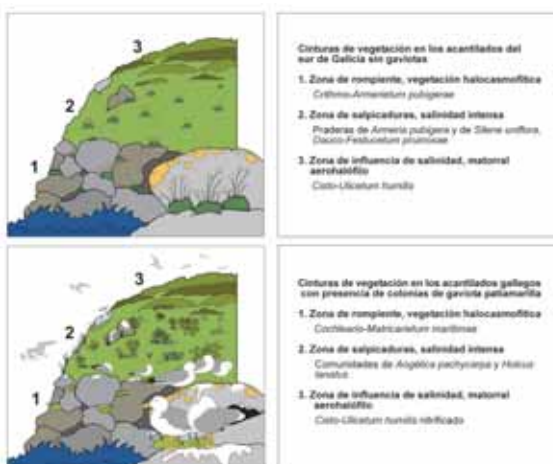


Figura 1: Comunidades vegetales características de acantilados. Imagen superior en ausencia de gaviotas e inferior en presencia.

estudiar las variaciones de nitrógeno en las parcelas, bulk, y rizosfera de *Armeria pubigera* para así intentar establecer alguna relación con la presencia de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*).

Material y métodos

El estudio fue realizado en los acantilados de las Islas Cíes, Ons y Cabo Home (zona control, sin gaviotas) en el año 2011. Se muestrearon poblaciones de *Armeria* con distinto grado de presencia de gaviotas (Tabla 1) y los resultados se comparan con las parcelas dominadas por ésta especie. Para el estudio se recogieron 6 muestras de suelo de parcelas, 4 de bulk y 4 de rizosfera de *Armeria pubigera*. Se analizó el nitrógeno cambiante (amonio y nitratos) tanto en bulk, rizosfera y parcelas mediante una destilación de vapor por arrastre (Mulvaney 1996). Para el análisis estadístico se utilizó un ANOVA seguido de un test de Tukey, siendo ambas pruebas realizadas mediante el programa SigmaStat 3.5.

Tabla 1: Abundancia de la gaviota patiamarilla en las localidades seleccionadas para hacer el estudio de las formas de N en la rizosfera de *Armeria pubigera*.

Localidad	Presencia de gaviotas
Cabo Home	Nula
Islands Cíes	
Lagoa dos Nenos	Nula o muy reducida
Faro da Porta	Media-alta. Colonia de gaviotas en declive.
Isla de Ons	
Buraco do Inferno	Nula o muy reducida
Punta Centulo	Alta. Colonia de gaviotas estable.

Resultados y discusión

Los suelos de los acantilados se caracterizan por su escasa profundidad (20-25cm) y débil estructura. La variación estacional del pH, considerando conjuntamente rizosfera, bulk y parcelas, osciló entre 5.5-6.5, no encontrándose diferencias significativas entre ellas, exceptuando la rizosfera de la población de Buraco do inferno del mes de diciembre, con valores extremadamente bajos (pH: 4.5±0.19) (Fig. 2).

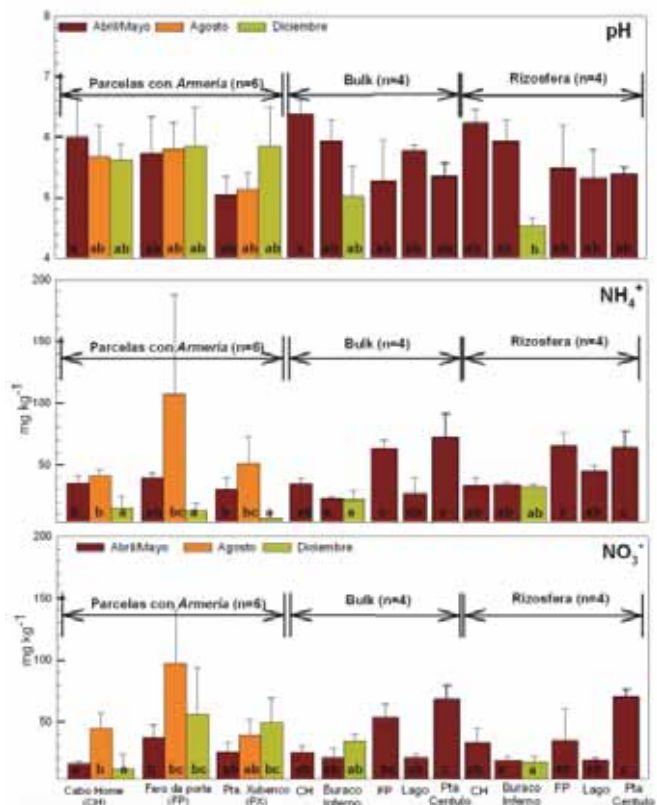
Los valores medios de N-NH_4^+ para la rizosfera de *A. pubigera* oscilaron entre 33.1±6.7 mg N-NH_4^+ kg^{-1} (Burato do Inferno - diciembre) y 64.3±12.0 mg N-NH_4^+ kg^{-1} (Punta Centulo-septiembre). Fueron también elevadas las concentraciones obtenidas en la rizosfera de la población de Faro da Porta. Ambas poblaciones (Faro da Porta e Punta Centulo) mostraron diferencias significativas con las restantes (Fig. 2). El suelo no rizosférico mostró valores similares a los de la rizosfera y un mismo patrón estacional, correspondiendo la concentración más elevada a Punta Centulo (72.2±18.0 mg N-NH_4^+ kg^{-1}) (Fig. 2). Las concentraciones obtenidas para los suelos de las parcelas sobre las que se asienta las praderas de *Armeria* fueron similares entre ellas, excepto para la parcela de Faro da Porta en donde se obtuvieron las máximas concentraciones (107±3.90 mg N-NH_4^+ kg^{-1}) y que se diferenció significativamente de las concentraciones más bajas obtenidas en el mes de diciembre en los suelos de Cabo Home (12.6±5.04 mg N-NH_4^+ kg^{-1}) y la Parcela de Punta Xubenco (7.74±3.70 mg N-NH_4^+ kg^{-1}) (Fig. 2).

El N-NO_3 presentó una situación similar a la descrita para el amonio. Los valores fueron similares tanto para los suelos de las parcelas, bulk y rizosfera; exceptuando la parcela en la población de Faro da Porta y la rizosfera y bulk de la población de Punta Centulo (ver Fig. 2). En general nuestros resultados muestran un comportamiento similar del suelo no rizosférico y

de la rizosfera, pudiéndose deber a la dificultad de aislar la muestra de suelo de bulk, debido al entramado que forman las raíces de otras especies allí presentes. Por otra parte, sí parecen existir diferencias entre la rizosfera y los suelos de las parcelas próximas. Los valores más elevados de estas últimas se pueden explicar por el hecho de que en la parcela se toman muestras superficiales que recogen el efecto inmediato de la deposición de los excrementos generados por las gaviotas; mientras que la rizosfera corresponde a una muestra más profunda y por tanto no afectada directamente por las deposiciones de las gaviotas. Adicionalmente la asimilación de N por la planta también puede contribuir a incrementar estas diferencias (Corti et al., 2005).

El aspecto de mayor interés que parece reflejar nuestros resultados es la relación positiva entre la concentración del N rizosférico a la densidad de gaviotas. Como se comentó anteriormente la población de Punta Centulo y Faro da Porta mostraron concentraciones de N más elevadas en la rizosfera (Fig. 2) que coincide con las zonas de mayor presencia de gaviotas (Tabla 1). Cabe destacar que aunque la población de Armeria de Faro da Porta procede de la zona rocosa (sin suelo), existe un incremento de N que puede estar favorecido por tratarse de zonas utilizadas como posaderos en donde suele concentrarse una mayor deposición de excrementos. Finalmente, un estudio más detallado de los isótopos estables de N y C puede contribuir a determinar con mayor precisión el efecto de las gaviotas sobre las praderas de Armeria.

Figura 2: Representación gráfica de los valores de pH, amonio e nitratos en las muestras de bulk, rizosfera y parcelas de *Armeria pubigera*. Se representan las diferencias entre épocas del año con diferentes colores. Las letras diferentes entre barras significan que existen diferencias significativas.



Bibliografía

- Barcena, F.; de Souza, J. E.; Fernández de la Cigoña, E.; Domínguez, J. (1987). Las colonias de aves marinas de la costa occidental de Galicia. Características, censo y evolución de sus poblaciones. *Ecología* 1:197-209.
- Corti, G.; Agnelli, A.; Cuniglio, R.; Sanjurjo, M. F.; Cocco, S. (2005). Ch. 3, Characteristics of rhizosphere soil from natural and agricultural environments. In: *Biogeochemistry of trace elements in the rhizosphere*. Huang, P. M. & Gobran, G. R. (Eds), Elsevier, 57-128.
- Domínguez Conde, J.; Tapia, L. e.; Martín, G.; Arenas, M.; Quintero, I.; Rego, L. E.; Vidal, M. J. (2003). Atlas de las aves nidificantes de los archipiélagos de Cíes y Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas). Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid, 196 pp.
- Guitián, J. & Guitián, P. (1990). A paisaxe vexetal das illas Cíes. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela
- Mouriño, J., Otero, X.L., Sierra Abraín, F., Alonso, P. (2002). Guía de las islas Cíes. Ayuntamiento de Vigo
- Mulvaney, R.L. (1996). Nitrogen-Inorganic forms. In D.L. Sparks, et al., (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc. Madison. USA, pp.1123-1184.
- Otero, X.L. & Pérez Alberti, A. (2009). Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Ed. Lunwerg

Dinámica del N en humedales con diferente grado de eutrofización: papel de *Phragmites australis* en el balance NO_3^- retirado del agua - N_2O emitido a la atmósfera

M. C. Tercero^{1*}, J. Álvarez-Rogel¹, M. I. Arce², H. Conesa¹, R. Gea¹, M.J. Delgado³, M.N. González-Alcaraz^{4**}

¹ Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Área de Edafología y Química Agrícola. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica-Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48, Cartagena, 30203 Murcia, España. * carmen.tercero@upct.es

² Departamento de Hidrología y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100-Espinardo, Murcia..

³ Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100-Espinardo, Murcia.

⁴ Department of Ecological Science Faculty of Earth and Life Sciences VU University, De Boelelaan 1085 1081, HV Amsterdam, The Netherlands. ** m.n.gonzalezalcaraz@vu.nl

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar en qué medida humedales afectados por aguas con diferente grado de eutrofización actúan como depuradores de altas concentraciones de NO_3^- y productores de N_2O y si la presencia de plantas puede afectar a estos aspectos. El estudio se realizó en mesocosmos (50x50x100 cm) preparados con suelo y plantas de *Phragmites australis*, que se sometieron a seis períodos de inundación (3-4 semanas) - desecación (3-4 semanas) durante unos 12 meses con dos aguas de composición distinta: una con alta carga de nutrientes (200 mg L⁻¹ NO_3^-) y otra con baja carga (20 mg L⁻¹ de NO_3^-). Los tratamientos fueron: sin planta+baja carga de nutrientes; sin planta+alta carga de nutrientes; con planta+baja carga de nutrientes; con planta+alta carga de nutrientes. Se midieron regularmente Eh y pH y NO_3^- y NH_4^+ en el agua de poro así como el N_2O emitido a la atmósfera. Todos los tratamientos fueron muy efectivos en la retirada de NO_3^- , pero esto llevó acarreada la emisión de elevadas cantidades de N_2O a la atmósfera. El papel de *Phragmites* pareció ser poco relevante en cuanto a la emisión de N_2O durante las fases de inundación, pero la planta pareció contribuir a reducir dichas emisiones durante los secados al retirar NO_3^- de la solución y disminuir la cantidad de éste disponible para su transformación en gas. Por tanto, la presencia de planta en los suelos de los humedales puede contribuir a que se emita menos cantidad de N_2O a la atmósfera, y por tanto a reducir las emisiones de un gas de efecto invernadero.

Introducción

Los humedales son sistemas altamente efectivos en la depuración de aguas con elevadas concentraciones de NO_3^- gracias al proceso de desnitrificación (González-Alcaraz, 2012; González-Alcaraz et al., 2013). Conocer la relación entre la cantidad de NO_3^- retirado de un agua eutrofizada y el N_2O emitido durante la desnitrificación ayuda a valorar el balance entre algunos aspectos positivos (depuración de aguas eutrofizadas) y negativos (emisión de gases efecto invernadero) de los humedales.

Los objetivos de este trabajo fueron: 1.- Determinar en qué medida la presencia o no de planta, la presencia de agua con alta carga de nutrientes y los períodos de inundación-desecación influyen en la capacidad de los humedales para actuar como depuradores de altas concentraciones de nitratos, es decir, como filtros verdes. 2.- Determinar en qué medida el desprendimiento de N_2O está influenciado por la presencia de agua con alta carga de

nutrientes y si esto está relacionado con la presencia o no de planta y con los ciclos de inundación-deseccación.

Material y métodos

Se fabricaron 12 mesocosmos de metacrilato de 100x50x50 cm que se rellenaron hasta ≈ 15 cm con arena de playa (de pH $\approx 8,8$ y CE 1:5 $\approx 0,09$ dS m^{-1}) y sobre ésta ≈ 25 cm de suelo de textura limosa (de pH $\approx 8,0$ y CE 1:5 ≈ 2 dS m^{-1}). De esa forma se simuló un horizonte C arenoso y encima un horizonte A de textura fina. En los tratamientos con *Phragmites* se colocaron plantas de dicha especie. Los mesocosmos se recubrieron con un plástico negro para simular la oscuridad del perfil del suelo. El experimento consistió en someter a los mesocosmos a periodos de inundación-deseccación con 2 aguas de diferente carga de nutrientes y similar salinidad a lo largo de unos 12 meses (6 periodos completos de inundación-deseccación). La composición del agua con alta carga de nutrientes fue: $NO_3^- \sim 200$ mg L^{-1} , $PO_4^{3-} \sim 10$ mg L^{-1} , carbono orgánico disuelto (COD) ~ 100 mg L^{-1} , $Cl^- \sim 2500$ mg L^{-1} , $SO_4^{2-} \sim 1000$ mg L^{-1} , $Ca^{2+} \sim 300$ mg L^{-1} , $K^+ \sim 100$ mg L^{-1} y $Na^+ \sim 1500$ mg L^{-1} . La composición del agua con baja carga de nutrientes fue, en cuanto a NO_3^- , PO_4^{3-} y COD unas diez veces menor que la anterior y en cuanto a sales, similar al agua con alta carga de nutrientes.

Se midió regularmente el pH, Eh, T^a y los contenidos de NO_3^- y NH_4^+ en el agua de poro y los drenajes. Además, se recogieron muestras de los gases emanados para la medida del N_2O .

Resultados y discusión

Las Figuras 1 y 2 muestran una síntesis de algunos resultados obtenidos durante dos de los ciclos de inundación-deseccación (semanas 1 a 29 del experimento). El sistema Eh/pH estuvo influenciado por los cambios en el estado de saturación del suelo y por la presencia-ausencia de planta, pero no por la carga de nutrientes del agua, y dicha respuesta se manifestó de manera diferente para cada una de las dos profundidades estudiadas. En el horizonte A, *Phragmites* tuvo un efecto acidificante, atribuible a un mayor intercambio de CO_2 que, al combinarse con el H_2O , debió formar HCO_3^- , a la secreción de ácidos orgánicos y a la mayor actividad microbiana (Dakora y Phillips, 2002; Hinsinger et al., 2003; Gounou et al., 2010). En el horizonte C, sin embargo, tuvo un efecto tamponador elevando el pH, atribuible a que favoreció la aireación del suelo y su desecación, disminuyendo la presión de CO_2 . La evolución del Eh indicó que la actividad microbiana fue mayor en los horizontes A en los que dicho parámetro descendió por debajo de 0 mV durante los periodos de inundación independientemente de la presencia de plantas. *Phragmites* moduló los cambios de Eh en los horizontes C, favoreciendo la aireación y entrada de O_2 en profundidad, lo que favoreció que el Eh se mantuviera alrededor de +400 mV excepto en verano (con T^a máxima en el suelo $\approx 30^\circ C$), cuando se alcanzaron valores de Eh cercanos a los -200 mV.

Las mayores tasas de desnitrificación y emisión de N_2O se produjeron al inicio de las inundaciones. Hacia la mitad y el final de las inundaciones se produjo una acumulación de NH_4^+ , debido a la inhibición de la nitrificación a bajos valores de Eh. Durante las fases de secado se produjo una fuerte nitrificación, atribuible, al menos en parte, a la transformación del NH_4^+ (formado en la fase de inundación anterior) en NO_3^- .

Aunque los mayores desprendimientos de N_2O se produjeron durante las fases de inundación, también hubo emisiones durante los secados, atribuibles a que parte del N_2O producido pudo quedar atrapado en los poros saturados y, quizás también, a que pudo haber desnitrificación de parte del NO_3^- generado a partir del NH_4^+ acumulado, ya que los valores de Eh permanecieron lo suficientemente bajos. Durante las fases de inundación *Phragmites* jugó un papel secundario en la retirada de NO_3^- del agua, pero durante las fases de secado debió

contribuir activamente, ya que los tratamientos con planta presentaron menores concentraciones de éste que los tratamientos sin planta.

Para todos los tratamientos ensayados los porcentajes de reducción de NO_3^- fueron elevados (>70%). No obstante, los tratamientos con alta carga de nutrientes (con y sin planta), fueron más efectivos en cuanto a la eliminación de los NO_3^- adicionados al sistema, mostrando reducciones próximas al 100%. Este resultado se explica debido a que las concentraciones en los drenajes de todos los tratamientos fueron similares ($\approx 3\text{-}6 \text{ mg L}^{-1}$), pero las iniciales fueron diez veces más altas en los tratamientos con alta carga de nutrientes. Por tanto, la relación NO_3^- que entra/ NO_3^- que sale, será siempre más baja en los tratamientos con menor entrada de nitratos. La emisión de N_2O fue menor en los tratamientos con *Phragmites* atribuible al efecto de la planta para retirar NO_3^- durante las fases de secado. Por tanto, la presencia de vegetación puede tener un efecto positivo para contribuir a paliar el efecto invernadero al reducir las emisiones de óxido nitroso a la atmósfera.

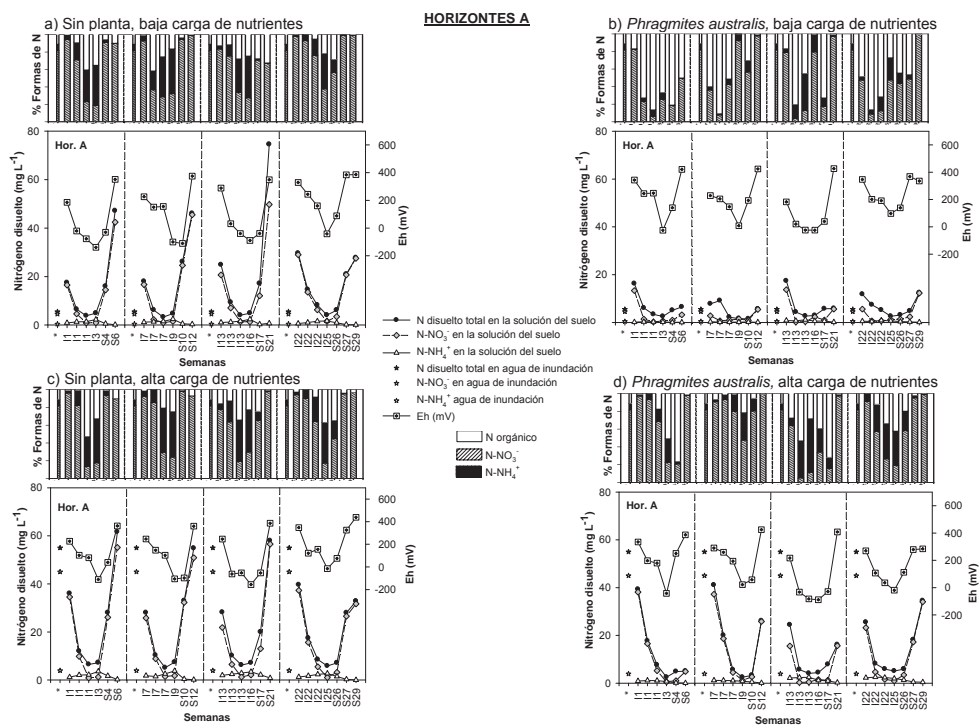


Figura 1. Relación entre Eh (mV) y las formas de nitrógeno (N) en los horizontes A de los diferentes tratamientos ensayados entre las semanas 1 y 29 del experimento. Encima de cada una de estas gráficas, se ha incorporado un gráfico de barras con los porcentajes de las formas de N para cada tratamiento. En el eje X aparecen las semanas de experimento. Se designa con I las semanas de inundación y con S las de secado, y con un número después de la letra se indica la semana del experimento (por ejemplo, S17 designa a la semana 17 que correspondió a una semana de secado). El símbolo * designa el momento en que se inundaron los mesocosmos, al inicio de cada ciclo.

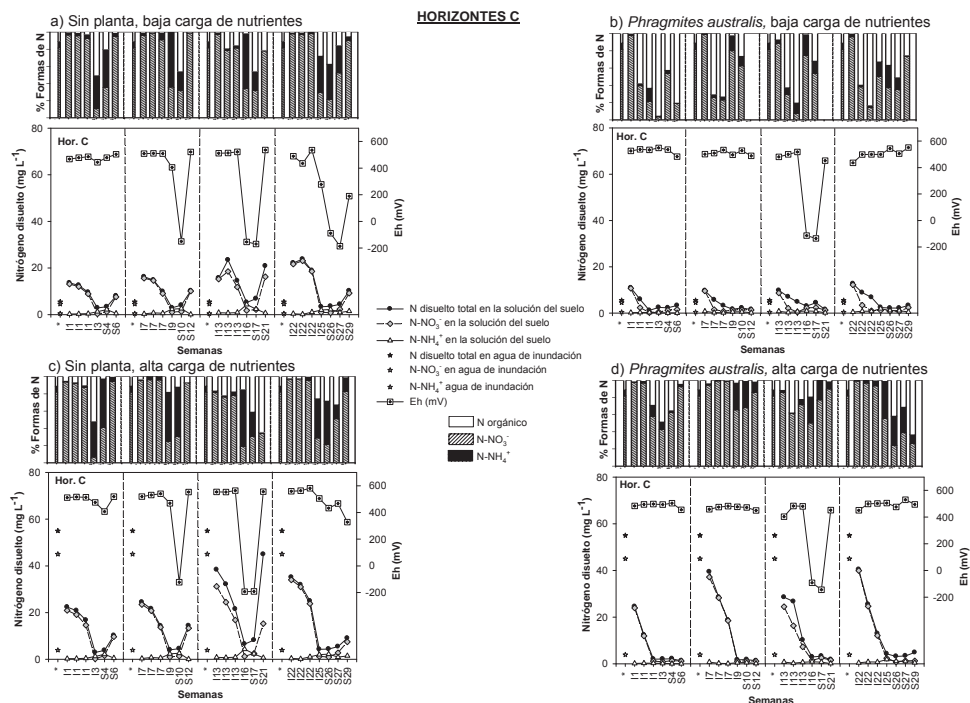


Figura 2. Relación entre Eh (mV) y las formas de nitrógeno (N) en los horizontes C de los diferentes tratamientos ensayados entre las semanas 1 y 29 del experimento. Encima de cada una de estas gráficas, se ha incorporado un gráfico de barras con los porcentajes de las formas de N para cada tratamiento. En el eje X aparecen las semanas de experimento. Se designa con I las semanas de inundación y con S las de secado, y con un número después de la letra se indica la semana del experimento (por ejemplo, S17 designa a la semana 17 que correspondió a una semana de secado). El símbolo * designa el momento en que se inundaron los mesocosmos, al inicio de cada ciclo.

Bibliografía

- Dakora FD, Phillips DA. 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant Soil* 245, 35-47.
- González-Alcaraz MN, Conesa HM, Álvarez-Rogel J. 2013. Nitrate removal from eutrophic wetlands polluted by metal-mine wastes: Effects of liming and plant growth. *Journal of Environmental Management* 12 8, 964-972.
- González-Alcaraz MN. 2012. Dynamics of nitrogen, phosphorus and metals in eutrophic wetlands affected by mine wastes. Effects of liming on plant growth and metals mobility. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Gounou C, Bousserhine N, Varrault G, Mouchel JM. 2010. Influence of the iron-reducing bacteria on the release of heavy metals in anaerobic river sediment. *Water Air Soil Pollut.* 212, 123-139.
- Hinsinger P, Plassard C, Tang C, Jaillard B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. *Plant Soil* 24, 43-59.

Extracción de sales solubles en suelos de la cuenca de Ríoverde-Matehuala, San Luis Potosí, México

D.V. Carrera^{1*}, H.M. Ortega², J. Ramírez², T. Crisanto³, E. Mayorga⁴

¹Departamento de Ciencias de la Tierra y la Construcción, Grupo de Investigación en Contaminación Ambiental (GICA), Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Ecuador; *dvcarrera@espe.edu.ec

²Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, km 36.5 carretera México-Texcoco, Edo. de México, México

³Facultad de Ingeniería Mecánica, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

⁴Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Central del Ecuador

Resumen

La zona agrícola de la cuenca de Ríoverde-Matehuala tiene sales que se depositaron hace millones de años por su pasado geológico marino y volcánico. Las sales que se encuentran en sus formaciones pueden pasar de la fase sólida a la líquida de los suelos por malas prácticas de riego y la incorporación de aguas residuales a la agricultura. El objetivo de éste trabajo fue conocer el curso de extracción de las sales solubles en función de las relaciones suelo/agua y determinar su porcentaje de remoción máximo. Se realizaron nueve perfiles de suelo hasta los 30 cm, se tomaron muestras cada 10 cm y se obtuvieron los siguientes extractos acuosos: 1:0.2≈0.6 (PS), 1:5, 1:10 y 1:25. En todos los extractos se determinaron residuo seco evaporado. Los suelos de la cuenca de Ríoverde-Matehuala tienen gran cantidad de reservas de sales solubles que pueden llegar al 7% si no se riega los campos agrícolas de una manera adecuada. Un exceso de sales daña la estructura física y química del suelo y limita el rendimiento de los cultivos.

Introducción

El curso de extracción de las sales solubles en función de las relaciones suelo/agua de los suelos de la cuenca evaporítica de Ríoverde-Matehuala están relacionadas directamente con el pasado geológico del lugar y la irrigación con aguas urbano-industriales. Cuando se riega los campos agrícolas, las sales depositadas hace millones de años se intercambian de la fase sólida a la fase líquida del suelo. Las aguas urbano-industriales incorporan a los suelos sales del tipo sódicas (Carrera et al., 2011). El sistema hidrográfico de Santa María-Río Verde se encuentra situado en la plataforma Valle-San Luis y en la Sierra Madre Oriental, cuya salinidad primaria se explica por las diferentes transformaciones sufridas a lo largo de su historia geológica. Su formación se inició en el periodo Paleozoico Superior, pasando por el Mesozoico, Triásico, Jurásico, Oxfordiano, Cretácico, Paleoceno, Terciario finalizando en el Cuaternario. En éstas eras la región experimentó varios cambios y formaciones, así: inundaciones, formaciones de rocas arenisca y lutita, depósitos sedimentarios continentales y marítimos (Nieto et al., 2005), formaciones de lagunas internas, rocas calcáreas, calizas, limolita calcárea, calizas arcillosas, evaporitas, lutitas calcáreas y gran actividad volcánica, lo que explica la alta salinidad además de ser una región semiárida con precipitaciones promedio al año de 500 mm. El objetivo del presente trabajo fue conocer el curso de extracción de las sales solubles en función de las relaciones suelo/agua de los suelos de la cuenca evaporítica de Río Verde-Matehuala y determinar su porcentaje de remoción máximo.

Materiales y métodos

El territorio que comprende el área de estudio está conformado por el estado de San Luis Potosí en los municipios de San Ciro de Acosta, Río Verde, Ciudad Fernández, Ciudad del Maíz y Matehuala (Figura 1). La Figura 1 se realizó con un software Arc Gis utilizando shapes del Instituto Nacional de Estadística de Geografía de México (INEGI). La recolección

de las muestras de suelo se realizó siguiendo el método de zigzag en los campos agrícolas (NOM-021-RECNAT-2000). Se realizaron nueve perfiles. Las profundidades de los perfiles edafológicos fueron hasta los 30 cm tomando muestras cada 10 cm. En cada muestra se obtuvieron extractos acuosos en las siguientes relaciones suelo/agua: 1:0.2≈0.6 (PS, extracto de saturación) 1:5, 1:10 y 1:25. En todos los extractos acuosos se determinaron residuo seco evaporado siguiendo la metodología que propone Richards (1959).



Figura 1. Mapa de ubicación en donde se tomaron las muestras de suelo

Resultados y discusión

Las sales solubles en los suelos pueden ser determinadas o estimadas a partir de los extractos acuosos de muestras de suelo. Cuando el objetivo es monitorear la salinidad en los suelos de mediana y altamente salinos se utilizan los extractos acuosos de relaciones suelo/agua 1:0.2≈0.6, 1:1, 1:2, 1:5, 1:10 y 1:n, la elección de una de estas relaciones depende de los tipos de suelos salinos. Se tiene que considerar que las sales más solubles son removidas casi por completo de los suelos, las sales de mediana solubilidad pasan de manera incompleta a los extractos y las sales poco solubles pasan al extracto acuoso en cantidades mínimas (Sánchez, 1994). El paso de las sales a los extractos acuosos depende de las relaciones suelo-agua y del tipo de salinidad, varios trabajos realizados en el área de salinidad del Colegio de Postgraduados lo han demostrado (Huez, 1985; López, 1988), lo cual se aprecia en la Figura 2.

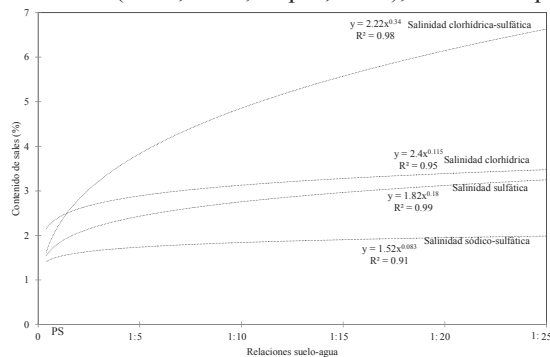


Figura 2. Curso de extracción de sales solubles en función de la relación suelo/agua

La extracción de las sales solubles de la cuenca evaporítica de Ríoverde-Matehuala que se obtuvieron en éste estudio se indican en la Figura 3.

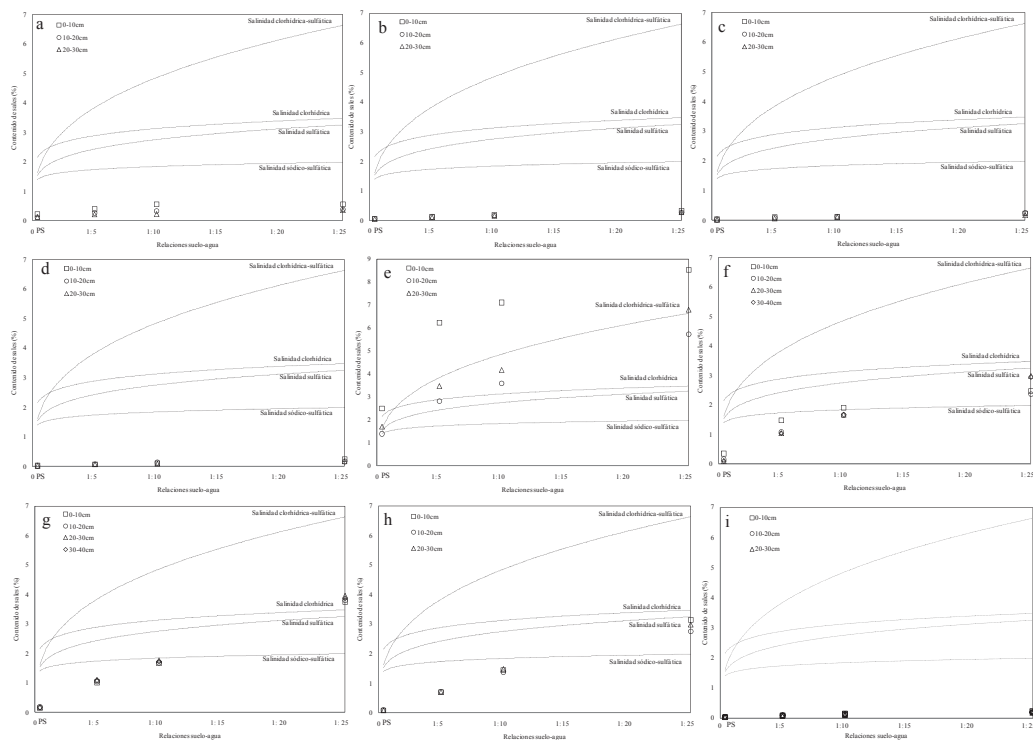


Figura 3. Curso de extracción de sales solubles en función de las relaciones suelo/agua de los suelos de la cuenca de Ríoverde-Matehuala. (a) perfil 1, (b) perfil 2, (c) perfil 3, (d) perfil 4, (e) perfil 5, (f) perfil 6, (g) perfil 7, (h) perfil 8, (i) perfil 9.

De acuerdo a la Figura 3 los perfiles 1, 2, 3, 4 y 9 presentan bajos contenidos de sales y no llega a los límites de la salinidad sódico-sulfática. El perfil 5 de 0-10 cm tiene salinidad clorhídrica-sulfática, y de 10-30 cm es clorhídrica. Los perfiles 6, 7 y 8 llegan a los límites de salinidad sódico sulfática y se extrae más sales en las capas superficiales, es decir, los primeros 20 cm de todos los perfiles de suelo extrajeron más sales en todas las relaciones suelo/agua, esto se debe a los procesos de evapotranspiración. En el Cuadro 1 se indica las ecuaciones de extracción de sales solubles en función de las relaciones suelo/agua de la cuenca de Ríoverde-Matehuala. Las ecuaciones de extracción de sales son instrumento importante para determinar el contenido de sales en función del volumen empleado en los extractos, además, se observa que todos los perfiles extrajeron más sales por el aumento de la relación suelo/agua, lo cual es un problema para los suelos y cultivos y tiene que ser considerado al momento de diseñar proyectos de riego. La explicación teórica de lo expuesto es que a bajas concentraciones, el proceso que origina las diferencias en la extracción son las reacciones de equilibrio y tienen poca influencia sobre el total de sales, por lo tanto, el agua disuelve mayor cantidad aún cuando los valores no sean significativos. En el caso de altas concentraciones el proceso relevante es la solubilización, así, al aumentar la cantidad de agua en contacto con el suelo, como son las relaciones 1:5, 1:10 y 1:25, y comparado con el PS, se tiene una mayor extracción de sales.

Cuadro 1. Ecuaciones de extracción de sales en los nueve perfiles de suelo de la cuenca de Ríoverde-Matehuala.

Perfil	Prof. cm	Ecuación de extracción	R ²	Perfil	Ecuación de extracción	R ²	Perfil	Ecuación de extracción	R ²
1	0-10	$y = 0.2879x^{0.2309}$	0.98	2	$y = 0.888x^{0.3565}$	0.98	3	$y = 0.0337x^{0.5673}$	0.99
	10-20	$y = 0.1613x^{0.2885}$	0.99		$y = 0.0795x^{0.359}$	0.98		$y = 0.033x^{0.5888}$	0.99
	20-30	$y = 0.2879x^{0.2309}$	0.98		$y = 0.0672x^{0.4009}$	0.98		$y = 0.0184x^{0.6814}$	0.99
4	0-10	$y = 0.0301x^{0.5727}$	0.98	5	$y = 3.4424x^{0.3058}$	0.98	6	$y = 0.5968x^{0.4806}$	0.98
	10-20	$y = 0.0314x^{0.5219}$	0.98		$y = 1.7948x^{0.3291}$	0.98		$y = 0.3194x^{0.6725}$	0.99
	20-30	$y = 0.0311x^{0.5044}$	0.98		$y = 2.1959x^{0.318}$	0.98		$y = 0.247x^{0.8124}$	0.99
7	0-10	$y = 0.2847x^{0.7876}$	1.0	8	$y = 0.1782x^{0.8903}$	1.0	9	$y = 0.0456x^{0.4936}$	1.0
	10-20	$y = 0.03391x^{0.7253}$	1.0		$y = 0.2071x^{0.8047}$	1.0		$y = 0.0538x^{0.5669}$	0.99
	20-30	$y = 0.3451x^{0.7375}$	1.0		$y = 0.1941x^{0.85.1}$	1.0		$y = 0.0512x^{0.3422}$	0.98

Todas las curvas de extracción de sales solubles tendieron a ser asintóticas, lo cual es de esperarse, por consiguiente, las diferentes relaciones suelo/agua y sus contenidos de sales están ajustadas perfectamente a la ecuación de extracción calculada para cada caso, es decir, la ecuación explica los cambios de la variable dependiente porque R² en la mayoría de perfiles se aproxima a 1, es una correlación perfecta.

Las ecuaciones de extracción de sales solubles se las puede emplear también para monitorear la dinámica de los procesos salinos, estudiar el régimen de sustancias nutritivas, determinar la presencia en el suelo de compuestos nocivos para las plantas y mejorar los suelos a través de la lixiviación de sales. Sobre todo cuando se realizan lavados de suelos salinos es necesario tener en cuenta como están pasando a solución las sales.

Conclusiones

Los suelos de la cuenca de Ríoverde-Matehuala tienen gran cantidad de reservas de sales solubles que puede llegar al 7% si no se riega los campos agrícolas de una manera adecuada. Las ecuaciones de extracción en éste estudio tuvieron una correlación perfecta y es una herramienta válida para predecir qué porcentaje de sales pasan de la fase sólida a la fase líquida del suelo por aumento de la relación suelo/agua.

Bibliografía

- Carrera D, Ortega H, Ramírez J, Ramírez C, Trejo C, Becerril C. 2011. Boro, fosfatos e índices de salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac, México. *Tecnología y Ciencias del Agua* Vol. II(2):5-21.
- Huez LMA. 1985. Caracterización de algunas propiedades físico-químicas de los suelos y espesores subyacentes del predio "Montecillos". Colegio de Postgraduados. Tesis de Maestría en Ciencias, especialista en Hidrociencias. p. 245.
- López AGJ. 1988. El proceso de lavado de un suelo salino sulfático-clorhídrico del área de influencia del ingenio azucarero de Calipan, estado de Puebla. Tesis de Maestría en Ciencias, especialista en Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, Texcoco, Edo. de México. p. 209.
- Nieto F, Alaniz S, Camprubi A. 2005. La Mesa Central de México: estratigrafía, estructura y evolución tectónica cenozoica. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* LVII(3): 285-318.
- NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. p. 85
- Richards LA (Editor). 1959. Suelos Salinos y Sódicos. Personal del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América. Manual de Agricultura No. 60. p. 172.
- Sánchez E. 1994. El proceso de lixiviación de sales en suelos de salinidad sulfática de la cuenca evaporítica de Río Verde-Matehuala, S.L.P. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, estado de México, México. p. 276

Influencia del material de partida en las fracciones de aluminio presentes en suelos bajo *Pinus pinaster* en Galicia

C. Eimil Fraga¹, R. Rodríguez Soalleiro¹, M.J. Fernández Sanjurjo², E. Alvarez^{2*}

¹Dpto. Producción Vegetal, E.P.S. de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela, España

²Dpto. Edafología y Química Agrícola, E.P.S. de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela, España

*(esperanza.alvarez@usc.es)

Resumen

Se determinaron distintos parámetros químicos, como el Al en disolución y distintas formas de Al en la fase sólida, en suelos forestales con *Pinus pinaster* desarrollados sobre diferentes materiales de partida: esquistos biotíticos (EB), pizarras (P), micaesquistos (ME) y granitos (G). La parcela sobre EB presenta mayor pH, menor relación C/N, menos Al cambiante y en disolución y más complejos órgano-alumínicos, especialmente de alta estabilidad. Resultados opuestos a éstos se obtienen sobre P. El índice de sitio (IS) también es mayor en parcelas sobre EB (18m) y menor en las parcelas sobre ME (8,5m).

Introducción

Pinus pinaster es una de las especies arbóreas más importantes en España, tanto por la superficie que ocupa como por la producción de madera. Su importante expansión en Galicia se debe a su extraordinaria adaptación a suelos de escasa fertilidad y arenosos.

El material de partida influye marcadamente en las propiedades del suelo, incluso en horizontes superficiales. Los suelos forestales de Galicia se han desarrollado a partir de un amplio abanico de rocas (Macías et al., 1982). La diferencia en la alterabilidad de estas rocas influye en la liberación de Al al suelo, la formación y estabilidad de los complejos organoaluminínicos así como en las concentraciones de Al cambiante y en disolución (Macías y Calvo, 1992).

El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia del material de partida en las propiedades químicas de suelos bajo *Pinus pinaster*, especialmente en las fracciones de Al en la fase sólida del suelo y su concentración total en disolución.

Material y métodos

El estudio se llevó a cabo en Galicia (NO España). Se seleccionaron parcelas experimentales con plantaciones de *Pinus pinaster* sobre distintos materiales de partida: pizarras (Pz), esquistos biotíticos (EB), micaesquistos (ME) y granitos (Gr). La edad de los rodales está entre 16 y 18 años. En cada parcela se tomaron muestras en zig-zag de los 20 cm superficiales del suelo; se formaron tres muestras, cada una compuesta por 5 submuestras. Se separó el suelo no rizosférico (SNR) de la rizosfera (SR). Las muestras se secaron a 40°C y se tamizaron a través de un tamiz de 2 mm. En la fracción sólida del suelo se determinó: pH en agua y pH en KCl 0,1 M (Guitián y Carballas 1976); C total y N con un autoanalizador LECO CNS-2000; Ca, Mg, Na, K y Al cambiables por desplazamiento con NH₄Cl 1 M (Peech et al., 1947), obteniéndose la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) por suma de los mismos (Kamprath, 1970) y calculando la saturación de Al; P disponible (Olsen y Sommers, 1982).

Las formas de aluminio se han estimado a partir de la extracción con distintas disoluciones selectivas siguiendo la nomenclatura utilizada por varios autores (Álvarez et al., 2010; García-Rodeja et al., 2004, 2007): oxalato ácido (Alo, Al total no cristalino); pirofosfato sódico (Alp, Al total ligado orgánicamente); CuCl₂ 0,5 M (Alcu, complejos órgano-alumínicos de baja y media estabilidad) y NH₄Cl 1 M (AlNH₄, Al de cambio). En los extractos se determinó el Al

por espectrofotometría de absorción atómica. Alp menos Alcu (Alpcu) estima los complejos organoaluminicos de alta estabilidad; Alcu menos AlNH₄ (AlcuNH₄) estima los complejos Al-MO de estabilidad media y baja.

La disolución del suelo se obtuvo mediante un extracto acuoso (suelo: solución 1:10), en el que se determinó, previo filtrado (0,45 µm), el Al total (Dougan y Wilson, 1974).

Para determinar el índice de sitio (IS) se empleó la relación entre altura dominante y edad, representativa de la productividad, aplicando los modelos de Diéguez Aranda et al (2009).

El análisis de los datos se realizó con el paquete estadístico SAS (Sas Institute, 2004).

Resultados y discusión

No se encontraron diferencias significativas entre SR y SNR en ninguna de las variables estudiadas, por lo que las muestras serán tratadas en conjunto. Se observó un efecto significativo del material de partida en todas las variables (Tabla 1), excepto para el N total. La parcela sobre EB presentó un pH significativamente más elevado que el resto de materiales (5,36 frente al 4,78 sobre Pz). La concentración de Ca cambiante también fue significativamente más alta en EB y ME (0,68 y 0,62 cmol(+) kg⁻¹, respectivamente) que en Pz y Gr (0,39 y 0,05 cmol(+) kg⁻¹, respectivamente), lo que puede relacionarse con el mayor contenido en plagioclasa cálcica de los primeros. Los suelos sobre Gr y Pz mostraron una concentración de K cambiante significativamente superior (0,31 y 0,32 cmol(+) kg⁻¹, respectivamente) a los dos tipos de esquisto (0,18 y 0,13 cmol(+) kg⁻¹, para EB y ME, respectivamente), en gran parte debido a la presencia de feldespato potásico en los primeros. La concentración de P fue significativamente más elevada en la parcela sobre Gr (28,74 mg kg⁻¹ frente a 5,72 mg kg⁻¹ de Pz), lo que puede deberse a la presencia de fosfoapatitos en el material de partida. La parcela sobre Pz presenta una cantidad significativamente mayor de materia orgánica que el resto (111,3 g kg⁻¹ C frente a 63,9 g kg⁻¹ C de los EB) posiblemente derivada de condiciones de hidromorfia parcial que presenta, tratándose de una materia orgánica poco evolucionada como indica su alta relación C/N. Por el contrario, el menor contenido de materia orgánica de las parcelas sobre EB puede relacionarse con las mejores condiciones que presenta para su mineralización (mayor pH); ésta materia orgánica tiene una menor relación C/N, tratándose de una materia orgánica más humificada. En cuanto a la CICE es significativamente más elevada en el suelo sobre Pz debido a la presencia de abundante materia orgánica. El %Al cambiante es significativamente más bajo en parcelas sobre EB (72,99% frente al 90,58% de Gr), en correspondencia con su mayor pH.

Tabla 1. Media de los parámetros generales de la fase sólida del suelo según el material geológico. Se muestra el nivel de p derivado del ANOVA. Las letras corresponden a los grupos según el test de diferencia de medias de Duncan.

	Nivel de p	Pz	EB	ME	Gr
pH agua	0,0005	4,78 b	5,36 a	4,95 b	4,85 b
pH KCl	0,0005	3,89 c	4,42 a	4,02 bc	4,21 ab
Ca (cmol (+) kg ⁻¹)	<0,0001	0,39 b	0,68 a	0,62 a	0,05 c
Mg (cmol (+) kg ⁻¹)	<0,0001	0,17 b	0,16 b	0,24 a	0,06 c
K (cmol (+) kg ⁻¹)	0,0079	0,32 a	0,18 b	0,13 b	0,31 a
C (g kg ⁻¹)	0,0004	111,3 a	63,9 b	75,4 b	65,3 b
C/N	<0,0001	20,71 a	12,74 d	16,74 b	15,31 c
CICE (cmol (+) kg ⁻¹)	<0,0001	11,97 a	5,73 c	8,66 b	6,86 bc
% Al	<0,0001	88,48 a	72,99 c	83,79 b	90,58 a
P (mg kg ⁻¹)	<0,0001	5,72 b	7,27 b	9,33 b	23,78 a

En cuanto al fraccionamiento del Al, considerando el conjunto de las muestras, el Alp representa como mínimo el 96% del Alo, siendo en algunos suelos incluso superior a éste, lo que indica un predominio de los complejos organoaluminicos sobre los compuestos

inorgánicos de baja cristalinidad, resultados similares a los obtenidos en otros suelos de Galicia (Álvarez et al., 2010; Ferro-Vázquez et al., 2014). En todas las fracciones de Al se observaron diferencias significativas asociadas al material geológico (Tabla 2). El suelo sobre EB mostró concentraciones de Alo, Alp, Alpcu y relaciones Alo/Alp y Alcu/AINH₄ significativamente más elevadas que el resto de los materiales, mientras el AINH₄ cambiante y el Al total en disolución fueron significativamente más bajo. Este material es el más fácilmente alterable de los utilizados, de ahí el mayor contenido de Al inorgánico de baja cristalinidad (mayor relación Alo/Alp). Dentro de los complejos Al-materia orgánica, los de alta estabilidad (Alpcu) representan entre el 28 y el 69%, predominando sobre los de estabilidad media y baja en EB y Gr. En Pz y ME predominan los complejos de baja y media estabilidad (Alcu) (Tabla 2); resultados similares a éstos se obtuvieron en otros suelos sobre la misma litología en Galicia (Álvarez et al., 2002). La mayor concentración de complejos organoaluminicos de alta estabilidad (Alpcu) en suelos sobre EB podría relacionarse con la menor relación C/N que presentan, tratándose por tanto de una materia orgánica de alto grado de humificación que interacciona con el Al favorecida por el pH más elevado de estos suelos. En este sentido, considerando todas las muestras, se obtiene una correlación altamente significativa y negativa de la fracción Alpcu con la relación C/N ($r = -0,77$), mientras que es positiva con el valor de pH agua y KCl ($r = 0,72$; $r = 0,85$).

Aunque la relación molar C/Alp es fuertemente dependiente del grado de humificación y de la química de la materia orgánica, puede estimar el grado de saturación del humus por Al (García-Rodeja et al., 2004). Esta relación oscila entre 13,59 y 28,26 en estos suelos, siendo significativamente más baja en los suelos sobre EB en relación a Pz y ME (Tabla 2). García-Rodeja et al. (2004) obtienen en suelos volcánicos relaciones C/Alp entre 10 y 37. Las mayores relaciones obtenidas en el presente estudio en los suelos de pizarra pueden relacionarse con condiciones de mal drenaje y escasa descomposición de la materia orgánica (García-Rodeja et al., 2004). La complejación de la materia orgánica por Al incrementa la vida media del pool de C lentamente degradable en un 50% ya que aumenta su resistencia a la biodegradación (Grand y Lavkulich, 2011). Además la asociación Al-MO juega un papel importante en la regulación de la actividad de Al en disolución y en el control del riesgo de toxicidad por este elemento (Álvarez et al., 2005). Cabe señalar que los suelos sobre EB son los que presentan una menor concentración de Al cambiante y en disolución, por lo tanto la materia orgánica actuaría retirando el Al de la disolución y de las posiciones cambiantes y formando complejos organoaluminicos de fuerte estabilidad. Contrariamente, en los suelos de pizarra su mayor acidez y menor grado de humificación de la materia orgánica favorecen una mayor concentración de Al cambiante y en disolución y la formación de complejos Al-MO de media y baja estabilidad. Sobre Gr y ME se observa un comportamiento intermedio.

Tabla 2. Media de los parámetros de fraccionamiento del Al según el material geológico. Se muestra el nivel de p derivado del ANOVA. Las letras corresponden a los grupos según el test de diferencia de medias de Duncan.

	Nivel de p	Pz	EB	ME	Gr
Alo (mg kg ⁻¹)	0,0016	7231 b	11016 a	5448 b	7364 b
Alp (mg kg ⁻¹)	0,0033	9020,9 ab	10606 a	7225 c	8552,3 bc
Alcu (mg kg ⁻¹)	<0,0001	6455 a	3240,9 b	3644,9 b	2851,5 b
Alpcu (mg kg ⁻¹)	<0,0001	2565,9 c	7365,1 a	3580,1 c	5700,8 b
AINH ₄ (mg kg ⁻¹)	<0,0001	954 a	378,6 c	658,0 b	561,9 b
AlcuNH ₄ (mg kg ⁻¹)	<0,0001	5501,0 a	2862,3 b	2986,9 b	2289,6 b
Alttotal disolución (mg L ⁻¹)	0,0006	1,38 ab	0,46 c	1,73 a	1,03 b
Alo/Alp	0,0029	0,80 b	1,04 a	0,76 b	0,82 b
Alp/Alcu	<0,0001	1,42 b	3,30 a	2,05 b	3,12 a
Alcu/AINH ₄	0,0021	6,87 b	8,64 a	5,66 b	5,28 b
C/Alp	0,0040	28,26 a	13,59 c	23,41 ab	18,46 bc

En cuanto al índice de sitio (IS), la parcela que presenta una buena calidad de estación está sobre EB (IS=18 m), seguida de la parcela sobre Gr (IS=15 m). En ambas parcelas se obtuvieron las concentraciones más bajas de Al cambiable y Al en disolución. Por el contrario, ME y Pz tienen menor IS (8,5 y 13 respectivamente) coincidiendo con los valores más elevados de ambos parámetros. Por lo tanto, las plantaciones de *Pinus pinaster* presentan mejores crecimientos en suelos más ricos en nutrientes y con menos cantidad de Al altamente disponible.

Bibliografía

- Álvarez E, Monterroso C, Fernández Marcos ML. 2002. Aluminium fractionation in Galicia (NW Spain) forest soils as related to vegetation and parent material. *Forest Ecology and Management*. 166, 193-206.
- Álvarez E, Fernández-Marcos ML, Monterroso C, Fernández-Sanjurjo MJ. 2005. Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *For. Ecol. Manag.* 211 (3), 227-239.
- Álvarez E, Fernández-Sanjurjo M, Otero XL, Macías F. 2010. Aluminium geochemistry in the bulk and rhizospheric soil of the species colonising an abandoned copper mine in Galicia (NW Spain). *J. Soils Sediments* 10, 1236-1245.
- Dieguez-Aranda, U. y 12 autores. 2009. Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Edita Dirección General de Montes. Xunta de Galicia. Lugo.
- Dougan WK, Wilson AL. 1974. The absorptiometric determination of aluminium in water: a comparison of some chromomeric reagents and development of an improved method. *Analyst*. 99: 413-430.
- Ferro-Vázquez C, Nóvoa-Muñoz JC, Costa-Casais M, Klaminder J, Martínez-Cortizas A. 2014. Metal and organic matter immobilization in temperate podzols: A high resolution study. *Geoderma*. 217-218, 225-234.
- García-Rodeja E, Nóvoa JC, Pontevedra X, Martínez-Cortizas A, Buurman P. 2004. Aluminium fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. *Catena* 56 (1-3), 155-183.
- García-Rodeja E, Nóvoa JC, Pontevedra X, Martínez-Cortizas A, Buurman P. 2007. Aluminium and iron fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. In: Arnalds O, Bartoli F, Buurman P, Oskarsson H, Stoops G, García-Rodeja E. (Eds.) *Soils of volcanic regions in Europe*. Springer-Verlag.
- Grand S, Lavkulich LM. 2011. Depth distribution and predictors of soil organic carbon in podzols of a forested watershed in Southwestern Canada. *Soil Sci.* 176 (4), 164-174.
- Gutián F, Carballas T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- Kamprath EJ. 1970. Exchangeable aluminium as a criterion for liming leached mineral soils. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 252-254.
- Macías F, Calvo de Anta R. 1992. Suelos de la provincia de La Coruña. Diputación de La Coruña. La Coruña.
- Macías F, Calvo de Anta R, García C, García-Rodeja E, Silva B. 1982. El material original: su formación e influencia en las propiedades de los suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 41, 1747-1768.
- Olsen SR, Sommers LE. 1982. Phosphorus. En: "Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties". A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds). Madison (WI, EEUU).
- Peech, L., Alexander, L.T., Dean, L.A., 1947. Methods of soil analysis for soil fertility investigations. UDA Cir. N° 757. US Government Printing Office, Washington.
- Sas Institute Inc., 2004. SAS STAT® User's guide, SAS Institute. Inc. Cary. NC.

Distribución de Co, Cr, Ni, y V en suelos de cantería de serpentinita mediante análisis por TOF-SIMS y SEM-EDS

D. Arenas-Lago*, M. Lago-Vila, A. Rodríguez-Seijo, M.L. Andrade, F.A. Vega

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, España;
*darenas@uvigo.es

Resumen

Se determinaron la distribución y la interacción de metales pesados con los principales componentes de diversos suelos de la cantera de serpentinita de Penas Albas (A Coruña, España) mediante TOF-SIMS y SEM-EDS. Se analizó el contenido total de metales en suelos de las escombreras (M1, M2, M3), de la zona de extracción (M4) y en uno situado en el límite de la cantera (M5, suelo control). Los contenidos de Co, Cr, Ni y V superan los límites de intervención, con concentraciones máximas de 147, 2689, 1602, 2039, 68 mg kg⁻¹, respectivamente. Las técnicas TOF-SIMS y SEM-EDS indicaron que el Cr y el Ni están asociados a la materia orgánica y a los óxidos de Fe. El Co y el V están también asociados con los óxidos de Fe así como con silicatos magnésicos. Ambas técnicas permiten conocer la distribución de los metales pesados entre las fases geoquímicas del suelo y los componentes que los retienen, por lo que son eficaces para posteriormente proponer medidas de recuperación de suelos contaminados.

Introducción

La explotación de canteras de serpentinitas es una actividad que ocasiona graves problemas ambientales (Cavallo et al., 2013). Genera una gran cantidad de residuos que se depositan en escombreras; dando lugar a la destrucción de los suelos naturales y a la formación de nuevos suelos denominados Tecnosoles espólicos (FAO, 2006) que presentan propiedades muy desfavorables para el necesario establecimiento de vegetación. En general, contienen elevados niveles de metales pesados, escasez de nutrientes, bajos contenidos de Al y de materia orgánica, baja cohesión, estructura y textura desfavorables y un importante desequilibrio Ca/Mg que además de afectar a la producción vegetal pueden también provocar importantes problemas de toxicidad en ecosistemas adyacentes (Caillaud et al., 2009, Cheng et al., 2011).

Para identificar las asociaciones de metales pesados con los componentes de suelos desarrollados sobre serpentinitas se han utilizado repetidamente extracciones químicas secuenciales, difracción de rayos X y microscopía electrónica (Cheng et al., 2011, Vithanage et al., 2014). La técnica TOF-SIMS aporta información sobre la distribución de contaminantes en las superficies de los componentes del suelo (Cerqueira et al., 2011, 2012) y su utilización junto con SEM-EDS, permite obtener en detalle la composición química de estas superficies y las interacciones entre los principales constituyentes de las mismas y los metales pesados.

Por todo ello, los objetivos de este estudio fueron (1) seleccionar y caracterizar suelos de cantera desarrollados sobre serpentinita analizando los componentes y propiedades con mayor influencia en la retención de metales pesados; (2) analizar el contenido de metales pesados en los suelos estudiados y (3) determinar las interacciones entre Cr, Co, Ni y V y las distintas fases geoquímicas del suelo mediante TOF-SIMS y SEM-EDS.

Material y métodos

En este trabajo se estudiaron suelos de cinco zonas de la cantera abandonada de serpentinita de Penas Albas (A Coruña, España), tres situadas en escombreras (Z1, Z2 y Z3), una en la zona de extracción (Z4) y otra en el límite de la cantera (Z5). En cada una, se muestrearon tres suelos, se mezclaron y homogeneizaron para obtener una muestra compuesta de cada zona (M1, M2, M3, M4 y M5). Se caracterizaron exhaustivamente todos los suelos y se analizó

además el contenido total de metales, mediante el método de fusión con $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7\text{-LiBO}_2$ (Hill, 2008). Se realizó análisis mineralógico con un difractómetro de polvo Philips PW1710.

Para investigar la distribución y localización de las especies presentes en la superficie de las muestras se utilizó un equipo TOF-SIMS IV de IONTOF GmbH. Como componentes más representativos de los suelos se eligieron Al, Si, Mn, Fe, Mg y C_3H_5^+ (este último representativo de la materia orgánica) y, después de realizada la determinación del contenido de metales, se seleccionaron Co, Cr, Ni y V como contaminantes de los que se pretende estimar la distribución entre los componentes de los suelos. Además, se estudió la morfología y composición química de los suelos utilizando un equipo JEOL JSM-6700 f plus FE-SEM/EDS.

Todos los análisis se llevaron a cabo por triplicado y los resultados se trataron estadísticamente con el programa SPSS Statistics IBM-19. Se efectuaron análisis (ANOVA) y pruebas de homogeneidad de varianza para todas las variables. En caso de homogeneidad, se realizó, como prueba post-hoc, el test de mínima distancia significativa o, de lo contrario, el test T3 de Dunnett.

Resultados y discusión

Las características generales de los suelos y el contenido de metales figuran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características y propiedades de los suelos y contenido total de metales.

	Unidades	M1	M2	M3	M4	M5
pH _(H2O)		7,98ab	7,81b	8,05a	7,87b	5,99c
pH _(KCl)		7,11c	6,96d	7,92a	7,72b	4,76e
COT	mg kg ⁻¹	7,73c	11,51b	3,39d	3,21d	26,84a
Óxidos de Fe		2,24c	15,65b	1,61d	1,30e	23,98a
Óxidos de Mn		0,12d	0,63b	0,16c	0,11d	0,89a
Óxidos de Al		0,09e	1,71b	0,21c	0,18d	4,31a
CICE	cmol ₍₊₎ kg ⁻¹	5,21d	19,59a	6,15c	5,66cd	16,76b
Ca ²⁺		1,54c	7,20a	3,84b	3,86b	3,83b
K ⁺		0,36b	0,50a	0,10d	0,07d	0,28c
Mg ²⁺		3,11c	11,50b	2,05d	1,61d	12,13a
Na ⁺		0,19b	0,38a	0,16bc	0,12c	0,40a
Al ³⁺		0,01b	0,01b	ni	ni	0,12a
Arena	%	89,39a	59,83d	74,68c	82,16b	26,73e
Limo		6,56e	26,06b	13,75c	10,76d	46,56a
Arcilla		4,05e	14,11b	11,56c	7,08d	26,71a
Al _{total}	mg kg ⁻¹	6623e	22675b	13775d	18728c	42890a
Ba _{total}		8c	41b	8c	6c	87a
Ca _{total}		6589e	10044d	28579a	23416b	22008c
Co _{total}		110b	147a	80c	76d	97bc
Cr _{total}		1672c	2605b	1366d	1472cd	2689a
Cu _{total}		145d	150d	327a	209c	291b
Fe _{total}		52808c	77775a	39747e	43449d	74310b
K _{total}		2722b	4074a	661d	733b	4156a
Mg _{total}		303045a	205696c	186262d	207809b	102653e
Mn _{total}		900c	1602b	751d	802cd	1850a
Na _{total}		283e	3264b	569c	358d	10579a
Ni _{total}		2039a	1861b	1342d	1499c	1470c
V _{total}		1e	52b	16d	39c	68a
Zn _{total}		34c	63b	58b	32c	115a

ni: nivel indetectable. COT: carbono orgánico total. CICE: capacidad de intercambio catiónico efectiva. Para cada parámetro, los valores seguidos por diferentes letras difieren significativamente con $P < 0,05$.

Todos los suelos de la cantera son básicos, lo cual favorece la retención de los metales, mientras el control (M5) es moderadamente ácido debido al efecto de la vegetación que soporta y a su mayor contenido de materia orgánica comparado con el de los restantes suelos. En estos es muy bajo a causa de su escasa cobertura vegetal. Por otra parte, los óxidos de Fe, Mn y Al son muy escasos, excepto en M5, siendo los de Fe los más abundantes. La fracción mineral del suelo está formada principalmente por silicatos y aluminosilicatos magnésicos como antigorita, crisotilo, talco, tremolita y clinocloro. El análisis del complejo de cambio indica que todos los suelos están saturados en bases y que su relación Ca/Mg es muy baja, desequilibrio que supone una fuerte limitación para la producción vegetal (Cheng et al., 2011) manifestándose déficit de Ca.

El contenido total de metales muestra que las concentraciones de algunos de los potencialmente más tóxicos (Co, Cr, Ni y V) son muy altas; alcanzando 147, 2689, 2039 y 68 mg kg⁻¹, respectivamente. De ellos, el más abundante es el Cr, seguido de Ni, Co y V, excepto en M1, en el que lo es el Ni. Los niveles de Co, Cr, Ni y V exceden los límites de intervención indicados en diferentes guías (VROM, 2000; RIVM, 2001; DEFRA & Environmental Agency, 2006) mientras que los demás metales pesados que figuran en la tabla 1 no superan dichos límites.

Como ya se ha indicado, para estudiar la distribución de Co, Cr, Ni y V entre las distintas fases geoquímicas, se analizaron muestras de los suelos mediante TOF-SIMS, obteniéndose mapas de distribución de dichos metales y de iones representativos de los principales componentes del suelo. En la Figura 1 se muestra, como ejemplo, la distribución de los iones de Cr, Fe y C₃H₅⁺ (Figura 1A) y de Ni, Fe y C₃H₅⁺ (Figura 1B). El solapamiento de los mapas en rojo, azul y verde conduce a la formación de un color secundario (rojo + verde = amarillo, rojo + azul = magenta y verde + azul = cian, rojo + azul+ verde = blanco) que muestra la interacción de los iones.

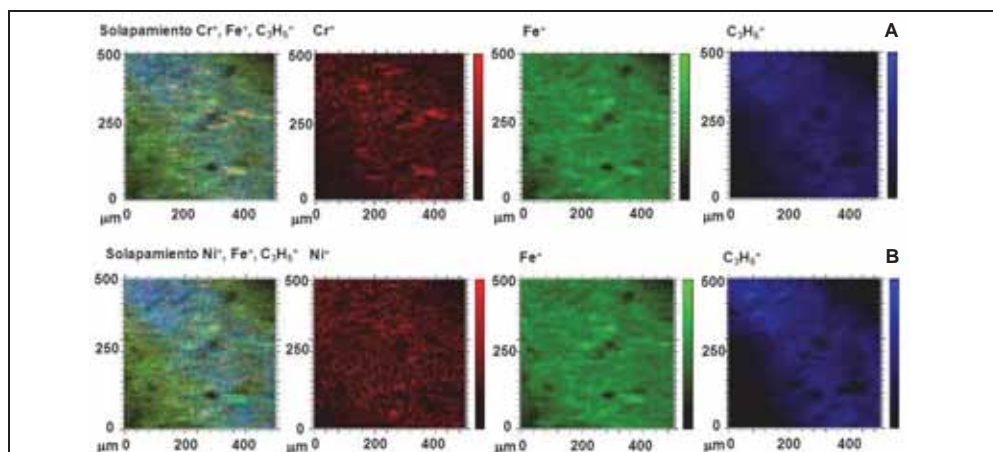


Figura 1. Imágenes TOF-SIMS de Cr, Fe y C₃H₅⁺ (A) y de Ni, Fe y C₃H₅⁺ (B) y su solapamiento en el suelo M2.

Los resultados indican (Figura 1 A) que el Cr (rojo) se solapa con las señales de Fe (verde) y de C₃H₅⁺ (azul), dando lugar a zonas de color naranja-amarillo y magenta, respectivamente. Ello confirma que el Cr está asociado a la materia orgánica y a los óxidos de Fe. Además, se observan zonas rojas de mayor intensidad, lo que indica que el Cr está confinado puntualmente en diferentes partes de la muestra (Figura 1A). Los resultados con el Ni son similares, aunque en este caso la distribución de este metal es más amplia que la de Cr (Figura 1B). Además, se comprobó que las señales de Co y V se solapan con las de Fe y Mg, lo que

confirma la asociación de los dos metales con óxidos de Fe y silicato magnésico. Además, la menor intensidad de las señales, en los mapas de distribución, revela que los contenidos de ambos metales son menores que los de Cr y Ni. La técnica SEM-EDS corrobora estos resultados, como se puede apreciar en la figura 2 en la que se observan claramente asociaciones de Cr y Ni y óxidos de Fe amorfo (M2).

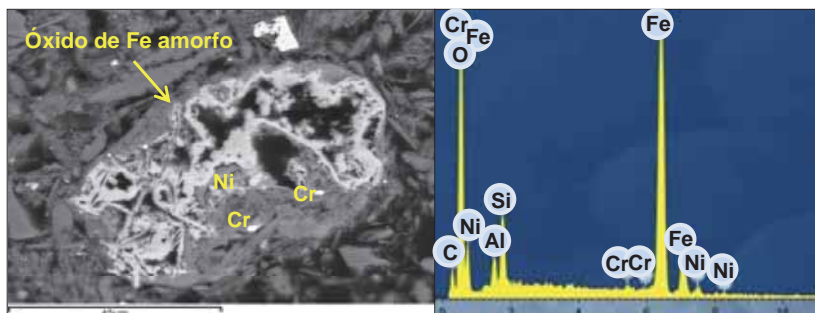


Figura 2. Imagen SEM-EDS de un óxidos de Fe amorfo con Cr y Ni en el suelo M2.

Los resultados obtenidos confirman que TOF-SIMS y SEM-EDS son técnicas idóneas para estudiar la distribución de metales pesados en los distintos componentes del suelo.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Xunta de Galicia (proyecto EM2013/018). F.A. Vega y D. Arenas-Lago agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación y a la Universidad de Vigo los contratos Ramón y Cajal y FPI-MICINN, respectivamente.

Bibliografía

- Caillaud J, Proust D, Philippe S, Fontaine C, Fialin M. 2009. Trace metals distribution from a serpentinite weathering at the scales of the weathering profile and its related weathering microsystems and clay minerals. *Geoderma* 149(3-4):199-208.
- Cerqueira B, Vega FA, Serra C, Silva LFO, Andrade ML. 2011. Time of flight secondary ion mass spectrometry and high-resolution transmission electron microscopy/energy dispersive spectroscopy: A preliminary study of the distribution of Cu^{2+} and $\text{Cu}^{2+}/\text{Pb}^{2+}$ on a Bt horizon surfaces. *Journal of Hazardous Materials*. 195:422-431.
- Cerqueira B, Vega FA, Silva LFO, Andrade ML. 2012. Effects of vegetation on chemical and mineralogical characteristics of soils developed on a decantation bank from a copper mine. *Science of the Total Environment*. 421-422:220-229.
- Cheng C-H, Jien S-H, Iizuka Y, Tsai H, Chang Y-H, Hseu Z-Y. 2011. Pedogenic chromium and nickel partitioning in serpentine soils along a toposequence. *Soil Science Society of America Journal* 75(2):659-668.
- DEFRA & Environmental Agency. 2006. *Assesing Risks from Land Contamination. A Proportionate Approach. Soil Guideline Values: The Way Forward*. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
- FAO. 2006. World reference base for soil resources. En: *IUSS, ISRIC, Rome*.
- Hill SJ. 2008. *Inductively Coupled Plasma Spectrometry and its Applications*. School of Earth, Ocean and Environmental Sciences. Blackwell Publishing Ltd. University of Plymouth, UK.
- RIVM. 2001. *Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater*. RIVM Report 71701023. National institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Vithanage M, Rajapaksha AU, Oze C, Rajakaruna N, Dissanayake CB. 2014. Metal release from serpentine soils in Sri Lanka. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1-15.
- VROM. 2000. *Circular on target values and intervention values for soil remediation*. The Netherlands.

Distribución de metales pesados en suelos de cantería

D. Arenas-Lago^{1*}, M. Lago-Vila¹, A. Rodríguez-Seijo¹, B.R. Singh², M.L. Andrade¹, F.A. Vega¹

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Universidad de Vigo, España; *darenas@uvigo.es

²Department of Plant and Environmental Sciences, Norwegian University of Life Sciences, Box 5028, 1432 Ås, Norway

Resumen

Se determinó la distribución de Co, Cr, Ni y V entre las distintas fases geoquímicas de suelos de dos canteras de serpentinita del municipio de Silleda (Pontevedra, España) por extracción química secuencial, SEM-EDS y TOF-SIMS. Los contenidos de Co, Cr, Ni y V exceden los límites de intervención de diferentes guías en todos los suelos, con concentraciones máximas de 384, 3219, 3352 y 136 mg kg⁻¹, respectivamente. Los resultados del fraccionamiento indican que la mayoría de los metales pesados están asociados a la fracción residual (F7) (Co, 32-89%; Cr, 56-88%; Ni, 15-84%; y V, 49-87%). Los contenidos de Co y Ni asociados a óxidos de Fe y Mn son mayores que los ligados a la materia orgánica, al contrario que Cr y V. El menor contenido (<1%) corresponde a las fracciones más disponibles (F1-soluble, F2-intercambiable y F3-sorbida específicamente). Con las técnicas TOF-SIMS y SEM-EDS se confirmaron estos resultados. Se demostró que la combinación de metodología química, microscópica y espectroscópica es muy eficaz para determinar las interacciones entre los componentes del suelo con Co, Cr, Ni y V.

Introducción

Los altos contenidos de metales pesados en suelos de cantería de serpentinita pueden causar importantes problemas de contaminación medioambiental. La extracción de grandes volúmenes de materiales, ocasiona la destrucción de los suelos naturales y la formación de Tecnosoles espólicos (FAO, 2006), caracterizados por altos contenidos de Mg, baja relación Ca/Mg, altas concentraciones de metales pesados, baja disponibilidad de nutrientes y estructura y textura desfavorables (Visioli et al., 2013); afectando a la producción vegetal y provocando graves problemas de toxicidad en los ecosistemas adyacentes. La concentración total de metales pesados no aporta información suficiente sobre su comportamiento químico y disponibilidad (Adamo et al., 2002), por lo que es preciso conocer su fraccionamiento para determinar su distribución entre las distintas fases geoquímicas y así establecer su posible toxicidad (Bacon y Davidson, 2008). Técnicas, como SEM-EDS y TOF-SIMS, aportan información detallada sobre la naturaleza de los componentes del suelo y sus interacciones con los metales pesados, por lo que, combinadas con la extracción química secuencial podrían ser idóneas para conocer las fases sólidas que retienen metales pesados.

Por ello, los objetivos de este trabajo fueron (i) caracterizar suelos representativos de canteras de serpentinita, especialmente, aquellos componentes y propiedades con mayor influencia en la retención de metales pesados; (ii) analizar el contenido pseudototal de Cr, Co, Ni y V en cada uno de los suelos estudiados, (iii) evaluar su distribución en las fases geoquímicas del suelo; utilizando extracción química secuencial y (iv) mediante SEM-EDS y TOF-SIMS, determinar su interacción con los distintos componentes del suelo.

Material y métodos

Se estudiaron suelos de dos canteras de serpentinita: Campomarzo y Mibasa (Silleda, Pontevedra, España). En la primera se seleccionaron tres zonas (zC1, zC2, zC3) y una en la segunda (zM1), localizadas en escombreras (zM1 y zC1), en el área de extracción (zC2) y en

el límite de la cantera (zC3). En cada una, se seleccionaron y muestrearon tres suelos que se mezclaron y homogeneizaron; obteniendo una muestra compuesta (C1, C2, C3, M1). Se caracterizaron exhaustivamente todos los suelos y se estudió la distribución de Cr, Co, Ni y V mediante extracción química secuencial según el procedimiento de Almas et al. (2000) (Tabla 1) y los extractos se analizaron por ICP-MS.

Tabla 1. Extractantes y condiciones utilizados en la extracción química secuencial.

Fracción	Condiciones: reactivos, pH, agitación y temperatura
F1 (soluble)	KNO ₃ 0,001M (24 h , ambiente)
F2 (intercambiable)	NH ₄ OAc 1M a pH del suelo (2 h / ambiente)
F3(sorbido específicamente)	NH ₄ OAc 1M a pH 5 (2 h / ambiente)
F4 (sorbido en óx. de Fe y Mn)	NH ₂ OH HCl 0,04M en HAc 25% (6 h /80°C)
F5 (complejado con materia orgánica)	H ₂ O ₂ 30%, pH 2, (5,5 h /80 °C) + NH ₄ OAc 3,2 M en 20 % de HNO ₃ (0,5 h/ ambiente)
F6 (Irreversiblemente sorbido)	HNO ₃ 7M (6 h / 80 °C)
F7 (Residual)	Residuo

El contenido pseudototal de los metales se analizó por ICP-OES, previa digestión con agua regia en un horno de microondas. La composición mineralógica se determinó con un difractómetro de polvo. La estructura elemental y molecular de las muestras y la distribución superficial de los distintos componentes se analizó por TOF-SIMS. La composición química elemental y la morfología de los suelos se estudiaron por FE-SEM/EDS. Todos los análisis se realizaron por triplicado y los resultados se trataron estadísticamente con el programa SPSS Statistics IBM-19. Se efectuaron análisis (ANOVA) y pruebas de homogeneidad de varianza y se utilizaron el test de mínima distancia significativa o, el test T3 de Dunnett.

Resultados y discusión

Las características generales de los suelos figuran en la Tabla 2.

Tabla 2. Características y propiedades de los suelos

	Unidades	C1	C2	C3	M1
pH _(H₂O)		6,37a	5,85b	5,28c	5,75b
pH _(KCl)		5,62a	5,30b	4,47d	4,64c
COT	mg kg ⁻¹	10,62b	5,62c	29,46a	26,69a
Óxidos de Fe		9,95c	15,90a	11,37b	4,31d
Óxidos de Mn		0,19b	0,27a	0,19b	0,06c
Óxidos de Al		0,72c	1,25b	1,71a	0,47d
CICe	cmol ₍₊₎ kg ⁻¹	14,92a	15,51a	4,43c	12,17b
Ca ²⁺		1,76a	0,36c	0,23c	1,16b
K ⁺		0,22a	0,13b	0,10b	0,11b
Mg ²⁺		12,75b	14,70a	2,94d	9,88c
Na ⁺		0,18c	0,30b	0,20c	0,38a
Al ³⁺		0,01c	0,02c	0,96a	0,64 b
Arena	%	59,58c	41,26d	65,43b	78,92a
Limo		18,52b	33,04a	16,77b	10,48c
Arcilla		21,90b	25,70a	17,80c	10,60d

COT: Carbono orgánico total. CICe: Capacidad de intercambio catiónico efectiva. Para cada parámetro, los valores seguidos por diferentes letras difieren significativamente con P <0,05.

El pH de todos suelos es moderadamente ácido, ligeramente mayor en C3 y M1, debido probablemente a su alto contenido de materia orgánica en proceso de humificación, mientras en C1 y C2 este contenido es bajo debido a su escasa cobertura vegetal. Los contenidos de óxidos de Al y Mn son escasos y los de Fe son los más abundantes. La mineralogía de los suelos está formada principalmente por antigorita, clinocloro, talco, tremolita y cuarzo. Todos

los suelos están saturados en bases y el contenido de Mg intercambiable es muy alto, lo cual provoca desequilibrio en la relación Ca/Mg; generando déficit de Ca y limitando la producción vegetal (Oze et al. 2008).

Los contenidos pseudototales de Co, Cr, Ni y V (Tabla 3) superan los límites de referencia establecidos por distintas guías (VROM, 2000; RIVM, 2001; DEFRA & Environmental Agency, 2006) y, excepto el V en C1 y C3, los niveles genéricos para ecosistemas indicados en Macías y Calvo, 2009. Los resultados del fraccionamiento indican que, tras la extracción, la recuperación de los metales es baja, sobre todo en M1 en el que es $< 17\%$ y que la mayor proporción está asociada a la fracción residual (F7). Se comprobó que el Co está asociado fundamentalmente con óxidos de Fe y Mn (F4), mientras que Cr, Ni y V son mayoritariamente extraídos en F6 (irreversiblemente sorbido). Los contenidos de Cr y V ligados a la materia orgánica son mayores que los asociados a los óxidos de Fe y Mn (excepto el V en M1) y lo contrario en el caso del Ni. En las fracciones más disponibles (F1-soluble, F2-intercambiable y F3-sorbido específicamente) la concentración es la menor ($< 1 \text{ mg kg}^{-1}$) excepto para el Ni, cuya concentración en ellas varía entre 0.60 y 17 mg kg^{-1} .

Tabla 3. Contenido de metales pesados en cada fracción y pseudototal de cada suelo (mg kg^{-1}).

Suelo	Metal	F1	F2	F3	F4	F5	F6	Pseudototal	(%)R	(%)NR (F7)
C1	Co	0,03d	0,04d	0,12d	77a	6,4c	36b	202	59.20	40.8
C2		0,08d	0,08d	0,32d	183a	6,8c	70b	384	67.78	32.22
C3		0,20d	0,15d	0,41d	106a	11c	42b	235	67.98	32.02
M1		0,09d	0,08d	0,08d	22a	2,1c	11b	316	11.19	88.81
C1	Cr	nd	0,01d	0,14d	38c	69b	693a	3003	26.65	73.35
C2		0,01e	0,32d	0,19d	54c	66b	880a	3190	31.36	68.64
C3		0,002f	0,03e	0,43d	62c	147b	620a	1924	43.11	56.89
M1		0,13e	0,03e	0,52d	49c	64b	293a	3219	12.63	87.37
C1	Ni	3,0e	11d	17d	467b	200c	1532a	2640	84.47	15.53
C2		5,0f	11e	17d	607b	160c	2065a	3357	85.34	14.66
C3		2,5e	2,8e	7,1d	220bc	110	712a	1293	81.55	18.45
M1		0,60e	1,7de	3,1d	65b	30c	222a	1917	16.82	83.18
C1	V	nd	nd	0,0007d	1,7c	2,9b	23a	83	33.25	66.75
C2		nd	nd	0,002d	2,5c	3,8b	46a	133	39.32	60.68
C3		nd	nd	0,0004d	4,8c	9,3b	26a	79	50.76	49.24
M1		nd	nd	0,001d	4,0b	2,6c	12a	136	13.68	86.32

(%) R: Porcentaje de recuperación. nd: no detectado. (%) NR: Porcentaje no recuperado. Para cada parámetro, los valores seguidos por diferentes letras difieren significativamente con $P < 0,05$.

Con TOF-SIMS, se obtuvieron mapas de distribución de Co, Cr, Ni y V y de iones representativos de los principales componentes del suelo. Se muestra, como ejemplo, la distribución de Ni, Fe y Si (Fig. 1A) y de Fe, Si y Co (Fig. 1B).

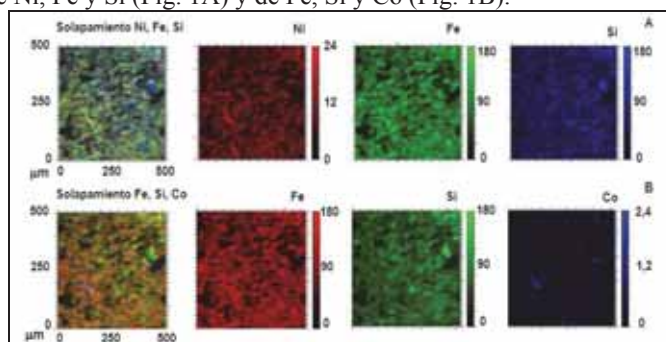


Figura 1. TOF-SIMS de Ni, Fe y Si (A) y de Fe, Si y V (B) y su solapamiento en C2.

El solapamiento de los mapas de color da lugar a la formación de uno nuevo con colores secundarios que indica la interacción de los iones representados. El solapamiento de Ni (rojo) con Fe (verde) y Si (azul) (Fig. 1A) da lugar a zonas de color naranja-amarillo y magenta, respectivamente, que confirman su asociación con óxidos de Fe y silicatos. La figura 1B muestra el solapamiento del Co (azul) con Fe (rojo) y Si (verde), formándose zonas magenta y blancas, que indican la interacción de este metal con óxidos de Fe y silicatos. En general, los análisis TOF-SIMS confirmaron los resultados obtenidos en la extracción química secuencial. Además, mediante SEM-EDS se verificó la asociación de los metales con los distintos componentes del suelo, como se puede apreciar en la figura 2, en la que se observa la asociación de Cr y Ni con óxidos de Fe y silicatos magnésicos (C3).

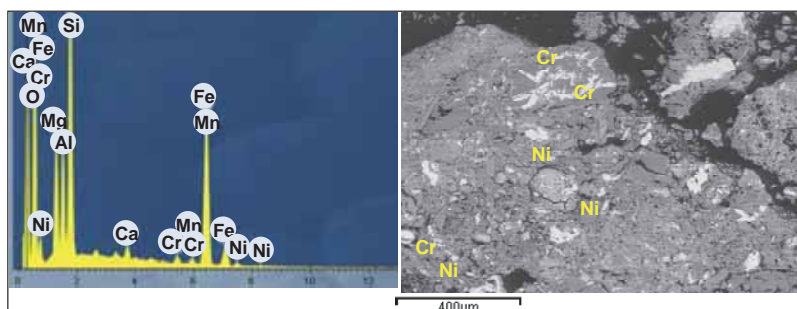


Figura 2. Imagen SEM-EDS de óxidos de Fe y silicatos magnésicos con Cr y Ni en C3.

Conclusiones

Los contenidos pseudototales de Co, Cr Ni y V en los suelos estudiados superan, en general, los niveles de intervención, sin embargo la metodología multianalítica utilizada indica bajas concentraciones en las fracciones más móviles y altas en la residual.

Agradecimientos

A la Xunta de Galicia (proyecto EM2013/018), Ministerio de Ciencia e Innovación y a la Universidad de Vigo por los contratos Ramón y Cajal (Vega, F.A.) y FPI-MICINN (Arenas, Lago, D).

Bibliografía

- Adamo P, Dudka S, Wilson MJ, McHardy WJ. 2002. Distribution of trace elements in soils from the Sudbury smelting area (Ontario, Canada). *Water, Air, & Soil Pollution*. 137:95-116.
- Bacon JR, Davidson CM. 2008. Is there a future for sequential chemical extraction? *Analyst* 133:25-46.
- Oze C, Skinner C, Schroth A, Coleman RG. 2008. Growing up green on serpentine soils: Biogeochemistry of serpentine vegetation in the Central Coast Range of California. *Applied Geochemistry* 23:3391-3403.
- FAO. 2006. World reference base for soil resources. En: *IUSS, ISRIC, Rome*.
- DEFRA & Environmental Agency. 2006. *Assesing Risks from Land Contamination. A Proportionate Approach. Soil Guideline Values: The Way Forward*. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
- RIVM. 2001. *Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater*. RIVM Report 71701023. National institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Visioli G, Menta C, Gardi C, Conti FD. 2013. Metal toxicity and biodiversity in serpentine soils: Application of bioassay tests and microarthropod index. *Chemosphere* 90:1267-1273.
- Almås ÅR, Salbu B, Singh, BR. 2000. Changes in partitioning of cadmium-109 and zinc-65 in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil Science Society of America Journal* 64(6):1951-1958.
- Macías FV, Calvo RA. 2009. *Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia*. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

Contenido total y extraíble con Na₂-EDTA de metales pesados en las capas superficiales de suelos forestales de una toposecuencia en Tierra del Fuego (Argentina)

J.C. Nóvoa-Muñoz^{1*}, X. Pontevedra-Pombal², A. Moretto^{3,4}, A. Gómez-Armesto¹, E. García-Rodeja², J. Carballeira-Díaz¹, V. Pancotto^{3,4}, P. Pérez-Rodríguez¹

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Depto. Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Facultad de Ciencias, Universidade de Vigo, Ourense 32004, España; *edjuanca@uvigo.es

²Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela 15872, España

³Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Bernardo Houssay 200, 9410 Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

⁴Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Onas 450, 9410 Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Resumen

Se analiza el contenido total y biodisponible (Na₂-EDTA) de metales pesados (Cu, Ni, Pb y Zn) en los horizontes orgánicos y en la parte más superficial del horizonte A de suelos forestales de *Nothofagus pumilio* (lenga) a lo largo de una toposecuencia en Tierra del Fuego (Argentina). Los niveles totales de los metales pesados analizados varían entre 11-28 mg kg⁻¹ para Cu, 8-49 mg kg⁻¹ para Ni, 3-24 mg kg⁻¹ para Pb y 67-227 mg kg⁻¹ para Zn. Los valores de Cu y Zn suelen ser significativamente mayores en los horizontes orgánicos que en los horizontes A, posiblemente debido al efecto de reciclado que ejerce la vegetación forestal y que se traduce en valores de Cu y Zn biodisponibles superiores al 30% del total. Por el contrario, los niveles biodisponibles de Pb y Ni son muy bajos y el contenido total de ambos metales es mayor en la capa superficial del horizonte A, donde la litología del material de partida muestra una mayor influencia.

Aunque los niveles totales de metales pesados obtenidos no suponen en la actualidad un riesgo para la actividad de los microorganismos del suelo, la lenta acumulación de metales pesados derivados de la deposición atmosférica y no esenciales para la vegetación, podría alcanzar un nivel que entrañase un cierto riesgo de movilización en el perfil y hacia las aguas superficiales favorecido por la acidez de los suelos.

Introducción

La emisión de metales pesados a la atmósfera debido a actividades antrópicas ha ido aumentando progresivamente durante las últimas décadas (Pacyna et al., 2007), mientras que su transporte atmosférico ha facilitado su llegada a zonas prístinas del globo (Steinnes y Friedland, 2006). La deposición de metales pesados transportados a largas distancias ha contribuido a aumentar su presencia en los suelos. Es especialmente en los suelos forestales donde este hecho es más patente (Hernández et al., 2003; Hovmand et al., 2008; Suchara y Sucharova, 2002), en gran medida por la eficiencia de la vegetación forestal en la intercepción de contaminantes atmosféricos, el carácter de nutriente esencial de alguno de estos metales pesados y el papel de la materia orgánica acumulada en las capas más superficiales de los suelos (horizontes O y A). Particularmente la acumulación de materia orgánica en las capas más superficiales de los suelos de bosque hace de estos un medio biogeoquímico adecuado para la retención de metales pesados, gracias a la fuerte afinidad entre materia orgánica y metales pesados. Como consecuencia, en esta parte de los suelos forestales tiene lugar la inmovilización permanente o temporal de metales pesados mediante reacciones de intercambio catiónico, quelación, complejación y adsorción, pudiendo llegar hasta niveles que

constituyen un grave riesgo para la vegetación, para los microorganismos del suelo (Tyler et al, 1989) e incluso para las aguas superficiales.

Al contrario que sucede en el hemisferio norte, la información sobre los niveles de metales pesados en las capas más superficiales de suelos de bosques en latitudes altas del hemisferio sur es bastante escasa. Así pues, el objetivo principal de este trabajo es conocer el contenido total y biodisponible de Cu, Ni, Pb, y Zn en las capas más superficiales de una toposecuencia de suelos forestales en Tierra del Fuego.

Material y métodos

La toposecuencia objeto de estudio se localiza en la ladera sur del Cerro Castor (54° 43' S, 68° 00' W) en las cercanías de la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego (Argentina). La vegetación dominante en toda la toposecuencia es *Nothofagus pumilio* (lenga). En la toposecuencia se han seleccionado 5 parcelas a diferente altitud (220, 340, 480, 590 y 630 m), en cada una de las cuales se han tomado 6 muestras del horizonte orgánico (de entre 5 y 10 cm de espesor) y 6 muestras de los 10 cm superiores del horizonte mineral (A).

En todas las muestras de suelo, secas y tamizadas (< 2mm), se determinaron el pH en agua (pHw), los contenidos totales de C, N y S, y la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe). Los niveles totales de metales pesados (Cu, Ni, Pb, y Zn) se obtuvieron mediante fluorescencia de Rayos X, mientras que los niveles biodisponibles de estos metales fueron estimados mediante extracción con Na₂-EDTA 0,02 M + NH₄Ac 0,5 M a pH 4.6 (Lakanen y Ervio, 1971) empleando una relación suelo:disolución 1:5 que se agitó durante 30 minutos. En el extracto resultante, centrifugado y filtrado, se procede a la determinación de los metales pesados mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama.

Resultados y discusión

Algunas características generales de los suelos analizados se muestran en la Tabla 1. Como cabe esperar los horizontes O son ricos en C (146-422 g kg⁻¹) y N (7,1-13,9 g kg⁻¹), de ligera a moderadamente ácidos, con una CICe casi siempre superior a los 30 cmol_c kg⁻¹ y dominada por cationes básicos y escasa presencia de Al intercambiable. La capa más superficial de los horizontes A también son ácidos, con menos contenido en materia orgánica y una CICe más baja que en ocasiones presenta un nivel considerable de Al intercambiable.

Tabla 1. Valor medio (± desviación estándar) para algunas características de los suelos en función de la altitud y tipo de horizonte

Altitud (m)	Hor	Prof (cm)	pHw	pHk	C ----- g kg ⁻¹ -----	N -----	SB -----	Al ----- cmol _c kg ⁻¹ -----	CICe -----
220	O	0-8	5,2	4,9	146±28	7,5±1,5	34,7±4,8	0,2±0,1	36±5
	A	8-18	5,1	4,4	36±8	2,3±0,7	9,2±5,0	1,3±1,0	11±4
340	O	0-10	3,7	3,6	371±29	11,6±1,7	33,3±14,4	0,3±0,3	35±15
	A	10-20	4,2	3,3	36±9	1,4±0,4	5,0±2,6	3,5±1,0	9±2
480	O	0-10	4,0	3,8	408±20	13,9±4,1	33,2±5,8	0,2±0,1	36±6
	A	10-20	4,0	3,1	32±18	1,4±0,4	2,8±1,9	3,3±1,6	7±2
590	O	0-8	3,7	3,2	418±12	7,1±2,1	22,8±5,6	1,8±1,4	26±4
	A	8-18	3,9	3,3	40±14	1,3±0,3	0,9±0,5	6,0±2,2	7±3
630	O	0-5	4,4	3,8	422±43	12,7±1,7	29,7±5,6	1,6±2,7	32±5
	A	5-15	4,1	3,5	50±15	2,4±0,5	1,3±0,7	6,4±2,2	8±3

Los valores de Cu total en los horizontes orgánicos varían entre 11 y 28 mg kg⁻¹, siendo ligeramente superiores en la capa más superficial de los horizontes A (Tabla 2), aunque no presentan una tendencia clara respecto a la altitud que ocupan los suelos en la toposecuencia. En relación a los niveles de Cu biodisponible (Cu_{ed}), éstos son significativamente mayores

($t=5,255$; $p=0,000$) en los horizontes O que en los A, hecho que se podría explicar en base a la esencialidad de este nutriente. De este modo, la vegetación contribuye a un mayor nivel de Cu en la capa orgánica del suelo a través de la caída de material senescente, cuya progresiva descomposición favorecería una mayor disponibilidad de Cu.

Los valores de Ni total, generalmente mayores que los de Cu total, varían entre 8 y 49 mg kg⁻¹ y son significativamente mayores en la parte más superficial del horizonte A que en los orgánicos ($t=-3,064$; $p=0,008$), indicando que la litología es la principal fuente de este metal en los suelos estudiados. Además, la diferencia de valores entre los suelos de la zona baja de la toposecuencia (220 y 340 m) y de la zona alta (590 y 630 m) reflejan la diferenciación litológica del material de partida de los suelos, esquistos en los suelos de baja altitud y till glaciar rico en lutitas en los de la parte alta. Los niveles de Ni biodisponible están por debajo del límite de cuantificación en los suelos ubicados por encima de los 480 m (Tabla 2), mientras que en el resto son algo mayores en los horizontes orgánicos (5,8-7,4 mg kg⁻¹) que en los minerales (1,9-2,4 mg kg⁻¹).

Los valores de Pb total son aún más bajos que los de Cu y Ni, variando entre 3,4 y 25,0 mg kg⁻¹ (Tabla 2), siendo también significativamente mayores en los horizontes minerales que en los orgánicos ($t=-7,605$; $p=0,000$) que podría justificarse de la misma manera que el Ni. Los valores medios de Pb biodisponible (Pb_{ed}) apenas alcanza los 2 mg kg⁻¹ lo que obedece al carácter no esencial de este elemento que, al no ser asimilado por la vegetación, apenas es devuelto al suelo a través del material senescente.

Tabla 2. Valor medio del contenido total (T) y biodisponible (ed) de metales pesados en función de la altitud y tipo de horizonte

Altitud (m)	Hor	Prof (cm)	mg kg ⁻¹							
			Cu _T	Cu _{ed}	Ni _T	Ni _{ed}	Pb _T	Pb _{ed}	Zn _T	Zn _{ed}
220	O	0-8	17,8	5,5	49,5	5,8	8,1	1,5	141,3	37,2
	A	8-18	28,2	1,9	67,3	1,9	13,4	<1,0	92,5	5,5
340	O	0-10	14,4	8,5	22,1	7,4	5,3	2,0	198,8	88,0
	A	10-20	16,1	1,1	44,0	2,4	22,2	2,3	227,5	14,0
480	O	0-10	11,1	6,3	8,4	<1,0	1,6	<1,0	138,9	73,9
	A	10-20	13,4	1,9	23,5	1,2	24,6	1,9	82,7	11,3
590	O	0-8	15,1	13,8	10,3	<1,0	3,4	<1,0	77,9	27,5
	A	8-18	16,8	0,8	18,2	<1,0	25,0	1,1	76,2	8,1
630	O	0-5	15,1	7,9	9,2	<1,0	3,4	<1,0	66,6	31,5
	A	5-15	24,2	2,0	17,7	<1,0	24,2	1,1	81,7	6,0

El Zn es el metal pesado más abundante de los analizados, con valores medios que varían entre 67 y 227 mg kg⁻¹ pero que no permiten establecer diferencias significativas en función del tipo de horizonte (Tabla 2). No obstante, si puede observarse una tendencia a que los valores de Zn total disminuyen acusadamente en los horizontes orgánicos de los suelos que ocupan la parte más alta de la toposecuencia. Dado que se trata de un elemento esencial y que habitualmente suele acumularse en la superficie de los suelos forestales, es posible que las condiciones ambientales a estas altitudes (cercanas al límite de distribución de la lenga) promueva un reciclado más eficiente de los nutrientes (Frangi et al., 2005) reduciendo su presencia en el suelo. Los niveles de Zn biodisponible (Zn_{ed}) varían entre 5 y 88 mg kg⁻¹, y suponen un elevado porcentaje del Zn total en el caso de los horizontes O donde supone entre el 33 y 48%.

Los valores obtenidos para los cuatro metales pesados analizados superan los establecidos por Hovmand et al. (2008) para las capas más superficiales de suelos forestales en el sur de Escandinavia, siendo más próximos cuantitativamente a los observados en suelos de bosque de Maine (McGee et al., 2006) o en Francia (Hernandez et al., 2003).

Los niveles totales de los metales pesados analizados en este estudio son inferiores a aquellos

a partir de los cuales podría haber efectos perjudiciales sobre los microorganismos del suelo, $Pb > 50-250 \text{ mg kg}^{-1}$, $Cu > 20-100 \text{ mg kg}^{-1}$, $Zn > 500 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tyler et al., 1989). Según estos valores, solo en alguno de los niveles minerales podría plantearse algún problema con el Cu, si bien la presencia de materia orgánica reduciría este riesgo notablemente.

Por otro lado, cabe destacar el diferente comportamiento de los metales pesados que son nutrientes esenciales de los que no lo son. Para los primeros, como Cu y Zn, la vegetación podría estar manteniendo un equilibrio entre los aportes al suelo a través de la hojarasca y su posterior asimilación. Para los no esenciales, la vegetación estaría facilitando su intercepción y transferencia al suelo en caso de que estuviesen presente como contaminantes en las masas de aire. En esas circunstancias, la acumulación de baja intensidad de estos metales podría llevar a riesgos para los microorganismos del suelo, e incluso para su movilización en profundidad facilitada por las condiciones de acidez que imperan en los suelos estudiados.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido parcialmente financiada por la Fundación BBVA (Proyecto BIOCON05/119-CARBOCLIM), por el Proyecto PICTO FORESTAL (Resol. ANPCyT 225/07, cod. 36861) y por los Fondos FEDER otorgados al CIA de la Universidad de Vigo a través del programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Consellería de Educación (Xunta de Galicia)

Bibliografía

- Frangi JL, Barrera MD, Richter LL, Lugo AE. 2005. Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forest along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management* 217:80-90.
- Hernández L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric deposition. *Science of the Total Environment* 312:195-219.
- Hovmand MF, Kemp K, Kystol J, Johnsen I, Riis-Nielsen T, Pacyna JM. 2008. Atmospheric heavy metal deposition accumulated in rural forest soils of southern Scandinavia. *Environmental Pollution* 155:537-541.
- Lakonen E, Ervio RA. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant-available micronutrients in soils. *Acta Agricultura Fennica* 123:223-232.
- McGee, CJ, Fernandez IJ, Norton SA, Stubbs CS. 2006. Element concentrations in Maine forest vegetation and soils. *Maine Agricultural and Forest Experiment Station Technical Bulletin* 195:1-18.
- Pacyna EG, Pacyna JM, Fudala J, Strzelecka-Jastrzab E, Hlawiczka S, Panasiuk D, Nitter S, Pregger T, Pfeiffer H, Friedrich R. 2007. Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment* 41:8557-8566.
- Steinnes E, Friedland AJ. 2006. Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. *Environmental Reviews* 14:169-186.
- Suchara I, Sucharova J. 2002. Distribution of sulphur and heavy metals in forest floor humus of the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 136:289-316.
- Tyler G, Balsberg Pahlsson AM, Bengtsson G, Baath E, Tranvik L. 1989. Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. *Water, Air, and Soil Pollution* 47:189-215.

Estudio de la dinámica del hierro en sedimentos con gas somero.

A.M. Ramírez-Pérez¹, E. de Blas^{1*}, S.García-Gil²

¹Departamento de Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo, España; *eblas@uvigo.es

²Departamento de Geociencias Marinas y O. T., Universidade de Vigo, España

Resumen

Las características peculiares de la Ría de Vigo (NW de España), con tasas de sedimentación elevadas y altos contenidos en materia orgánica, favorecen el desarrollo de condiciones anóxicas en el sedimento que determinan la dinámica de elementos como el Fe condicionando su especiación y reactividad. En el presente trabajo se analizan diferentes fracciones de Fe altamente reactivo, reactivo con ditionito y total reactivo según el método descrito por Holmkvist et al. (2011), en sedimentos de la Ría de Vigo con el fin de comprender el comportamiento del Fe en estos ambientes complejos. Para ello se analizaron dos testigos, uno de ellos recogido en la ensenada de San Simón con presencia de gas metano a partir de los 90 cm de profundidad y otro recogido en la zona externa, fuera de los campos de gas cartografiados en la ría. Los valores de hierro altamente reactivo, reactivo con ditionito y de hierro total reactivo son más elevados en la zona externa de la ría. Los valores más bajos corresponden al Fe altamente reactivo con valores siempre inferiores a 86 mmol kg⁻¹ en ambas zonas. En la zona con metano se aprecia una disminución de los tres tipos de Fe extraídos justo por debajo de la zona de sulfato-metano transición.

Introducción

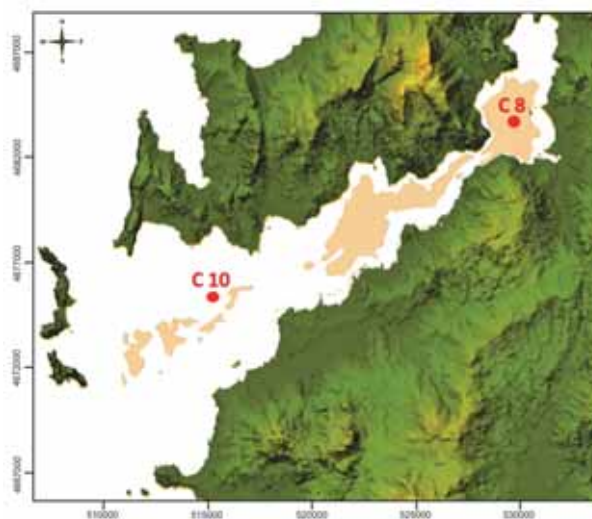


Fig.1. Localización de los puntos de muestreo y cartografía de los campos de gas en la Ría de Vigo.

Galicia posee uno de los ambientes litorales más complejos en la Península Ibérica. La Ría de Vigo es la más meridional de las Rías Baixas gallegas y presenta un perfil transversal en valle de artesa con una orientación SO-NE (Fig. 1). La fisiografía de la Ría y su alta productividad incrementan la sedimentación de materiales con elevados contenidos en materia orgánica. La degradación de esta materia orgánica provoca la formación de metano microbiano, que se acumula generando grandes campos de gas (Iglesias y García-Gil, 2004). En estos ambientes

anóxicos el Fe puede intervenir en procesos como la oxidación anaeróbica del metano por debajo de la zona de transición metano-sulfato (SMTZ) o contribuir a la formación de materiales piríticos. El objetivo de este trabajo es evaluar la disponibilidad de diferentes formas de hierro para intentar comprender su participación en diferentes procesos.

Material y métodos

Para la caracterización del Fe en sedimentos anóxicos de la Ría de Vigo se extrajeron dos testigos de gravedad en la campaña oceanográfica realizada, en noviembre de 2012, a bordo b/o “MYTILUS” perteneciente al Instituto de Investigaciones Marinas del CSIC. El testigo C8, recuperado en la zona interna de la ría, presentó metano a profundidades superiores a 90 cm mientras que en el C10, localizado en la zona externa, no se apreció gas en la profundidad analizada. En cada testigo, se determinaron pH, Eh, y temperatura en el laboratorio del barco inmediatamente después de abrir el testigo. Ya en tierra se realizó un análisis granulométrico previa oxidación de la materia orgánica con H₂O₂. La fracción arena se separó por tamizado en húmedo y para analizar las fracciones finas (<63 µm) se utilizó un SediGraph. El carbono orgánico total (TOC, en muestras previamente tratadas con HCl) y el nitrógeno (N) se determinaron por análisis elemental a intervalos de 20 cm.

Para evaluar la reactividad del Fe se siguió el método descrito por Holmkvist et al., (2011) quien determina las siguientes fracciones de Fe reactivo en 3 sub-muestras separadas de sedimento. El Fe reactivo se define aquí como la fracción de hierro que puede reaccionar con sulfuro para formar minerales de sulfuro de hierro:

- a) Fe (III) altamente reactivo (basado en Kostka y Luther, 1994). En esta fracción se extraen los minerales de hierro más fácilmente soluble en ácido.
- b) Hierro reactivo con ditionito (según el método de Canfield, 1989). Esta fracción se compone principalmente de óxidos de hierro cristalinos (goetita y hematita), FeCO₃ y FeS.
- c) Hierro total reactivo (Berner, 1970). Fracción que incluye las fracciones de hierro más fácilmente reactivo y de hierro reactivo ligado a silicatos.

Resultados y discusión

Las muestras de sedimentos analizadas tienen un pH próximo a la neutralidad oscilando entre valores de 6.86 y 7.9 (ambos en el C8). El testigo C8 es el más reducido con valores de Eh siempre negativos e inferiores a -174 mV (-174 a -190 mV), mientras que el testigo 10 solo es anóxico por debajo de los 2 m de profundidad, presentando una zona oxidada a 220 cm con valores de Eh positivos y más elevados que en la zona superficial (98 mV). El análisis textural mostró que son facies de sedimentos de grano fino con un ligero contenido de arenas bioclásticas. En la zona media de ambos testigos hay un incremento de la fracción arena pero solo en la zona inferior del testigo situado en la zona externa de la ría (C10) se alcanzaron valores superiores al 20%.

Los valores de carbono orgánico son siempre superiores en la zona interna de la ría, independientemente de la profundidad analizada (Fig.2). En San Simón (C8) estos valores oscilaron entre 4.3 y 14.9% mientras que en la zona externa (C10) fueron menos variables y siempre inferiores a 3.3%. Además del contenido también varía la composición de la materia orgánica tal y como se refleja en la relación TOC/N que en C8 varió entre 11 y 20 poniendo de manifiesto un origen más continental de esta materia orgánica (Hedges et al., 1997). En C10 esta relación es inferior a 10 en gran parte de las muestras analizadas por encima de los 250 cm., indicando la presencia de materia orgánica lábil, principalmente de origen marino.

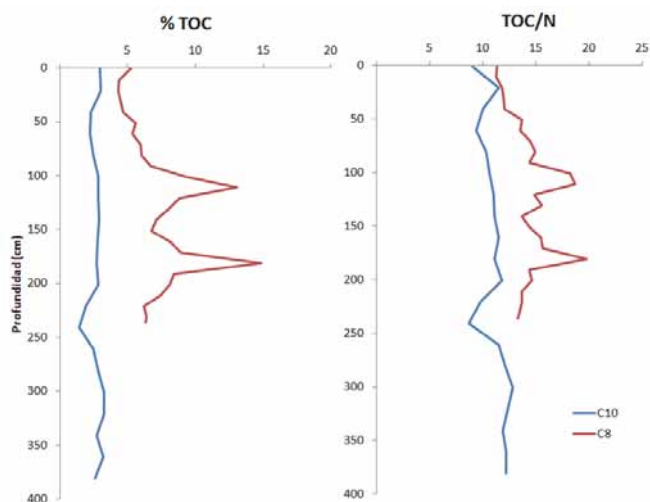


Fig 2. Valores de TOC y relación de TOC/N en los testigos analizados.

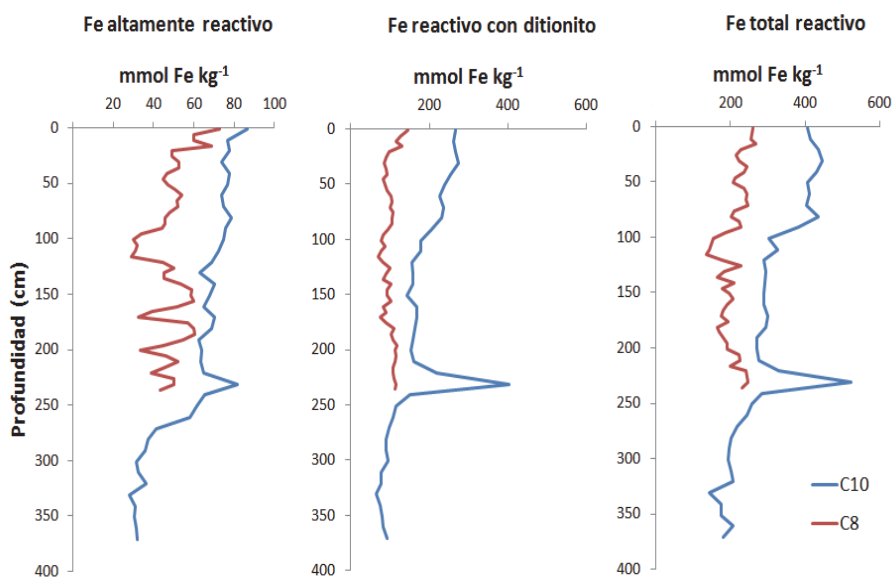


Fig. 3. Perfiles de concentración del hierro altamente reactivo, hierro reactivo con ditionito y hierro total reactivo en 2 testigos de la ría de Vigo: C10 (zona externa sin gas) y C8 (ensenada de San Simón con gas).

Los contenidos de Fe altamente reactivo, reactivo con ditionito y total reactivo (Fig. 3) obtenidos en la zona externa de la ría (C10) son siempre superiores a los de la zona interna (C8). El hierro altamente reactivo, generado por la reacción entre el Fe ferroso disuelto y el sulfuro, se encuentra en mayor cantidad en la zona más superficial de los sedimentos presentando valores de 86 y 73 mmoles kg^{-1} en los primeros cm de C10 y C8, respectivamente. A medida que la profundidad aumenta los contenidos de Fe altamente reactivo disminuyen. Este tipo de hierro es muy inestable por lo que rápidamente tiende a

formar compuestos más estables como la piritita. Sin embargo, el enriquecimiento producido alrededor de los 230 cm de profundidad podría atribuirse a un retardo en la formación de piritita (Boesen y Postma, 1988; Gagnon et al., 1995; Burton et al., 2006) o a una reacción lenta con el H₂S en condiciones anóxicas (Schoonen y Barnes, 1991; Hurtgen et al., 1999; Benning et al., 2000). El hierro reactivo extraído con ditionito presenta valores muy homogéneos, de 100±3.3 mmoles kg⁻¹ por término medio en la zona de San Simón (C8), en cambio, en la zona externa (C10) su contenido tiende a disminuir con la profundidad (de 268 a 83 mmoles kg⁻¹). En esta zona externa destaca un fuerte pico a 230 cm profundidad, tanto de Fe reactivo con ditionito (403.8 mmoles kg⁻¹) como de hierro total reactivo (523.5 mmoles Kg⁻¹) que coincide con el citado enriquecimiento de hierro altamente reactivo. En C8 entre 90 y 120 cm se aprecia una reducción en los valores de los tres tipos de Fe extraídos justo por debajo de la zona de sulfato-metano transición (García-Gil et al., 2011).

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto ECOMER (número de referencia CGL2012-33584) financiado por el MEC y cofinanciado con fondos FEDER.

Bibliografía

- Benning LG, Wilkin RT, Barnes HL. 2000. Reaction pathways in the Fe-S system below 100°C. *Chemical Geology* 167: 25-51.
- Berner RA. 1970. Sedimentary pyrite formation. *American Journal of Science* 268: 1-23.
- Boesen C, Postma D. 1988. Pyrite formation in anoxic environments of the Baltic. *American Journal of Science* 288: 575-603.
- Benning LG, Wilkin RT, Barnes HL. 2000. Reaction pathways in the Fe-S system below 100°C. *Chemical Geology*, 167: 25-51.
- Burton ED, Bush RT, Sullivan LA. 2006. Reduced inorganic sulfur speciation in drain sediments from acid sulfate soil landscapes. *Environmental Science and Technology* 40: 888-893.
- Canfield, D. E. 1989. Reactive iron in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 619-632.
- Gagnon C, Mucc, A, Pelletier É. 1995. Anomalous accumulation of acid-volatile sulphides (AVS) in a coastal marine sediment, Saguenay fjord, Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59: 2663-2675.
- García-Gil S, de Blas E, Martínez-Carreño N, Iglesias J, Rial-Otero R, Simal-Gándara J, Judd AG. 2011. Characterisation and preliminary quantification of the methane reservoir in a coastal sedimentary source: San Simón Bay, Ría de Vigo, NW Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91: 232-242.
- Hedges JJ, Keil, RG, Benner R. 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? *Organic Geochemistry* 27: 195-212.
- Holmkvist L, TG Ferdelman, BB Jørgensen. 2011. A cryptic sulfur cycle driven by iron in the methane zone of marine sediment (Aarhus Bay, Denmark). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 75: 3581-3599.
- Hurtgen MT, Lyons TW, Ingall ED, Cruse AM. 1999. Anomalous enrichments of iron monosulfide in euxinic marine sediments and the role of H₂S in iron sulfide transformations: Examples from effingham inlet, orca basin, and the black sea. *American Journal of Science*, 299: 556-588.
- Iglesias J, Garcia-Gil. S. 2004. Nuevos campos de gas somero en la Ría de Vigo (Galicia). *Geo-Temas* 6: 241-244.
- Kostka J E, Luther III, GW. 1994. Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 1701-1710.
- Schoonen MAA, Barnes HL. 1991. Reactions forming pyrite and marcasite from solution: II. via FeS precursors below 100°C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55: 1505-1514.

Chemical composition and dynamics of the physico-chemical properties of peatland sub-catchments from the Xistral Mountains (NW Spain)

O. Varela-Silvalde¹, D. Castro², X. Pontevedra-Pombal¹, J. Antelo^{1*}

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España; *juan.antelo@usc.es

²Departamento de Bótanica. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Abstract

The physico-chemical properties of surface water collected from small boggy catchments present at an ombrotrophic peatland located at the Xistral Mountains (NW Spain) were monitored over a 6-month period in order to obtain information on the dynamic of nutrients and trace elements in such systems. Additionally, the same properties were monitored for the water collected from the rainfall and fog episodes (water inputs) produced in the area during the period of the study.

Except for the dissolved organic carbon (DOC), the chemical composition of the surface waters was strongly influenced by the rainfall and fog episodes. DOC significantly varied along the bog catchments (3 to 5 sampling points in three different sub-catchments), with higher values found for the waters collected close to the peatbog. Seasonal variation (autumn-spring) is likely to affect the chemical composition of the surface waters. The total atmospheric inputs and catchments outputs are in good agreements and the influence of marine ions such as Cl and Na is also reflected in the results.

Introduction

Peatlands present in the Xistral Mountains (Galicia, NW Spain) are included in the network of Special Areas of Conservation (SACs) under the European Union Directive 92/43/EEC. These protected ecosystems have large ecological importance since they are considered to act as a carbon source/sink and are involved in the climate change.

Several environmental studies highlighted the importance of the water inputs and outputs to describe the biogeochemical behaviour of the water catchments found in peatlands and upland soils, especially in the case of major solutes and trace elements (Miller and Hirst, 1998; Tipping et al., 2006a). The biogeochemical processes are complex and can respond to a variety of influences, such as changes in atmospheric deposition and rainfall or the hydrological conditions. In contrast to the water outputs, measuring water inputs to the catchments from the atmosphere is rather difficult, since atmospheric inputs could be spatially variable if the catchment is distributed over a wide area and altitude, topography and vegetation changes. There is an increased awareness of the importance of short- and long-term datasets to assess the present and future impacts of heavy metals or organic contaminants on these sensitive ecosystems and to develop environmental policies. Upland catchments have been identified as important in acidification studies of waters and soils and for dynamic modelling of heavy metals in natural systems (Tipping et al., 2006b).

The present study was designed as long-term study and could be considered the first results towards describing the seasonal and spatial variation of the DOC, major solute ions and trace elements of environmental interest in the pristine peatland catchments present in the Xistral Mountains. The catchment outputs of the major ions (Na, K, Ca, Mg, Cl, NO₃, SO₄ and HCO₃) have been compared with the total atmospheric inputs, comprising cloud droplet deposition (fog, mist) and wet deposition (rainfall).

Materials and methods

Water samples were periodically collected (November 2013 to April 2014) from three sub-catchments found in the Chao de Veiga Mol (CVM) ombrotrophic peatland of the Xistral Mountains, (43°32'34,4'' N - 7°30'13,41'' W; 700 m s.n.m.). In each of the sub-catchments (north, east and south slope) several sampling sites were selected in order to have 3 to 5 points to analyse the influence of the distance from the bog. Collected samples were kept in acid-washed polyethylene flasks and stored at low temperature (4° C) in darkness to prevent changes in the chemical composition before the physico-chemical properties are analysed.

Rainfall water was quantified using a rain gauge smart sensor with tipping bucket and fortnightly collected. Contribution of fog and mist was also quantified using another similar gauge sensor and collected. Both were considered as the main water inputs of the different catchments in the peatland and surroundings.

All water samples were filtered through 0.45 µm membrane filters prior to analysis. Major solutes present in the samples (Na, K, Mg, Ca, NO₃, Cl, SO₄, HCO₃, PO₄) were analysed by a range of techniques including colorimetric methods, atomic absorption spectroscopy and ion chromatography. DOC was determined by segmented continuous flow analyzer. Conductivity, pH, temperature and oxygen concentration were determined *in-situ* using a multiparametric HANNA H19828 probe. Water subsamples were acidified to 1% with concentrated HNO₃ for trace elements analysis using ICP-OES or ICP-MS.

Results and discussions

A comparison of the average results found for the three sub-catchments, along with the results found for the rainfall and fog/mist, are shown in Table 1. Differences in the content of major cations and anions present in the peat catchments are not significant during time range of the study and the results are comparable with the input concentrations observed for the rainfall. On the other hand, it must be pointed out that the major solute concentrations are much larger in the case of the fog and mist water input, which might be related to a major contribution of marine ions.

Table 1. Summary of the average composition for the water collected from the 3 sub-catchments, rainfall and fog/mist.

	pH	DOC	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO ₄	NO ₃
	mg/l								
<i>Catchment S</i>	4.26	8.1	4.7	0.3	0.8	0.6	9.4	12.6	0.5
<i>Catchment E</i>	4.28	11.3	5.1	0.5	1.0	0.6	10.1	15.1	0.4
<i>Catchment N</i>	4.05	15.7	4.9	0.4	0.8	0.7	9.8	22.7	0.4
<i>Rainfall</i>	6.17	0.9	5.7	0.2	2.6	0.9	12.1	10.2	0.2
<i>Fog/Mist</i>	4.74	1.2	28.5	1.0	4.3	2.6	55.0	42.8	1.0

Generally, DOC concentrations are larger for the north sub-catchment, whereas intermediate values were found for the east sub-catchments and the lower values were found in the south sub-catchment. As expected, DOC values are low in the water samples collected from rainfall and fog/mist in comparison with the values observed for the bog catchment. Dissolved organic matter showed seasonal variations in the period of the study (Figure 1). Larger DOC values were found during the period in between November and December, which could be considered an exceptional dry season (285 l/m²). Lower DOC values were observed for the samples collected in the period comprising the months of January, February and March, where an increase of the rainfall volume was also observed (360 l/m²). The observed reduction of the DOC during the winter season is in good agreement with previous results found by Clark et al. (2008) for upland catchments and was associated to the increase on the

rainfall episodes. Factors controlling the seasonal variation of DOC comprise the biological activity in the peat soil or the decomposition of plants and litter.

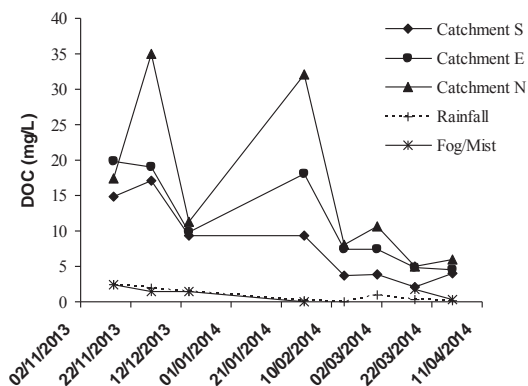


Figure 1. Dissolved organic content dynamics in short-term monitoring data for the three sub-catchments analysed. Comparison with the variations observed for the rainfall and fog/mist are also presented.

As it was state above seasonal variations for the major solutes present in the waters are not significant, although an increase on the concentration of marine ions, such as Cl and Na, in the input waters (mainly from fog/mist) is reflected in the output waters, especially in the water collected at the surface of the CVM peatland (Figure 2). It should be taken into account that the area of study is about 15-20 km from the coastline and marine fog or mist episodes are very common. Differences in the input and output concentrations could be associated to an accumulation of these marine ions in the peat soils through ion exchange or complexation processes with natural organic matter.

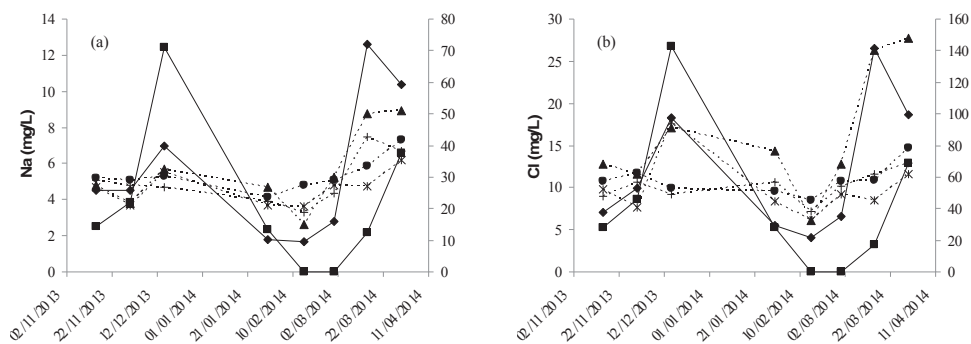


Figure 2. Variation on the concentration of (a) sodium and (b) chloride ions in the input and output waters. Rainfall (◆), Peat surface (▲), Catchment N (+), Catchment E (●), and Catchment S (*) data are shown in the main axis, whereas Fog/Mist (■) data are shown in the secondary axis.

Concentrations of trace elements (Cu and Zn) at the different sampling sites in the different sub-catchments are comparable to the concentrations observed in the rainfall sample (data not available for the fog and mist sample). As it can be observed in Figure 3, for Zn only sample CVE2 presents higher concentrations that in the rainfall input, whereas for Cu samples CVE2, CVE3, CVN1 and CD showed higher concentrations. The larger metal concentration values observed could be assigned to remobilization of trace metals complexed by the natural organic matter present in the peat soil, since it is well known that it presents high affinity for

both trace metals. Nevertheless, atmospheric deposition could not be ruled out since the contribution of particulate materials present in the fog was not taken into account.

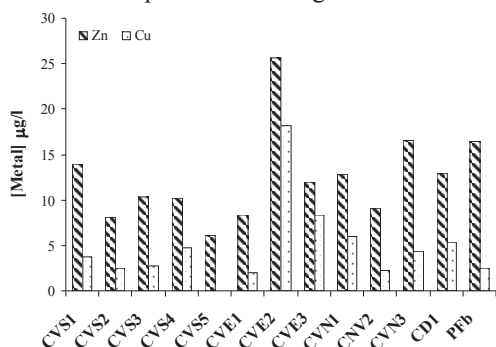


Figure 3. Concentrations of Cu and Zn in the collected waters at the different sampling sites.

Future work should extend the data set, evaluate the concentrations of trace elements in the input waters and conduct in-situ experiments to determine the concentrations of free ion concentrations of major solutes and trace metals using DMT or DGT techniques.

References

- Clark JM, Lane SL, Chapman PJ, Adamson JK. 2008. Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Science of the Total Environment* 404:308-315.
- Miller JD, Hirst D. 1998. Trends in concentrations of solutes in an upland catchment in Scotland. *Science of the Total Environment* 216:77-88.
- Tipping E, Rothwell JJ, Shotbolt K, Lawlor AJ. 2006a. Dynamic modelling of atmospherically-deposited Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in Pennine catchments (northern England). *Environmental Pollution* 158:1521-1529.
- Tipping E, Lawlor AJ, Lofts S. 2006b. Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: Major solutes and acidification. *Environmental Pollution* 141:151-166.

Relaciones entre las características del suelo y el “*terroir*” en los viñedos de la D.O. Ribeira Sacra (Galicia, NO de España)

J.M. Queijeiro^{1*}, I. Rodríguez-Vega², M. Vilanova²

¹Departamento de Biología Vegetal e ciencia do solo, Facultad de Ciencias de Ourense, Universidad de Vigo, España; * igarcia@uvigo.es

² Misión Biológica de Galicia-CSIC. PO BOX 28. Pontevedra. Spain.

Resumen:

Se estudian las propiedades fisicoquímicas de los suelos de los viñedos de la zona vitícola de la Ribeira Sacra y se analizan y tratan de identificar, las características que tienen una contribución más relevante a la configuración del *terroir* en este sector y la eventual contribución de ciertas características que podrían actuar como factores limitantes de la expresión vegetativa de la vid (aridez de origen edáfico ligada a las texturas gruesas, acidez, escasez y/o desequilibrios de ciertos cationes como el Ca y el K y los excesos de metales como el Cu y el Mn) a la personalidad y al carácter de los vinos producidos en este sector.

Introducción

El concepto de *terroir* tiene mucho que ver con la influencia de los factores de formación del suelo (clima, topografía y relieve, organismos incluyendo entre ellos a los seres humanos y el tiempo transcurrido), en las características y la personalidad de los vinos que se producen en un determinado lugar. Pero es que además, ocurre que muchos de los viñedos tradicionales europeos tienen una historia cultural que se remonta a los tiempos del imperio romano y que hay zonas ocupadas por viñedos de forma ininterrumpida desde hace siglos y milenios, por lo que se puede decir que esa historia cultural ha contribuido de forma decisiva a cambiar y a definir las características de muchos suelos vitícolas.

La historia de las actividades vitícolas en la Ribeira Sacra se remonta -al menos- a los tiempos iniciales del Camino de Santiago, cuando los responsables de los monasterios que proliferaban por todo este sector, comprendieron que las laderas que enmarcaban los valles del Miño y el Sil, favorecían la aparición de mesoclimas (*topoclimas*) que resultaban muy adecuados para el cultivo de la vid. Los monasterios impusieron a sus vasallos la obligación de acondicionar esas laderas, que se fueron recubriendo de terrazas vitícolas, hasta configurar un magnífico ejemplo de paisajes antrópicos donde se producía el vino que consumían los peregrinos en las etapas finales del Camino de Santiago. En la actualidad las terrazas vitícolas (“*socalcos*”) se mantienen en los sectores favorables para el cultivo de la vid (orientaciones sur, sudeste y sudoeste).

El proceso de construcción de estas terrazas es muy característico: los viticultores cavan en las laderas un escalón hasta alcanzar la saprolita, levantando posteriormente un muro de piedra en el borde, antes de proceder a rellenar ese espacio con una mezcla de saprolita y tierra vegetal, que pueden enriquecer o no estiércol y abonos verdes (paja de cereales, restos de poda, etc). En pocos sectores resulta tan evidente la labor del hombre como factor de formación, ya que esas terrazas (“*socalcos*”) en la terminología de la zona) siguen las curvas de nivel extendiéndose varios cientos de km. recubriendo las laderas desde poco más de 200 m. de altitud hasta 540 m. en los sectores más elevados. Los *socalcos* apenas dejan entre sí, un metro de tierra cultivable, de forma que por lo general, cada *socalco* solo puede acoger una fila de vides. Esas características confieren a los *socalcos* ventajas indudables, desde el punto de vista de la defensa de los suelos contra la erosión y de la formación de microclimas particularmente favorables para la maduración de las uvas.

En la Ribeira Sacra aparecen fundamentalmente cuatro tipos de materiales originales: neises

de tipo “*ollo de sapo*” (OS), rocas graníticas (Gr) que serán granitos de dos micas y granitos y granodioritas precoces y materiales sedimentarios: esquistos (Es) y pizarras (Piz).

En la zona se entremezclan las influencias atlánticas y mediterráneas y eso favorece la aparición de numerosos topoclimas, que en ciertos casos resultan muy adecuados para el cultivo de la vid.

Además los *socalcos* contribuyen a configurar microclimas particularmente adaptados para el cultivo de la vid, porque los muros de piedra actúan como acumuladores de calor, que van irradiando durante la noche la radiación recibida a lo largo del periodo diurno.

Aunque se discute todavía un posible origen romano de la viticultura en esta zona, de lo que no cabe duda es de que su *¿resurgimiento?* y expansión, tuvo mucho que ver con la aparición y consolidación del Camino de Santiago (Huetz, 1967). Además fue en esta zona donde se encontraron los documentos escritos más antiguos con referencias al viñedo en Galicia (año 816, en la carta de fundación del monasterio de S. Esteban en Sober en el corazón de la Ribeira Sacra).

Por sus características constructivas serían verdaderos antrosoles (IUSS, 2007), ya que presentan únicamente un horizonte de diagnóstico de tipo plágico, que se asienta directamente sobre la saprolita removida.

Material y métodos

Se recogieron muestras de suelo en 37 viñas repartidas por las 5 subzonas que se diferencian dentro del ámbito territorial de la D.O. Ribeira Sacra. La selección de las parcelas se realizó basándose en criterios topográficos (pendiente, altitud, orientación, etc.) y geológicos (material original), utilizando el programa de SIG Geomedia (Copyright Intergraph) para la localización de las muestras.

El N total y la materia orgánica se determinaron utilizando un Analizador elemental y los pH por potenciometría, mientras que para el Hidrógeno y el Aluminio de cambio se utilizó el método Thomas (1982). Las bases de cambio se extrajeron con CINH_4 y después se determinaron por absorción atómica, al igual que se hizo con los micronutrientes, aunque en este caso la extracción se realizó con $\text{EDTA-Na}_2/\text{Ac NH}_4$. El Fósforo asimilable se determinó utilizando el método Bray II.

Los datos fueron analizados utilizando el programa estadístico XLstat-Pro (Addinsoft) para realizar la comparación de medias (LSD) y los análisis de componentes principales (ACP), que nos permitieron identificar las propiedades fisicoquímicas de los suelos analizados, que presentaban diferencias significativas entre zonas, naturaleza del material original, etc.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 aparecen resumidos los promedios correspondientes a las propiedades fisicoquímicas de los suelos analizados agrupados en función de la subzona y la naturaleza geológica del material original. En esos suelos predominan las texturas gruesas franco-arenosas (90% de las muestras analizadas) y además, la pedregosidad suele aumentar con la profundidad (el penetrómetro rara vez profundiza más de 60 cm).

El contenido de materia orgánica es alto o muy alto (> 60% de las muestras) atendiendo a los estándares utilizados en viticultura (Crespy, 2007) y predominan las muestras con una relación C/N tirando a baja (el 61% de las muestras presenta valores para la relación C/N comprendidos entre 7 y 13), que nos indica que la materia orgánica se recicla con rapidez y que la escasez de N será poco frecuente. En cambio hay que contar con la probabilidad de que aparezcan problemas ocasionados con los excesos de vigor (que se dispara cuando la disponibilidad de agua y N es elevada), a pesar del efecto limitante de las sequías.

Los datos correspondientes a los pH nos indican que se trata de suelos fuertemente ácidos (Delás, 2000) y que convendría encalar la mayoría de las viñas analizadas. De hecho, en un

29% de los suelos pueden aparecer problemas relacionados con los excesos de acidez, aunque la vid es una planta muy tolerante a la presencia de aluminio (Conradie y Saayman, 1989). El porcentaje de saturación en Ca del complejo de cambio suele estar por debajo del 40%, en los suelos de las viñas que se manejan de forma más tradicional, que es un valor que se suele considerar insuficiente en viticultura (Nicholas, 2004). En cambio los suelos de las viñas con un nivel de manejo más intensivo en las que ya se presta una cierta atención a la fertilización y que se encalan periódicamente el Ca suele representar entre el 60 y el 80% de los cationes de cambio.

Tabla 1. Composición media de los parámetros analizados a los suelos de las cinco subzonas de la D.O. Ribeira Sacra, atendiendo a su geología y su profundidad.

Subzonas	Chantada		Ribeiras Miño			Amandi		Ribeiras Sil		QBibei
Geología	OS	Gr	Piz	Esq	Gr	OS	Gr	Esq	Gr	Piz
pH agua	5,4	5,3	5,4	5,1	4,3	4,8	5,0	5,4	4,7	5,0
pH KCl	4,6	4,1	4,6	4,2	3,4	3,8	4,3	4,5	3,9	4,2
% N	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
%C	1,7	1,3	1,9	1,4	1,7	2,5	1,9	0,8	2,6	1,7
C/N	14,3	11,0	12,7	11,1	13,1	12,8	13,3	8,0	12,9	10
% MO	3,0	2,2	3,2	2,4	3,0	4,2	3,4	1,5	4,6	2,9
% Grava	17,1	32,2	30,9	25,5	11,6	34,4	22,3	18,4	34,1	31,2
Acidez (cmol.kg ⁻¹)	1,2	1,3	1,9	1,2	2,6	1,8	1,4	0,2	2,0	1,1
Al _c (cmol.kg ⁻¹)	0,9	1,2	1,7	1,0	2,0	1,4	1,0	0,1	1,5	0,8
H _c ⁺ (cmol.kg ⁻¹)	0,3	0,1	0,2	0,2	0,5	0,4	0,4	0,1	0,5	0,3
Na _c (cmol.kg ⁻¹)	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
K _c (cmol.kg ⁻¹)	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2
Ca _c (cmol.kg ⁻¹)	3,3	3,3	4,5	2,5	0,5	2,5	4,1	3,6	3,6	3,1
Mg _c (cmol.kg ⁻¹)	0,7	0,9	0,6	0,5	0,1	0,7	1,0	1,2	1,2	0,7
Ca/Mg	5,3	3,6	5,7	4,2	6,1	3,7	4,0	3,0	3,2	5,1
Ca/K	19,1	12,3	12,9	9,5	5,6	18,3	27,9	33,4	21,6	14,6
K/Mg	0,4	0,3	0,6	0,6	1,1	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3
CEC	5,7	6,0	7,6	4,8	3,3	5,4	6,9	5,6	7,1	5,2
Zn (mg.kg ⁻¹)	2,2	2,1	2,3	3,3	2,2	4,7	3,2	2,4	5,8	5,3
Cu (mg.kg ⁻¹)	63	49	28	74	32	58	100	63	62	53
Mn (mg.kg ⁻¹)	16	54	40	35	19	56	41	109	37	75

Predominan los suelos con niveles bajos o muy bajos de K cambiante y más del 50% de las muestras estén por debajo del umbral de referencia para la saturación en K del complejo de cambio (4%) que se suele utilizar en viticultura (Spring *et al.*, 2003). En cambio suelen presentar niveles excesivos de Mg (Portela y Louzada, 2007), por lo que serán frecuentes los desequilibrios con el K de cambio, que pueden comprometer la calidad y la producción de las vendimias. Efectivamente, más del 90% de las muestras presentan valores para la relación K/Mg inferiores a 1, que se pueden considerar carenciales (White, 2003).

El contenido en fósforo asimilable es suficiente en la mayoría de los casos y además, el fósforo no suele plantear problemas en viticultura, ya que apenas hay referencias a situaciones de deficiencia de P en la literatura vitícola.

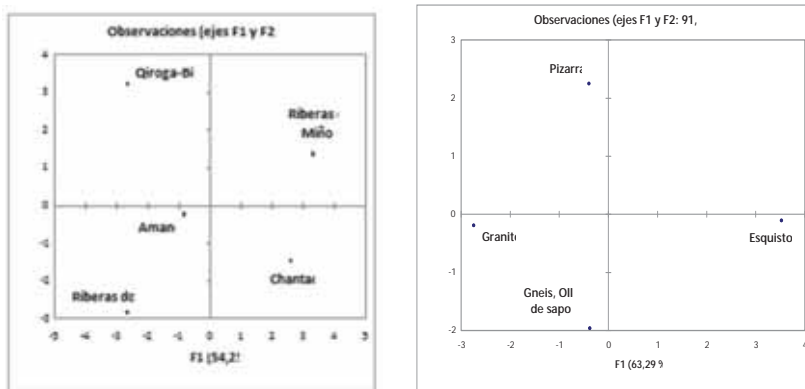
El contenido en Cu de la mayoría de las muestras estudiadas es muy alto o excesivo (casi un 60% de las muestras de las capas superficiales analizadas, tienen niveles de Cu asimilable por encima del límite de toxicidad de 50 mg de Cu.kg⁻¹) fijado por la legislación comunitaria.

El contenido en Mn asimilable es también muy alto en la mayor parte (>75%) de las muestras analizadas y hay un porcentaje notable (29,7% de las muestras superficiales y un 14,3% de las profundas) de suelos en los que el contenido en Zn asimilable es muy alto.

Los tratamientos estadísticos (ACP) encontraron muchas similitudes entre los suelos de las

subzonas de Amandí y la Ribeira do Sil, que a su vez presentaban unas propiedades fisicoquímicas bastante diferentes de las que tenían los suelos de las otras subzonas (Figuras 1a y 1b). También sirvieron para poner de manifiesto las diferencias existentes entre los suelos de los sectores donde predominan los gneis y granitos (que presentan bastantes similitudes en cuanto a sus parámetros fisicoquímicos) y los de las otras subzonas.

Las diferencias más significativas (nivel de confianza del 99,9%) entre las muestras de las diferentes subzonas afectaban a las relaciones C/N y K/Mg, al porcentaje de saturación en K y en Mg y contenido en Mn asimilable fundamentalmente, mientras que en el caso de la naturaleza geológica del material original, solo había diferencias en el caso de la relación C/N.



Figuras 1a y 1b. ACP: similitudes y diferencias entre los suelos de las diferentes subzonas de la D.O. Ribeira Sacra (1a) y naturaleza del material original (1b).

Bibliografía

- Conradie, W.J., Saayman D. 1989. Effects on long-term nitrogen, phosphorous and potassium fertilization on Chenin blanc vines. I. Nutrient demand and vine performance. *Am. J. Enol. Vitic.* 40:85-90.
- Crespy, A. 2007. *Manuel pratique de Fertilisation. Qualité des moûts et des vins*. Ed. Oenoplurimedia. Chaintre (Francia).
- Delás J. 2000. *La fertilisation de la vigne*. Ed Feret. Burdeos.
- Huetz de Lempis, A. 1967. *Vignobles et vins du Nord-ouest de l'Espagne*. Ed. Feret & Fils. Burdeos.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007*. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos n° 103. FAO, Roma.
- Nicholas, P. 2004. *Soil, Irrigation and Nutrition*. South Australan Research and Development Inst. Adlada (Australia). 201 p.
- Portela E., Louzada, J. 2007. Deficiências de magnésio em solos e culturas do Norte de Portugal. *Revista de Ciências Agrárias*. Vol. 30, n° 2:67-86.
- Spring J.L., Ryser J.P., Schwarz J.J., Basler P., Bertschinger L., Haseli A. 2003. Données de base pour la fumure en viticulture. *Revue Suisse Vitic. Arboric. Hortic.* 35:3-24.
- Thomas, G. 1982. *Exchangeable cations. Methods of soil analysis*. Part 2.2 Ed. Agronomy, 9. ASA and SSSA, Madison, USA.
- White, R.E. 2003. *Soils for fine wines*. Vinetitles. Oxford University Press. New York. 279 p.

Solo e diferenciação do vinho à escala da exploração no sul de Portugal

C. Alexandre^{1,3*}, P. Baptista⁴, L.L. Silva^{2,3}, J.R. Marques da Silva^{2,3}

¹ Departamento de Geociências, Apartado94, Universidade de Évora, Portugal; *cal@uevora.pt

² Departamento de Engenharia Rural, Apartado94, Universidade de Évora, Portugal;

³ Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrâneas (ICAAM), Universidade de Évora, Portugal;

⁴ Fundação Eugénio de Almeida, Apartado 2001, 7001-901 Évora, Portugal.

Resumo

Tendo em vista a avaliação da variabilidade espacial da produção e da qualidade do vinho à escala da parcela, apresentam-se resultados preliminares de um estudo em curso no Alentejo. Observou-se uma correlação positiva entre a condutividade eléctrica aparente (ECa) do solo e a presença de solos com maior espessura de horizontes de textura fina, alguns desde a superfície e com argilas de maior CTC. Estes solos têm uma representação crescente nos talhões (T): 5, 2D, 10 e 12. Em 2012, esta sequência (excluindo T10) também correspondeu ao decréscimo do NDVI e da produção de uva e ao aumento da nota de prova do vinho.

Introdução

A qualidade do vinho, embora balizada por critérios técnicos, depende de padrões de gosto e de tipicidade, ou de especificidade regional, que se associam frequentemente ao conceito de *terroir*. Por vezes, para fins comerciais, a influência das condições do terreno sobre o vinho é usada de forma directa e demasiado simplista, no entanto, essas condições não deixam de ter influência indirecta e complexa, por vias ainda pouco esclarecidas, sobre a qualidade do vinho (Maltman, 2008). Constituem, portanto, uma importante ferramenta de diferenciação que importa conhecer melhor. Para além da diferenciação entre regiões, também ao nível da exploração pode existir uma grande variedade de solos e de relevo que, por um lado dificultam a delimitação de áreas de produção com qualidade homogénea (Unamunzaga *et al.*, 2014), mas por outro, se melhor delimitadas e conhecidas, permitem obter lotes de qualidade mais diferenciada e, assim, enriquecer o leque de alternativas à disposição do enólogo.

Na penepalanície alentejana, o relevo ondulado e a geologia proporcionam uma grande diversidade de solos, principal factor de diferenciação ao nível da exploração. Tendo em vista a avaliação da variabilidade espacial da produção e da qualidade do vinho à escala da parcela, apresentam-se resultados preliminares de um estudo em curso no Alentejo.

Material e métodos

A área em estudo situa-se na saída de Évora para Beja, na Herdade dos Pinheiros, Fundação Eugénio de Almeida (Fig. 1). É uma área de relevo suave formado por gnaisses granitoides e migmatitos (SG, 1969), em que predominam Luvisolos háplicos (parte em fase pedregosa), Luvisolos estagnicos, Cambissolos háplicos e/ou Regossolos háplicos (SROA, 1969).

A vinha do Casito foi instalada em 1998 (talhões 1 a 10), 1999 (talhões 11 a 16) e 2005 (talhões 17 a 22). Para este estudo seleccionaram-se 4 talhões (T) contíguos (2D, 5, 10 e 12) com a casta 'Aragonês', abrangendo uma área de 870 m x 220 m (Fig. 1) e uma diversidade topográfica representativa da região. A preparação do terreno para a instalação da vinha envolveu: (i) ripagem cruzada com um intervalo de 1,20 m na primeira e 1,00 m na segunda; (ii) aplicação de calcário; (iii) aplicação de resíduos orgânicos originários da própria exploração e (iv) gradagem. A vinha foi instalada com um espaçamento de 1,0x2,5 m e o sistema de rega gota-a-gota foi enterrado a cerca de 20 cm. A vinha é mantida com revestimento permanente de herbáceas, controladas com herbicida na linha e corte na

entrelinha. As práticas de gestão da vinha têm sido semelhantes nos 4 talhões em estudo mas, em 2009, iniciou-se a produção no regime de ‘agricultura biológica’ no talhão 10. Neste trabalho apresentam-se resultados do ano de 2012. As temperaturas acumuladas entre 1 de Abril e 31 de Agosto de 2012, considerando a temperatura base para a vinha (10°C), indicam 1580 graus.dia em Évora, próximo da média (1624 graus.dia). Em contrapartida, o ano hidrológico de 2011-2012 foi bastante seco, situando-se no 3º quartil relativamente à normal de 1971-2000 (IG, 2012). Neste ano a rega realizou-se entre a 3ª semana de Junho e a 1ª semana de Agosto, variando entre os 35 mm (T2D), 52 mm (T10 e T12) e os 70 mm (T5).



Figura 1. Localização da área do estudo com os 4 talhões (T) da casta ‘Aragonês’ e as 7 parcelas de 30x30 m: T2D (parcelas 1 e 2), T5 (parcelas 3 e 4), T10 (parcela 5) e T12 (parcelas 6 e 7).

Para abranger diferentes situações topográficas do terreno, nomeadamente a confluência para a vala de drenagem entre T2D e T5 (Fig. 1), foram demarcadas 7 parcelas de 30x30 m: parcelas 1 e 2 numa área ligeiramente descendente de 1 para 2; parcelas 3 a 7 numa encosta suave, virada a SE, descendente da parcela 7 até à 3; parcela 6 com maior declive (~10%) situa-se na convexidade de outra encosta virada a NE que culmina próximo da parcela 7.

Em cada parcela recolheram-se amostras de pecíolos das plantas e de solo (0-20 e 20-50 cm) compostas por 16 subamostras (4 amostras aleatórias em 4 quadrantes). Realizaram-se 2 sondagens (~1 m) aleatórias por parcela, em quadrantes diagonalmente opostos. Fez-se ainda: (i) levantamento geoelectrico do solo com recurso a um equipamento Veris 3150 (Veris Technologies Inc., Salina, KS, USA) que regista a condutividade eléctrica aparente (ECa) das camadas 0-30 cm (ECa30) e 0-75 cm (ECa75); (ii) monitorização da vinha com um espectrorradiómetro OptRx ACS430 (AgLeader) e determinação do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) ao longo do período de produção de 2012. Em cada um dos talhões registou-se a produção de uva, fez-se a sua vinificação separada e, no final de 2012, o vinho foi classificado por um painel de 8 provadores profissionais.

Resultados e discussão

Pretende-se relacionar características do solo com a produção da vinha e a qualidade do vinho em cada talhão. Para o efeito recorre-se à ECa e ao NDVI, que permitem um levantamento detalhado à escala do talhão. Porém, a caracterização do solo em variáveis pedológicas requer uma interpretação local dos valores de ECa, tendo-se recorrido às amostras compostas das 7 parcelas. Destaca-se a correlação entre a ECa (0-75 cm) e a capacidade de troca catiónica (CTC), melhor do que a obtida para a argila (Fig. 2). Para tal pode contribuir ter-se verificado uma maior amplitude na CTC da argila (28 a 65 cmol(+) kg⁻¹ de argila) do que no teor de argila (141 e 244 g kg⁻¹) na camada 20-50 cm.

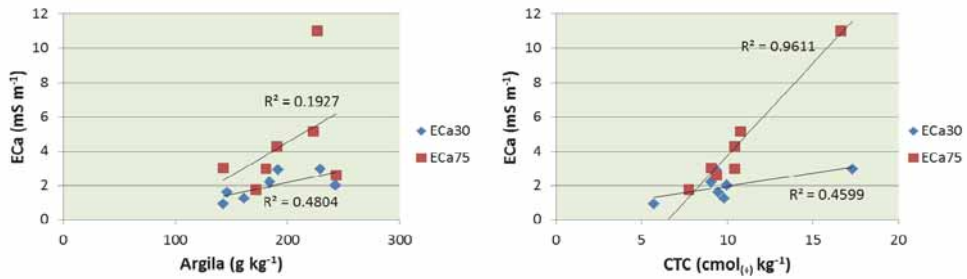


Figura 2. Relações entre o teor de argila e a capacidade de troca catiónica nas camadas 0-20 e 20-50 cm com os valores médios da ECa30 e ECa75 para as 7 parcelas em estudo.

Pesquisaram-se também relações entre a ECa (Fig.3A) e dados da morfologia do solo, obtidos a partir das sondagens realizadas. Destaca-se a correlação entre a ECa75 no local da sondagem e a espessura de horizontes com textura mais fina que franco-arenosa (Fig. 3B).

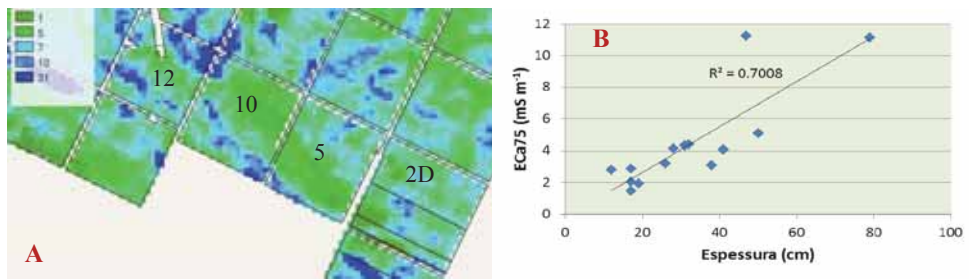


Figura 3. Mapa da ECa75 (camada 0-75 cm) nos talhões 2D, 5, 10 e 12 (A) e relação da ECa75 nos locais das sondagens com a espessura total de horizontes com textura mais fina que franco-arenosa.

O mapa da Fig. 3A evidencia a variabilidade interna do solo em cada talhão e as diferenças entre talhões. Essas diferenças, a par da gestão, influem na resposta da vinha. A rega aplicada não afectou o padrão de NDVI em 6/06/2012 (Fig.4A), 2 semanas antes da primeira rega. As diferenças entre talhões mantêm-se em 28/07/2012 (Fig.4B), quando todos receberam 35 mm, excepto o T5 que recebeu 56 mm. Em 2012 o T10 estava no 4º ano de produção ‘biológica’ fase em que já pode haver um efeito sensível deste regime. As análises aos pecíolos das plantas na parcela 5 (T10) permitiram destacar, relativamente às restantes, níveis mais baixos de P e Ca (0,08% e 1,09%) e mais altos de Zn e Cu (60 e 108 mg kg⁻¹, respectivamente).

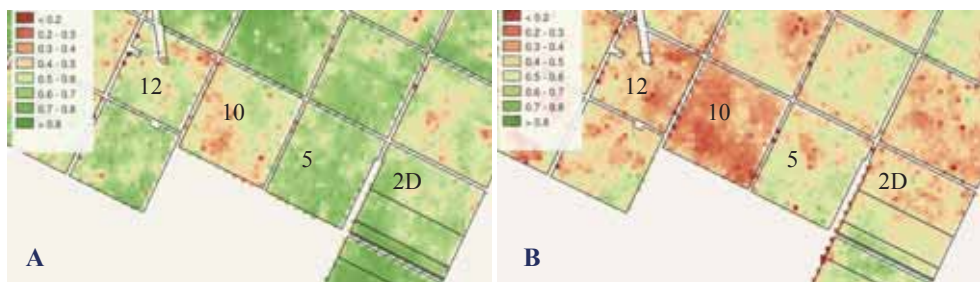


Figura 4. Mapas do NDVI nos talhões 2D, 5, 10 e 12 em 6/06/2012 (A) e 28/07/2012 (B).

Comparam-se em seguida os 4 talhões com variáveis normalizadas, usando o NDVI como variável de ligação entre a ECa do solo (Fig. 5A) e os resultados da produção e da prova do vinho (Fig. 5B). Em ambas as relações o talhão 10 contrasta com os restantes. Assim, se excluirmos T10, é evidente na Fig. 5A uma relação inversa entre o NDVI e a ECa75 e, na Fig. 5B, uma relação directa entre o NDVI e a produção, mas também inversa entre a produção e a nota de prova. A excepcionalidade de T10 advém de conjugar os valores mais baixos do NDVI com a segunda melhor produção e a melhor nota de prova (15/20).

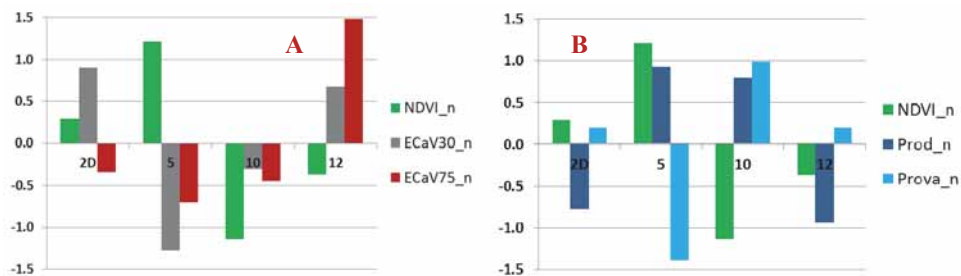


Figura 5. Valores médios normalizados nos talhões (2D, 5, 10 e 12) do NDVI e da ECa 0-30 cm e 0-75 cm (A) e do NDVI, da produção de uva e da nota de prova do vinho (B).

Observou-se uma correlação positiva entre a ECa e a presença de solos com maior espessura de horizontes de textura fina, alguns desde a superfície e com argilas de maior CTC. Estes solos têm uma representação crescente nos talhões: 5, 2D, 10 e 12. Em 2012, esta sequência (excluindo T10) também correspondeu ao decréscimo do NDVI e da produção de uva e ao aumento da nota de prova do vinho. Verifica-se que 2 talhões contíguos (5 e 10) apresentam níveis de produção semelhantes e valores extremos nas notas de prova (12/20 e 15/20, respectivamente). A maior dotação de rega do talhão 5 pode explicar a sua maior produção, mas o NDVI antes das regas já reflectia um maior vigor vegetativo da vinha que, em parte, poderá depender da sua localização de base de encosta e baixo declive. Por outro lado, o comportamento do T10 contraria as tendências observadas e, se pela variabilidade da ECa (natureza do solo) e pela qualidade do vinho se aproxima do talhão 12, a sua alta produção justifica que se aprofunde o estudo do seu comportamento nos próximos anos.

Agradecimentos

Trabalho inserido nos projectos ALENT-07-0224-FEDER-001742 e PRODER 43106 – “Vinhos que pensam”. Os autores agradecem todo o apoio da Fundação Eugénio de Almeida.

Bibliografia

- A.Maltman. 2008. The Role of Vineyard Geology in Wine Typicity, *J. of Wine Research*, 19:1, 1-17.
- IM, 2012. Boletim meteorológico para a agricultura, Nº20, agosto 2012. Instituto de Meteorologia, I. P.. Ministério da Educação e Ciência. Lisboa.
- SG, 1969. Folha 40A, Évora. *Carta Geológica de Portugal* (Esc.1:50.000). Serviços Geológicos. Direcção-Geral de Mina e Serviços Geológicos. Lisboa.
- SROA, 1969. Folha 40A. *Carta dos Solos de Portugal* (Esc.1:50000). Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, Secretaria de Estado da Agricultura, Ministério da Economia. Lisboa.
- O.Unamunzaga, G.Besga, A.Castellón, M.A.Usón, P.Chéry, P.Gallejones & A.Aizpurua. 2014. Spatial and vertical analysis of soil properties in a Mediterranean vineyard soil. *Soil Use and Manag.*, 1-12.

Efecto del tiempo de residencia en el suelo de residuos de alperujo en las propiedades físico-químicas del suelo

A.I. Cañero¹, L. Cox¹, M.C. Hermosín¹, A. López-Piñeiro², A. Albarrán² y J. Cornejo*¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla-CSIC, Sevilla, España;

²Univ Extremadura, Area Edafol & Quim Agr, Fac Ciencias, E-06071 Badajoz, España
*cornejo@irnase.csic.es

Resumen

Se ha estudiado el impacto que tienen aplicaciones sucesivas a un suelo agrícola de olivar durante 9 años de dos residuos de almazara (un alperujo y un orujo) en las propiedades físico-químicas del suelo, comparándolas con la aplicación de estos mismos residuos frescos bajo condiciones de laboratorio. Los resultados de este estudio indican que el envejecimiento de la materia orgánica exógena añadida al suelo con las enmiendas da lugar a cambios en las propiedades físicoquímicas principalmente en el contenido en materia orgánica soluble y en la porosidad de los suelos.

Introducción

La naturaleza física y química de la materia orgánica del suelo (MO) es resultado de la acción conjunta de factores como la entrada de biomasa al sistema, la historia agrícola del suelo, la composición de la matriz mineral del mismo, la climatología, la abundancia de agua, la profundidad del perfil, la microflora, microfauna y la mesofauna que lo habitan (Schnitzner y Monreal., 2011; Pignatello, 2012). La evolución y transformación de la MO tanto endógena como exógena, debido fundamentalmente a las condiciones climáticas, juega un papel relevante en la determinación de su capacidad de interaccionar con compuestos orgánicos en el suelo (Cox et al., 2004; Barriuso et al., 2011). El objetivo general de este estudio ha sido evaluar el efecto del envejecimiento de dos residuos de almazara (un alperujo y un orujo) en las propiedades físico-químicas de un suelo de olivar, comparándolas con suelos enmendados con estos mismos residuos frescos bajo condiciones de laboratorio

Material y métodos

Residuos y suelo. Se usaron dos residuos orgánicos subproductos de la producción de aceite de oliva: un alperujo (OW) resultado de la extracción en dos fases con agua y un orujo (DW) resultado del tratamiento de este residuo producido en la centrifugación en dos fases, con hexano, seguido de una posterior destilación para obtener un aceite de oliva de segunda extracción. Se seleccionaron 15 parcelas de un olivar que habían sido tratadas durante 9 años de la siguiente manera: tres de ellas con alperujo a la dosis de 30 Mg ha⁻¹ y año, otras tres parcelas con 60 Mg ha⁻¹ (OW30 y OW60) (equivalentes a 0.62 y 1.24% (p/p), respectivamente), e igualmente otras seis parcelas con orujo a las dosis de 27 y 54 Mg ha⁻¹ y año (DW27 y DW54) (equivalentes a 0.56 y 1.12% (p/p), respectivamente). Tres parcelas permanecieron sin enmendar y constituyeron las parcelas control (S). Los residuos fueron aplicados manualmente a lo largo de un periodo de 9 años., Tras 20 meses desde el último tratamiento, se recogieron muestras de suelo de los primeros 25 cm de profundidad. Por otro lado, se recolectaron muestras de suelo sin enmendar (S) que se secaron a temperatura ambiente, se enmendaron bajo condiciones de laboratorio con los mismos residuos, OW y DW a las dosis de 5 y 10 % (p/p) (OW5, OW10, DW5 y DW10) y almacenaron a 4°C hasta su posterior uso. La cantidad total de residuo añadida al campo tras los 9 años de tratamiento fue similar a aquella recibida por los suelos enmendados en laboratorio.

Análisis de residuos orgánicos y de suelo. La textura del suelo (20% arcilla, 20% limo y

60% arena) fue determinada por sedimentación. El contenido en COT de los suelos y los residuos por oxidación con dicromato y el pH en una relación 1:1 (p/v) suelo/agua y 1:5 (p/v) residuo/agua. La conductividad eléctrica (CE) fue medida en un extracto saturado para el suelo y en una relación 1:10 (p/v) de una mezcla DW/OW y agua. El COS de los suelos y los residuos fue determinado en una solución con agua destilada a la relación 3:1 (agua/suelo) (v/p) y 100:1 (agua/OW y agua/DW). Los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) fueron extraídos con una solución 0.1 M de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ + NaOH usando una relación 10:1. El COS y el COT asociados con cada fracción de AH y AF (CAH y CAF, respectivamente) fueron determinados por oxidación dicromática y medida su absorbancia a 590 nm. El grado de polimerización (GP) de la materia orgánica del suelo fue calculado como la relación entre CAH/CAF. La lignina fue determinada según Goering y Van Shoest, (1970). La distribución de tamaños y volumen de poros se determinó por porosimetría de intrusión de Hg.

Resultados y discusión

Las propiedades físicas y químicas de los suelos y residuos se resumen en la Tabla 1. La adición tanto de OW como de DW modificó las propiedades originales del suelo. El contenido en COT aumentó en los suelos enmendados con OW y con DW. Aunque éste era similar en los dos residuos (535 g kg^{-1} para el OW y 516 g kg^{-1} para el DW), se encontraron mayores COT en los suelos enmendados en el campo con DW que con OW, lo que se puede atribuir a una mayor estabilidad de la materia orgánica del primero a lo largo de los 9 años de tratamiento, ya que presentó mayor contenido en lignina que OW (Tabla 1), polímero que limita los procesos de degradación (Komilis y Ham, 2003). La adición de OW y DW al suelo aumentó también el contenido en COS y este incremento fue más significativo en el caso de los suelos enmendados en laboratorio. El menor contenido en COS de los suelos enmendados en el campo se puede atribuir a pérdidas por procesos de lixiviación y escorrentía y a procesos de biodegradación por parte de los microorganismos del suelo (Schnitzner y Monreal, 2011). Los suelos enmendados en campo presentaron valores de pH y CE similares al suelo sin enmendar, mientras que los extractos de los suelos enmendados en laboratorio fueron más ácidos y la CE es mayor. Estas diferencias también pueden ser atribuidas a pérdidas de los compuestos solubles y sales a través de los procesos de transporte y degradación durante los 9 años de enmienda en los suelos de campo.

El contenido en CAH y CAF aumentó con la enmienda. Se observó que la cantidad de CAH era igual o mayor que la de CAF en todos los suelos enmendados excepto en los de laboratorio enmendados con orujo (DW5 y DW10), que también presentaron además un mayor contenido en COS. Ésto no se observó en los suelos enmendados en campo (DW27 y DW54) lo que puede ser atribuido a una mayor degradabilidad de los AF respecto de los AH (Qualls, 2005). Como consecuencia, el GP aumenta con la enmienda en todos los suelos a excepción de DW5 y DW10. El hecho de que ésta relación aumente, indica humificación de la materia orgánica hacia la formación de moléculas más condensadas y complejas como AH y que a su vez presentan mayor GP.

La Figura 1 muestra los volúmenes de poro relativos y acumulados totales (VT) para el suelo sin enmendar y los suelos enmendados con los dos residuos. El VT aumenta con la adición de residuos en los suelos enmendados en el campo, siendo este aumento más importante en el caso de DW. Esto es debido a un aumento de poros en el rango de mayor tamaño estudiado (10-1000 μm), coincidiendo con los resultados presentados por Fernandes et al. (2006) y en menor medida también a un pequeño aumento en el volumen de los poros de tamaño menor a 1 μm , para estos suelos, excepto para DW54, que mostró un incremento mayor. Kavdir y Killi. (2008) encontraron al igual que en nuestro estudio, que la aplicación de un residuo resultado de la producción de aceite de oliva a la dosis del 8% (p/p) también afectaba a las propiedades físicas del suelo como la estabilidad de los agregados, que pueden verse

incrementado tras un periodo de dos meses de incubación. Por el contrario, los suelos enmendados en laboratorio tanto con OW como con DW mostraron una pequeña reducción en VT. Esta reducción ocurre en el rango mayor de tamaño de poro estudiado (10-100 μm). El mayor contenido en COS y la alta CE de los suelos enmendados en laboratorio podrían contribuir a esto, ya que el COS y las sales son compuestos agregantes que pueden bloquear poros de gran tamaño (Cox et al., 1997).

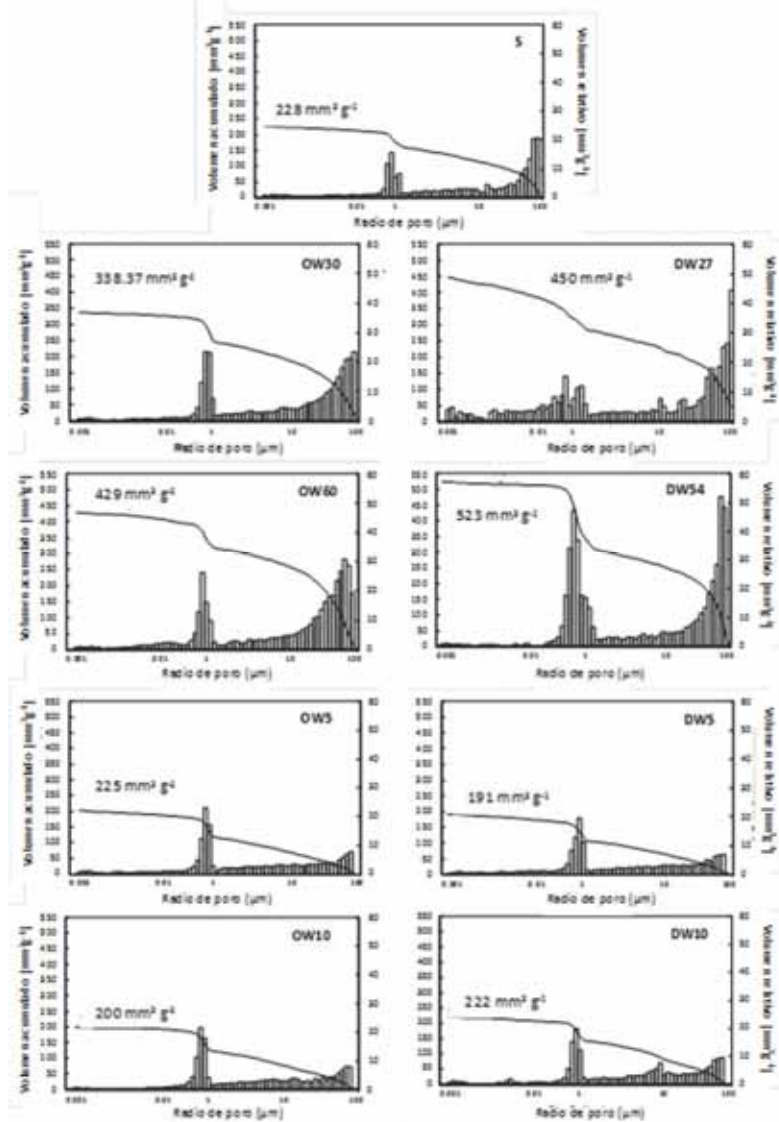


Figura 1. Valores relativos (diagrama barras) y acumulados (curva) para los volúmenes de poro de los suelos sin enmendar y enmendados en campo (OW30, OW60, DW27 y DW54), y en laboratorio (OW5, OW10, DW5 y DW10)

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los residuos orgánicos (OW y DW) y del suelo sin enmendar y enmendados en campo con OW a la dosis de 30 y 60 Mg ha⁻¹ (OW30 y OW60), y con DW 27 y 54 Mg ha⁻¹ (DW27 y DW54), y suelos enmendados en laboratorio con OW y DW a la dosis de 5% y 10% (w/w) (OW5, OW10, DW5 y DW10).

	OW	DW	S	OW30	OW60	DW27	DW54	OW5	OW10	DW5	DW10
COT (g kg ⁻¹)	535	516	14.6a	30.7b	37.6c	46.1d	63.5f	37.8c	54.8e	34.2bc	54.6e
COS (g kg ⁻¹)	43	74	0.127a	0.542b	0.712c	0.760c	1.51d	3.29e	5.25f	5.54f	8.42g
CAH (g kg ⁻¹)	52	31	0.965a	2.07b	2.78c	2.94c	4.14d	3.28c	5.16e	1.84b	3.20c
CAF (g kg ⁻¹)	35	62	1.14a	1.94b	2.00b	1.77b	2.29c	2.59c	4.40e	3.68d	8.42f
pH (H ₂ O)	5.70	5.3	7.95d	7.83d	7.74cd	7.81d	7.59c	6.81b	6.45b	6.56b	6.07a
CE (dS m ⁻¹)	0.704	1.21	0.704a	1.21b	1.58c	1.11ab	1.87c	3.10d	4.94e	7.08f	12.39g
GP	-	-	0.849b	1.07c	1.39c	1.66cd	1.81d	1.26c	1.17c	0.501a	0.38a
total N (g kg ⁻¹)	16	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lignina (g kg ⁻¹)	19	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Agradecimientos:

MINECO (Proyecto AGL2010-21421) y Junta de Andalucía (AGR-264), cofinanciados por fondos EU FEDER-FSE (OP 2009-2013).

Bibliografía

- Barriuso, E., Andrades, M.S., Benoit, P., Houot, S. Pesticide desorption from soils facilitated by dissolved organic matter coming from composts: experimental data and modelling approach. *Biogeochemistry*. 2011, 106, 117-133.
- Cox, L., Celis, R., Hermosín, M.C., Becker, A., Cornejo, J. Porosity and herbicide leaching in soils amended with olive-mill wastewater. *Agric. Ecosyst. Environ.* 1997, 65, 151-161.
- Cox, L., Fernandes, M.C, Zsolnay, A., Hermosín, M.C., Cornejo, J. Changes in dissolved organic carbon of soil amendments with aging: effect on pesticide adsorption behavior. *J. Agric. Food Chem.* 2004, 52, 18, 5635-5642.
- Fernandes, M.C., Cox, L., Hermosín, M.C., Cornejo, J. Organic amendments affecting sorption, leaching and dissipation of fungicides in soils. *Pest Manag. Sci.* 2006, 62, 1207-1215.
- Goering, H.K. y Van Soest, P.J. 1970. Forage fiber analysis: Apparatus, reagents, procedures, and some applications, *Agric. Handbook* 379. USDA-ARS, Washington, DC.
- Komilis, D.P. y Ham, R.K. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Manag.* 2003, 23, 419-423.
- Pignatello, J.J. Dynamic interactions of natural organic matter and organic compounds. *J. Soils Sediments*. Published online. 2012.
- Qualls, R.G. Biodegradability of fractions of dissolved organic carbon leached from decomposing leaf litter. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 1616-1622.
- Schnitzer, M.I. y Monreal, C.M. 2011. Quo vadis Soil Organic Matter Research? A Biological Link to the Chemistry of Humification. En: *Advances in Agronomy* 113, 139-213.

Influencia del contenido de humedad en el impacto del calentamiento del suelo a altas temperaturas: análisis de las curvas temperatura-tiempo

A. Barreiro^{1*}, C. Cachaldora², J. Cancelo-González², B. Prieto², A. Lombao¹, M. Díaz-Raviña¹

¹Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC), Departamento de Bioquímica del Suelo, Apartado 122, 15780 Santiago de Compostela *anabarreiro@iiag.csic.es

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, 15782, Santiago de Compostela

Resumen

El estudio tiene como objetivo evaluar, mediante el análisis de las curvas temperatura – tiempo la influencia del contenido de humedad del suelo, en el impacto que provoca el calentamiento del mismo a altas temperaturas. Para ello se realizaron, en condiciones de laboratorio, simulando el efecto de los incendios de alta intensidad, tres tratamientos térmicos con lámparas de infrarrojos hasta alcanzar las temperaturas de 100°C, 200°C y 400°C utilizando una muestra de suelo proveniente de la fracción < 2mm de los 4 primeros cm de un Cambisol Húmico, localizado en Carnota (A Coruña). Las quemas se realizaron a diferentes grados del contenido de humedad (0 %, 25 % y 50 % por volumen del suelo) monitorizándose la temperatura en el suelo (1 y 3 cm profundidad) mediante termopares. Se analizaron las curvas de calentamiento del suelo en función del tiempo obteniéndose así los grados hora y la temperatura máxima alcanzada. Los resultados mostraron claramente que las curvas de calentamiento del suelo y, por consiguiente, la capacidad de transmisión térmica en el suelo viene determinadas, en gran medida, por las propiedades del suelo entre las que destaca el contenido de humedad y la profundidad.

Introducción

Los incendios forestales son uno de los grandes problemas ecológicos de nuestra época porque cada vez son de mayor extensión e intensidad y su impacto no se reduce a la destrucción de la vegetación y la vida silvestre sino que también afecta a la ruptura de los equilibrios biológicos, aumento de la erosión, pérdida de materia orgánica y nutrientes de los suelos, cambios en la calidad del agua y en el régimen hídrico, contaminación del aire, etc. De todos estos impactos uno de los más importantes y más estudiado es el que se genera sobre los suelos, es decir, sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Certini, 2005); sin embargo hay mucha menos información acerca de los efectos del fuego sobre las propiedades térmicas del suelo, y éstas son importantes a la hora de la recuperación posterior del sistema suelo-planta. Una forma tradicional de presentar la evolución de las temperaturas en el suelo, durante una quema experimental, es la descripción de las curvas temperatura *versus* tiempo utilizadas para monitorizar la evolución de las temperaturas tanto en quemas controladas en el campo (Mercer y Weber, 2001; Molina y Linares, 2001; Massman et al., 2008), como en laboratorio (Rein et al., 2008). Otra aproximación al estudio de la transferencia de calor al suelo son los grados hora, que han sido usados tanto para estudios fenológicos (Herms, 2004) como de descomposición de la materia orgánica (Ruffo y Bolero, 2003), pero prácticamente no hay estudios que lo apliquen para estudiar el impacto térmico de los incendios forestales en los suelos (Cancelo-González et al., 2012). El objetivo de este estudio es aplicar la metodología de los grados-hora para caracterizar el impacto térmico en el suelo.

Material y métodos

Las muestras de suelo proceden de un Cambisol Húmico localizado en Carnota (A Coruña), desarrollado sobre granito y bajo una vegetación de pinar y de herbáceas. El suelo tiene un pH ácido (5,8) y un elevado contenido en materia orgánica (15 %). Se muestrearon los 4 primeros cm del suelo utilizándose la fracción <2mm que, una vez seca al aire (0%) y rehumectada al 25 % y 50 % por volumen de suelo, se calentó con lámparas infrarrojas de 300 vatios de potencia (3 lámparas por muestra) hasta que se alcanzaban 100°C 200°C y 400°C y luego se dejó enfriar hasta que alcanzó 40°C. La quema se llevó a cabo en bandejas de aluminio de 4 cm de profundidad y el registro de temperatura se llevó a cabo cada 5 minutos mediante termopares colocados a 1 y 3 cm de profundidad. Se realizaron las curvas de la temperatura en función del tiempo hasta la temperatura de enfriamiento (40°C), y se calcularon los grados hora mediante la siguiente fórmula de Cancelo-González et al. (2012): $GH = \sum(t_5 - t_{18}/12)$, donde t_5 es la temperatura medida por el termopar cada 5 minutos y t_{18} es la temperatura ambiente a la que está la muestra antes de la quema (18°C). Se calculó la temperatura máxima alcanzada (Tmax) y los grados hora para la totalidad de la curva (GHT) así como los grados hora para el tramo ascendente (GHa, temperatura ambiente hasta la Tmax) y el tramo descendente (GHd, Tmax hasta la temperatura de enfriamiento) de la curva de calentamiento.

Resultados y discusión

La Figura 1 muestra las curvas de temperatura-tiempo y la Tabla 1 la temperatura máxima y los grados hora totales y de la parte ascendente y descendente de la curva de calentamiento.

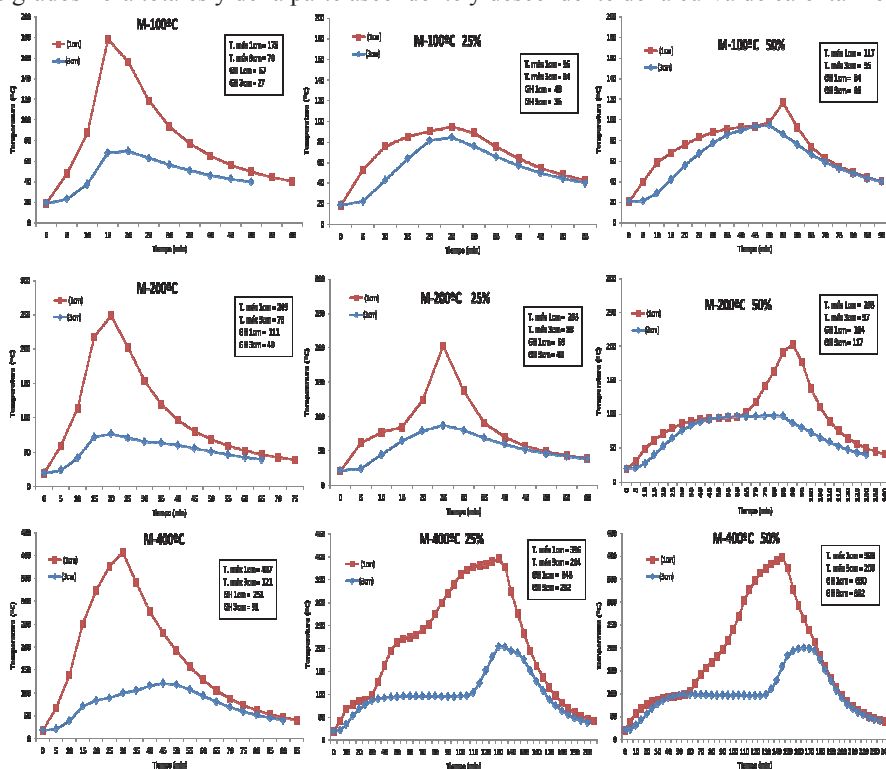


Figura 1. Curvas temperatura-tiempo del suelo quemado a 100°C, 200°C y 400°C, y con diferente contenido de humedad (0 %, 25 % y 50 %), a dos profundidades diferentes (1 y 3 cm)

Tabla 1. Temperatura máxima (Tmax) y grados hora totales (GHt) y de la parte ascendente (GHa) y descendente (GHd) de la curva de calentamiento del suelo a 100°C, 200°C y 400°C, y con diferente contenido de humedad (0 %, 25 % y 50%), a dos profundidades diferentes (1 y 3 cm).

Muestra	Parámetro	Profundidad (cm)	Humedad		
			0%	25%	50%
100°C	Tmax	1	178	95	117
		3	70	84	95
	GHt	1	67	48	84
		3	27	36	68
	GHa	1	22	26	59
		3	11	17	40
	GHd	1	45	22	24
		3	16	19	27
200°C	Tmax	1	249	203	203
		3	77	88	98
	GHt	1	111	69	184
		3	40	40	117
	GHa	1	47	39	128
		3	12	18	78
	GHd	1	64	30	56
		3	28	22	39
400°C	Tmax	1	407	396	398
		3	121	204	200
	GHt	1	251	646	630
		3	91	282	332
	GHa	1	121	480	420
		3	49	172	233
	GHd	1	130	166	209
		3	42	109	99

Los resultados nos indican claramente que el suelo responde de manera distinta a un choque térmico en función de su grado de humedad y de la profundidad. Con el incremento de la humedad del suelo se observa un desplazamiento de la curva de temperatura en el tiempo y una menor velocidad de calentamiento que tiende a reducir la Tmax en la parte superficial del suelo. La parte superficial del suelo alcanza mayores temperaturas que la profunda, lo que coincide con distintos autores como Bradstock et al. (1995), que encuentran relaciones exponenciales negativas de las temperaturas en función de la profundidad del suelo. Observamos que conforme aumenta el contenido de agua del suelo esta diferencia de temperaturas disminuye, sobre todo en las muestras quemadas a 100°C. En la parte superficial del suelo la Tmax alcanzada es mayor en el suelo seco que en el húmedo, sobre todo en el calentamiento a 100 y 200°C (unos 50°C de diferencia). Sin embargo, paradójicamente, en la parte más profunda del suelo, la temperatura máxima alcanzada aumenta conforme aumenta la humedad, los mayores valores los encontramos en las muestras rehumectadas al 50 %. Los resultados pueden explicarse en base a las diferencias en la conductividad térmica de las muestras del suelo en función de su contenido de humedad, lo que concuerda con los resultados observados por diversos autores (Massman et al., 2008; Rubio et al., 2012). Los grados hora (GHt) también son mayores en la parte superficial del suelo (1 cm) que en la profunda (3 cm) (Tabla 1). A 1 cm, los grados hora siguen el gradiente: muestras rehumectadas al 50 % > muestras secas (0 %) > muestras rehumectadas al 25 %. Las muestras más húmedas reciben más calor, pero esto no se traduce en un aumento de la Tmax. Este

comportamiento se ve más claro en las muestras quemadas a 400°C, donde a pesar de que se triplican los grados hora en las muestras húmedas con respecto a la seca, la temperatura máxima alcanzada es inferior. Sin embargo, a 3 cm los grados hora aumentan con el grado de humedad del suelo. Al analizar la curva de calentamiento vemos que las diferencias entre los diferentes tratamientos de suelo con respecto a los grados hora (GHt), que se acentúan con el incremento de temperatura y de humedad (400°C, 50 % humedad), se deben, en su mayor parte, al tramo de calentamiento del suelo (GHa). En resumen, el grado de humedad del suelo condiciona su respuesta frente a un choque térmico a altas temperaturas y la metodología de los grados hora nos aporta mucha información al respecto. Actualmente los estudios del grupo de investigación se centran en la utilidad de los grados hora en la evaluación del impacto del fuego sobre el suelo, haciendo especial hincapié en las propiedades bioquímicas y microbiológicas.

Bibliografía

- Brastock RA, Auld TD. 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 32:76-84.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Barros N, Díaz-Fierros F. 2012. Assessment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hour method. *Spanish Journal of Soil Science* 2:32-44.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1-10.
- Herms DA. 2004. Using degree-days and plant phenology to predict past activity. En: *IPM (Integrated Pest Management) of Midwest Landscapes* (Krischik V, Davidson J ed). St. Paul, MN, Minnesota Agricultural Experiment Station Publication p. 49-59.
- Mercer GH, Weber RO. 2001. Fire plumes. En: *Forest fires: behavior and ecological effects*. (Johnson EA, Miyanishi K ed). San Diego: Academic Press p. 225-255.
- Massman WJ, Frank JM, Reisch NB. 2008. Long-term impacts of prescribed burns on soil thermal conductivity and soil heating at a Colorado Rocky Mountain site: a data/model fusion study. *International Journal of Wildland Fire* 17:131-146.
- Molina MJ, Linares JV. 2001. Temperature –time curves at the soil surface in maquis summer fires. *International Journal of Wildland Fire* 10:45-52.
- Rein G, Cleaver N, Ashton C, Pironi P, Torero JL. 2008. The severity of smouldering peat fires and damage to the forest soil. *Catena* 74: 304-309.
- Rubio CM, Úbeda X, Ferrer F. 2012. Response of the thermal conductivity as a function of water content of a burnt mediterranean loam soil. *Open Journal of Soil Science* 2:1-6.
- Ruffo M, Bollero GA. 2003. Modeling rye and hairy vetch residue decomposition as a function of degree-days and decomposition-days. *Agronomy Journal* 95:900-907.

Caracterización del impacto térmico del incendio en el suelo mediante el análisis de las curvas de calentamiento temperatura-tiempo

A. Lombao^{1*}, A. Barreiro¹, J. Cancelo-González², M. Díaz-Raviña¹

¹Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Departamento de Bioquímica del Suelo, Apartado 122, 15780 Santiago de Compostela, España. *alba@iiag.csic.es

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Resumen

Se realizaron, en condiciones de laboratorio, diversos tratamientos térmicos en una mufla durante 15 minutos y a diferentes temperaturas (16-300°C) con suelos que presentaban un diferente historial de incendios (suelo no quemado y suelo quemado de alta y baja severidad) y características que afectan a la transmisión del calor (humedad, textura, materia orgánica), registrando cada minuto la temperatura real a la que se sometieron los suelos (superficie, 1 cm). Tras un mes de incubación de las muestras quemadas rehúmedadas, se procedió a una segunda quema. Con los datos registrados se construyeron las curvas de calentamiento de las que se obtuvo diferentes parámetros (temperatura máxima y pendiente de calentamiento) y se calcularon los grados-hora (GH) a los que se sometió cada muestra para comparar la dinámica de calentamiento entre las distintas muestras (no quemadas y quemadas) y los distintos ciclos de calentamiento (primera y segunda quema) y poder analizar así el efecto de la recurrencia en la capacidad de la respuesta del suelo frente a calentamientos futuros. Los datos mostraron, por una parte, una gran disparidad entre la temperatura de la mufla y la temperatura real del suelo a las diferentes profundidades y, por otra, la influencia de la recurrencia del calentamiento sobre las propiedades térmicas del suelo que se tradujo en unos mayores valores de temperaturas máximas y GH en muestras sometidas a un calentamiento previo.

Introducción

Los incendios afectan a las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas del suelo (Certini, 2005), que son aspectos muy estudiados, sin embargo se conoce mucho menos acerca de como el fuego afecta a las propiedades térmicas del suelo. Los cambios producidos en estas propiedades generan nuevas condiciones en el medio que pueden influir tanto en la respuesta del suelo frente a un nuevo incendio como frente a los cambios térmicos que suceden en el día a día. Además, los microorganismos y plantas que viven en el medio edáfico tienen que adaptarse a estos cambios y por eso es tan importante su estudio. Los calentamientos en laboratorio son una aproximación a los incendios forestales que permiten, por una parte, aislar el efecto directo de la temperatura de calentamiento de otros factores y, por otra, estimar con mayor facilidad el efecto acumulado del calor al medir la temperatura real y el tiempo de exposición a los que se está sometiendo la muestra. Habitualmente en los estudios de calentamiento en mufla de muestras en el laboratorio se llevan a cabo tratamientos térmicos a temperaturas muy elevadas y en pocos de ellos se analiza las curvas de calentamiento del suelo en un gradiente de temperaturas bajas. El objetivo de este estudio es analizar, mediante el análisis de las curvas de calentamiento (temperatura - tiempo) y la metodología de los grados horas, el calentamiento del suelo en un gradiente bajo de temperaturas (16°C-300°C) y la respuesta del suelo ante la recurrencia del calentamiento.

Material y métodos

Se utilizaron dos suelos, uno de ellos afectado por un incendio de alta intensidad (Laza) y otro sometido a una quema prescrita de baja intensidad (A Estrada) y de ambos suelos se analizaron también dos respectivos controles no quemados. Las muestras de suelo

provenientes de la fracción < 2 mm del horizonte superficial (0-5 cm) se sometieron a un tratamiento térmico a temperaturas de 50°C, 75°C, 100°C, 125°C, 150°C, 175°C, 200°C, 300°C) en una mufla durante 15 minutos, manteniendo una parte de la muestra a temperatura ambiente (16°C) para usarla como control, obteniéndose finalmente 36 muestras (8 tratamientos + 1 control x 4 suelos). Las muestras quemadas se rehumectaron (75-80 % de la capacidad de campo) e inocularon con suelo fresco al 1 % y tras la incubación durante un mes se volvieron a quemar a las mismas temperaturas obteniéndose otras 36 muestras. Se monitorizó en las dos quemas la temperatura cada minuto mediante termopares situados en el interior de la mufla a diferente profundidad del suelo (superficie, 1 cm). Con los datos de temperatura registrados cada minuto se elaboraron las curvas de calentamiento del suelo en función del tiempo y se ajustaron a un modelo exponencial $y = ae^{bx}$, obteniéndose así la temperatura máxima alcanzada (a) y la susceptibilidad del suelo frente al calentamiento (b). El efecto acumulado del calentamiento del suelo (temperatura, tiempo) se evaluó mediante los grados horas a partir de la fórmula $GH = \Sigma(Tx - T_{inicial})/60$, donde Tx es la temperatura registrada en un determinado minuto y T_{inicial} la temperatura ambiente (16°C) (Cancelo-González, et al., 2012).

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran las características generales de las muestras inmediatamente antes de las quemas. Tras la quema, el pH tendió a ser menos ácido y los contenidos en C total y N total de las muestras no se vieron modificados en ninguna de las temperaturas ya que no se llegó a alcanzar la temperatura (220-240°C) en la que la materia orgánica empieza a destruirse (Giovannini et al., 1988).

Tabla 1. Características generales iniciales de los suelos analizados afectados por un incendio de alta intensidad (LQ) y un fuego experimental (EQ) y de los correspondientes suelos control no quemados (LC, EC) antes de la primera (1ªQ) y de la segunda quema (2ªQ). *Media de todos los valores obtenidos en los diferentes tratamientos.

	LC		LQ		EC		EQ	
	1ªQ	2ªQ*	1ªQ	2ªQ*	1ªQ	2ªQ*	1ªQ	2ªQ*
pH H₂O	4,2	4,6-4,9	4,8	5,9-6,3	4,1	3,8-4,4	4,1	3,7-4,3
pH KCl	2,9	2,7-2,8	3,3	3,2-3,7	3,7	3,3-3,5	3,5	3,4-3,5
C total (%)	23,8	22,9	14,6	14,7	17,7	17,9	16,2	16,8
N total (%)	1,1	1,0	0,7	0,7	1,2	1,2	1,2	1,2

En la Tabla 2 se muestran los parámetros obtenidos de las curvas de calentamiento tras las diferentes quemas. Se observa que, en la mayoría de los casos (100-300°C), los datos se ajustan al modelo exponencial, con un elevado grado de confianza para los datos obtenidos en los suelos de Laza y a las temperaturas más elevadas (300°C). Otros autores ya habían utilizado satisfactoriamente las curvas de calentamiento temperatura-tiempo y los parámetros obtenidos a partir de ellas para caracterizar tanto quemas prescritas en el campo como calentamientos de suelo en laboratorio (De Luis et al., 1998; Rein et al., 2008; Cancelo-González et al., 2012). Los datos obtenidos a las temperaturas teóricas más bajas (50-75°C) se ajustaron mejor a una recta, debido probablemente a que a estas temperaturas la cinética de calentamiento se reduce a la parte lineal de la curva.

En primer lugar, cabe destacar la disparidad que hay entre los valores de temperatura teóricos a los que se sometió las muestras (temperatura de la mufla) y las temperaturas máximas reales observadas (T_{max}), que fueron mucho más bajas. Esto concuerda con los valores de grados horas (GH) a los que se sometieron las muestras, en los que se tienen en cuenta la duración del calentamiento además de la temperatura, que también son bajos. Los valores de T_{max}, GH

y la pendiente (b) cambiaron tras las quemas en todas las muestras y fueron más bajos a un centímetro de profundidad que en la superficie. Si comparamos cada suelo quemado (LQ y EQ) con sus respectivos control no quemados (LC y EC) vemos que, mientras la pendiente mostró un comportamiento variable, la Tmax alcanzada y los GH a los que se sometieron las muestras fueron menores para estos últimos (suelos no quemados) y dentro de cada suelo y a cada tratamiento térmico vemos que en la segunda quema se alcanzan parámetros de calentamiento (Tmax y GH) mayores que en la primera.

Tabla 2. Grados hora alcanzados (GH) y parámetros del ajuste de los datos al modelo exponencial y al modelo lineal ⁽¹⁾ en las muestras de suelo analizadas (Tmax, temperatura máxima alcanzada; b, pendiente). Suelos: LC y EC, suelos de Laza y A Estrada no quemados; LQ y EQ, suelos de Laza y A Estrada quemados; 50-300, temperatura de la mufla.

	1° QUEMA								2° QUEMA							
	superficie				1 cm				superficie				1 cm			
	GH	R ²	Tmax	b	GH	R ²	Tmax	b	GH	R ²	Tmax	b	GH	R ²	Tmax	b
LC50	3,5	0,80	33	0,15	3,1	0,93	30	0,97	4,2	0,99	34	1,24	2,1	0,86	27	0,68
LC75	8,9	0,91	55	0,33	4,1	0,93	36	0,97	11,7	0,84	54	0,40	8,9	0,96	50	0,16
LC100	13,3	0,98	79	0,33	11,1	0,98	72	0,30	11,8	0,95	70	0,50	9,0	0,97	62	0,32
LC125	14,4	0,93	83	0,44	13,7	0,92	79	0,32	21,3	0,94	90	0,43	13,1	0,96	68	0,22
LC150	18,7	0,91	96	0,18	14,5	0,95	84	0,11	27,8	0,96	116	0,54	24,4	0,95	108	0,38
LC175	23,5	0,90	129	0,45	16,3	0,95	95	0,30	31,1	0,98	135	0,33	27,2	0,98	127	0,25
LC200	31,1	0,95	144	0,45	26,4	0,97	130	0,34	38,6	0,98	144	0,28	38,4	0,98	143	0,27
LC300	42,6	0,98	187	0,20	37,9	0,97	178	0,17	59,5	0,96	224	0,29	57,8	0,96	216	0,22
LQ50	3,2	0,84	33	1,00	3,1	0,82	33	1,07	5,2	0,57	35	0,84	3,6	0,95	33	0,67
LQ75	11,6	0,88	66	0,54	7,2	0,74	50	0,65	10,1	0,86	62	0,56	5,6	0,61	44	0,44
LQ100	11,8	0,91	72	0,44	10,8	0,92	70	0,28	14,8	0,94	79	0,63	11,6	0,91	71	0,37
LQ125	15,3	0,97	83	0,49	13,9	0,97	81	0,37	20,0	0,96	94	0,30	16,1	0,98	81	0,23
LQ150	22,5	0,95	105	0,31	20,3	0,95	102	0,21	28,2	0,95	113	0,53	20,8	0,95	101	0,22
LQ175	31,4	0,98	128	0,37	27,2	0,96	117	0,32	28,6	0,98	123	0,33	29,1	0,98	130	0,27
LQ200	39,3	0,91	152	0,38	30,2	0,72	97	0,54	29,9	0,97	125	0,27	21,6	0,93	94	0,26
LQ300	58,2	0,97	212	0,25	58,4	0,95	209	0,25	65,3	0,94	254	0,22	60,2	0,93	240	0,20
EC50	5,6	0,71	35	1,12	2,4	0,82	23	0,71	4,1	0,91	34	0,77	2,5	0,93	29	0,51
EC75	7,7	0,83	53	0,43	5,0	0,96	46	1,84	8,9	0,83	50	0,56	6,0	0,69	50	0,38
EC100	17,1	0,91	76	0,43	15,2	0,94	71	0,35	17,8	0,96	84	0,41	14,3	0,94	78	0,21
EC125	16,0	0,91	88	0,49	13,0	0,91	77	0,37	21,7	0,57	95	0,80	13,8	0,96	77	0,28
EC150	21,7	0,97	102	0,40	9,6	0,96	64	0,22	25,8	0,97	117	0,33	22,5	0,96	112	0,20
EC175	25,5	0,92	115	0,31	22,5	0,92	108	0,29	34,4	0,97	135	0,41	30,5	0,98	123	0,34
EC200	31,3	0,92	142	0,36	20,7	0,86	97	0,56	41,0	0,97	145	0,42	34,0	0,95	130	0,27
EC300	74,6	0,98	248	0,45	71,6	0,98	243	0,32	64,2	0,91	238	0,44	59,9	0,93	224	0,41
EQ50	4,4	0,91	37	0,38	2,1	0,54	28	0,49	4,3	0,32	37	0,70	4,0	0,30	36	0,68
EQ75	6,3	0,73	48	0,39	4,9	0,66	42	0,35	10,4	0,85	57	0,46	7,6	0,74	47	0,45
EQ100	13,0	0,90	72	0,78	9,2	0,88	64	0,55	18,3	0,95	85	0,58	13,6	0,93	74	0,31
EQ125	16,7	0,89	92	0,47	9,4	0,78	52	0,45	20,0	0,94	95	0,41	15,9	0,89	85	0,36
EQ150	20,3	0,93	98	0,37	16,7	0,91	88	0,44	24,8	0,93	109	0,63	15,3	0,95	82	0,23
EQ175	28,8	0,80	130	0,26	23,0	0,74	107	0,27	33,1	0,95	132	0,46	28,2	0,98	122	0,27
EQ200	39,8	0,95	150	0,43	31,9	0,98	129	0,30	34,9	0,98	148	0,36	30,5	0,98	134	0,32
EQ300	56,6	0,98	213	0,22	50,0	0,96	194	0,21	72,4	0,97	249	0,40	66,5	0,97	232	0,40

Los datos de las curvas de calentamiento temperatura-tiempo ponen de manifiesto, por una parte, la falta de concordancia entre la temperatura de la mufla y la temperatura real del suelo

a las diferentes profundidades y, por otra, que la sensibilidad frente al calentamiento de un suelo afectado por un incendio y/o previamente calentado es mayor que la de un suelo no quemado (Tmax y GH mayores en suelos quemados). Aunque no existe mucha información de cómo la recurrencia afecta a la respuesta del suelo frente a un nuevo calentamiento, si existen estudios que demuestran que las propiedades térmicas del suelo cambian tras un incendio (Rubio et al., 2012) y que las temperaturas alcanzadas en el suelo a consecuencia de los cambios térmicos diarios son mayores en los suelos previamente quemados frente a los no quemados (Iverson y Hutchinson, 2002; Massman y Frank, 2004). Generalmente estos cambios en las propiedades térmicas se asocian a la pérdida de la cubierta vegetal y a cambios en las propiedades del suelo tales como contenido de materia orgánica, textura, densidad aparente y humedad (Campbell, 1995; Cancelo-González et al., 2012; Rubio et al., 2012). Sin embargo, autores como Massman et al. (2008) detectaron que, como consecuencia de la quema prescrita, se observaron a largo plazo cambios en las propiedades térmicas no relacionados con la densidad aparente y la humedad del suelo. En nuestros suelos, al menos en las quemaduras de laboratorio, los factores vegetación, contenido de materia orgánica y humedad no son determinantes ya que el suelo está desnudo, las muestras fueron rehumectadas y el contenido de materia orgánica no varió tras la quema en laboratorio; por tanto, podemos decir que, aunque no hayan sido identificados, hay más factores implicados en estos cambios.

Agradecimientos.

Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAPFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

Bibliografía

- Campbell GS. 1995. Soil temperatures and water beneath a surface fire. *Soil Science* 159(6):363-374.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Barros N, Díaz-Fierros F. 2012. Assessment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hours method. *Spanish Journal of Soil Science* 2:32-44.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1-10.
- De Luis M, Baeza MJ, Raventós J. 1998. Análisis de las curvas de temperatura-tiempo en fuegos experimentales en aulagares de distintas edades: enfoque alternativo. En: I Congreso Forestal Hispano-Luso (Pertas, F. y Rivas, M. ed) p. 143-148. Sociedad Española de Ciencia Forestal ISBN: 84-235-1589-3.
- Giovannini G, Lucchesi S, Giachetti M. 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodability. *Soil Science* 146:255-261.
- Iverson LR, Hutchinson TF. 2002. Soil temperature and moisture fluctuations during and after prescribed fire in mixed-oak forest, USA. *Natural Areas Journal* 22:296-304.
- Massman WJ, Frank JM. 2004. Effect of a controlled burn on the thermophysical properties of a dry soil using a new model of soil heat flow and a new high temperature heat flux sensor. *International Journal of Wildland Fire* 13:427-222.
- Massman WJ, Frank JM, Reisch, NB. 2008. Long-term impacts of prescribed burns on soil thermal conductivity and soil heating at a Colorado Rocky Mountain site: a data/model fusion study. *International Journal of Wildland Fire* 17:131-146.
- Rein G, Cleaver N, Ashton C, Pironi P, Torero JL. 2008. The severity of smouldering peat fires and damage to the forest soil. *Catena* 78:304-306.
- Rubio CM, Úbeda X, Ferrer F. 2012. Response of the thermal conductivity as a function of water content of a burnt mediterranean loam soil. *Open Journal of Soil Sciences* 2:1-6.

Nitrogen adsorption and desorption isotherms and soil specific surface in soils of contrasting texture

M. de A. Marinho¹, C. A. de Abreu², A. Paz González^{3*}

¹Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil

²Centro de Solos e Recursos Ambientais. Instituto Agronômico de Campinas (IAC), Campinas, SP, Brazil

³Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña, España

[*tucho@udc.es](mailto:tucho@udc.es)

Summary

We sampled 32 soil horizons from 6 soil profiles in neighbouring sites with contrasting soil parent material and texture at São Paulo State, Brazil. Three of the profiles, developed over sandstone, were sandy loam or loamy textured, whereas the other three profiles, developed over weathered sediments or basic parent material, were clayey textured. Soil specific surface area (SSA) ranged from 3.0 to 15.1 m² g⁻¹ coarser and medium textured soils, and from 26.2 to 40.3 m² g⁻¹ for heavy textured soils. Considering all the studied samples, SSA showed a strong correlation with clay content, but it was not correlated with other general soil properties including those of the exchange complex.

Introduction

Particle size analysis is most widespread, because soil texture greatly influences a range of physical and chemical processes from which soil functions depend. However, many physical and chemical soil properties also are closely related to other soil properties measured at the small scale (single grain or aggregates), such as soil specific surface area (SSA), porosity, pore size distribution, pore geometry, etc. Soil surface and soil porosity properties can be characterised adsorption techniques using a gas (or an organic liquid) as a sorbate.

Many physical and most chemical properties of soils depend on surface phenomena that take place at the interface between the liquid and solid phases. A number of studies showed that the SSA of a soil is an important intrinsic property, which commonly is correlated with many soil physical and chemical attributes, as for example water holding capacity, cation exchange capacity (CEC), and adsorption of contaminants. Therefore, SSA is mostly considered as an important soil property, complementary to soil texture.

Adsorption-desorption isotherms are commonly measured using an inert gas, such as N₂ or Ar, and they are used to obtain estimation of SSA soil porosity and other soil parameters. We determined adsorption and desorption isotherms using N₂ at 77 K in soils with contrasting texture. The objective was to analyze the relationship from SSA to soil texture to other soil general properties.

Material and methods

The study was conducted at the region of Campinas, São Paulo State, Brazil. Site altitudes ranged from 574 to 640 m.a.s.l. According to Köppen the local climate is a transition between two mesotermic types, those with dry winter (Cwa) and hot summer (Cfa). Mean annual temperature is 22.4°C and a mean yearly precipitation 1382 mm.

Six soil profiles were sampled; three profiles (in short P1 to P3) were developed over sedimentary rocks with coarse and medium texture (sandstone and siltstone), and the other three profiles were over strongly weathered deposits derived from loamy-clayey sediments (P4) and diabase materials (P5 and P6). Following the WRB, P1 was classified as a Leptosol, P2 and P3 as Acrisols, P4 and P6 as Feralsols and P5 as a Nitisol.

Nitrogen adsorption and desorption isotherms were measured in two replicated samples per

horizon. Determinations were performed with Soptomatic 1990 equipment manufactured by Thermo Finnigan (Milano, Italy), at liquid N₂ temperature (77 K). Air-dried aggregates were maintained under silica gel to slowly reduce the residual water content, and then degassed at 170°C for 10 hours, until the system had reached a pressure of 10⁻⁴ Pa. The N₂ inert gas used was 99.998% pure. The range of relative pressure, p/p_0 , applied for acquisition of N₂ adsorption isotherms was from 0.000 to about 0.990. Desorption isotherms were obtained from the highest relative pressure reached during the adsorption phase to p/p_0 values near 0.100. Soil specific surface area was obtained both from the adsorption branch of the isotherm with the BET and the t-plot models, respectively.

Soil samples were sieved through 2 mm mesh before general soil properties were analyzed. Determinations were made in all samples for sand, silt and clay percent, pH, organic carbon content, exchangeable Ca, Mg K and Al, and exchangeable acidity (H + Al) (van Raij et al., 2001). Also, cation exchange capacity (CEC), sum of bases (SB) and base saturation (V %) were computed.

Results and discussion

Sand, silt and clay contents strongly differentiate the group of coarse and medium textured soils from that of heavy textured soils. For instance, clay content was lower than 225 mg kg⁻¹ for the former group and higher than 384.5 mg kg⁻¹ for the latter group. Organic matter contents were similar for soil profiles over sandstone and clay sediments or basic parent material, as they ranged 16-37 g kg⁻¹ and 16-31 g kg⁻¹, respectively. Similarly, pH values showed no significant differences between soils over sandstone and the clayey counterparts, ranging 4.1-4.9 and 4.1-5.6, respectively. The two groups of soils considered in this study also were characterized by low CEC values, <13 cmol_c kg⁻¹. This notwithstanding, CEC was significantly higher ($P<0.05$) for heavy textured soils than for coarse and medium textured soils developed over sandstone; this trend was also observed for Al+H. However, exchangeable K, Mg, Mg as well as SB and V, showed no significant differences ($P<0.05$) between these two soil groups. Thus, exchangeable acidity (H +Al) was responsible for the higher CEC of the clayey soils, while exchangeable bases were rather low (< 4 cmol_c kg⁻¹) in the two studied soil groups.

Figure 1 shows examples of adsorption and desorption isotherms for a loamy and a clayey horizon. The cumulative volume of N₂ adsorbed at $p/p_0 = 0.99$ was 6.78 and 102.80 cm³ g⁻¹ for the former and the latter, respectively, indicating about 15 times higher cumulative adsorption of the clayey soil near saturation. The hysteresis loop was drawn in a wide range of relative pressure, i.e. $0.45 < p/p_0 < 1.0$, in the loamy horizon, while in the clay horizon it was depicted in a narrower range, i.e. roughly $0.80 < p/p_0 < 1.0$. Moreover, adsorption and desorption isotherms of the contrasting coarse and heavy textured horizons showed different patterns for $p/p_0 > 0.80$, which could be described as either fairly exponential or as sigma-shaped curves, for the former and the latter, respectively.

Values of SSA determined by the BET method from adsorption isotherms were in the range from 2.86 to 47.26 m²g⁻¹ taken into account all the studied samples. SSA values determined by the t-plot method from N₂ desorption isotherms were similar to those obtained by the BET method, so that the coefficient of determination $SSA_{BET} - SSA_{t-plot}$ was $r^2 = 0.99$. Parallel with clay content, SSA was below 15.09 m² g⁻¹ for coarse and medium textured soils, and above 26.21 m² g⁻¹ for clayey soils.

The correlation matrix for the studied soil properties and SSA is shown in Table 1. The dependence between SSA and clay content and the distinct range of values of these variables for the two soil groups studied is shown in Figure 2. Moreover, SSA showed a very significant ($P<0.01$) negative relationships with sand content. The regression equation between SSA and clay content for our studied soils was: $SSA = 0.75 \text{ clay} - 1.26$. ($r = 0.992$),

quite similar to that proposed by Feller et al. (1992) for tropical soils.

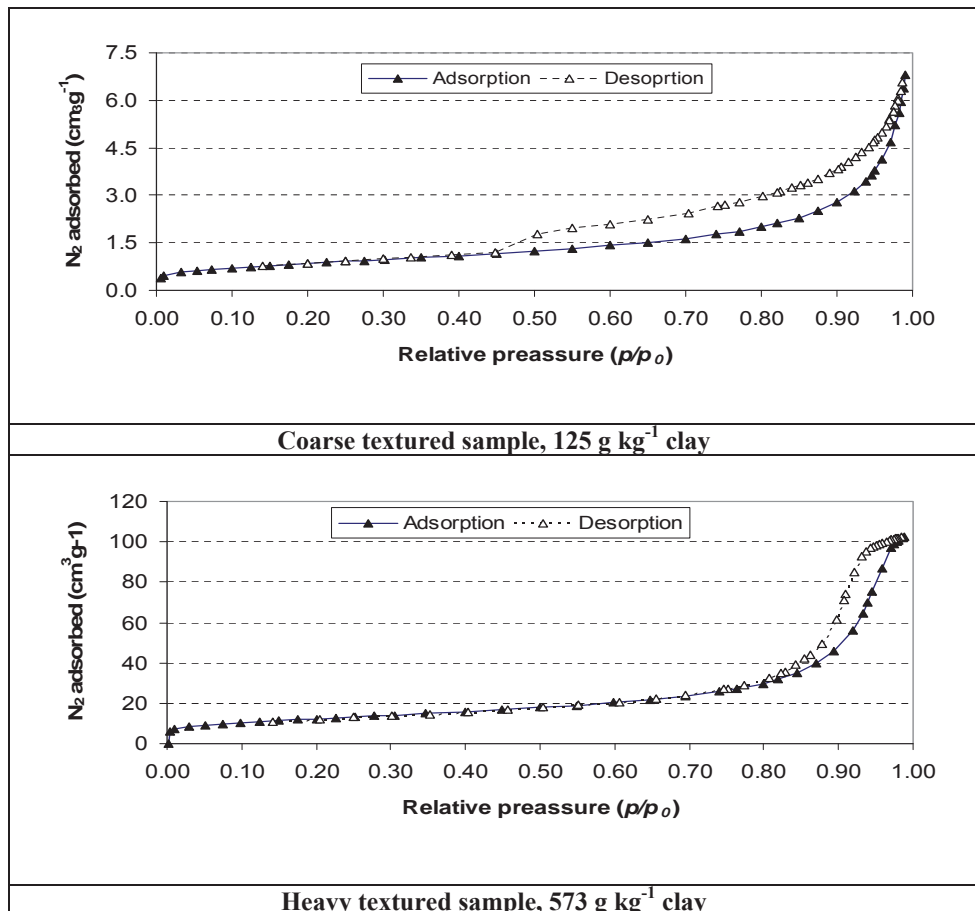


Figure 1. Examples of adsorption-desorption isotherms for coarse and heavy textured samples.

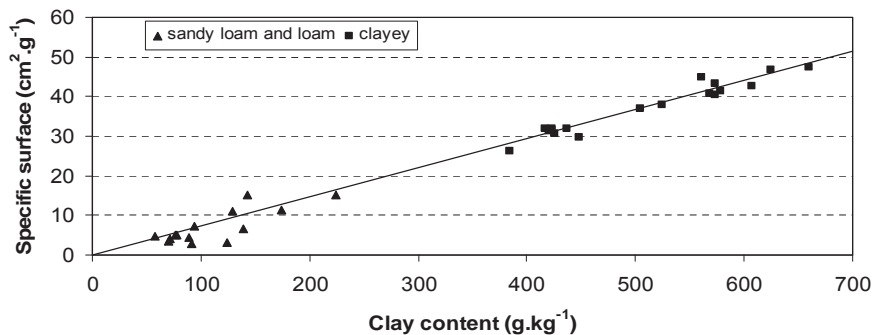


Figure 2. Relationship between soil specific surface and clay content.

No significant relationship, however, was found between these soil surface properties and properties of the soil exchange complex (CEC, SB or exchangeable cations). The connection between SSA and CEC has been proved for soils from temperate climates (Petersen et al., 1996; Hepper et al., 2006). Highly weathered soils from the tropics however, are identified by a clay fraction made not only of clay particles but also rich in iron and aluminium oxides and hydroxides (Feller et al., 1992). These secondary constituents present in the clay fraction may contribute to SSA but are not able to develop significant CEC; this may explain the absence of a significant dependence between SSA and CEC in our data set.

Table 1. Correlation matrix between SSA and selected general soil properties. (Abbreviations: (OM=organic matter content, H+Al = exchangeable acidity, SB = sum of exchangeable bases, CEC = cation exchange capacity, SSA = specific surface area).

	Sand	Clay	OM	pH	(H + Al)	SB	CEC	SSA
Sand	1							
Clay	-0.892**	1						
OM	-0.235	0.124	1					
pH	-0.689**	0.454**	0.032	1				
(H + Al)	0.113	0.183	0.322	-0.622**	1			
SB	-0.557**	0.247	0.481**	0.700**	-0.464**	1		
CEC	-0.098	0.305	0.555**	-0.415	0.934**	-0.116	1	
SSA	-0.878**	0.992**	0.087	0.436*	0.185	0.239	0.303	1

(* and **, correspond to $P < 0.05$ and $P < 0.01$, respectively)

ANOVA analysis showed significant differences ($P < 0.05$) between the two groups of soils studied (P1 to P3 over acid parent material and P4 to P5 over clay sediments or strongly weathered deposits) for means values sand, silt and clay content, H+Al, CEC, SSA, while mean values of pH, organic matter content, exchangeable bases and percent base saturation, V, were statistically similar.

Literature

- Feller, C., E. Shouller, F. Thomas, J. Rouiller, and A. J. Herbillon. 1992. N₂-BET specific surface areas of some low activity clay soils and their relationships with secondary constituents and organic matter contents. *Soil Science* 153: 293-299.
- Hepper, E. N., Buschiazzo, D. E., Hevia, G. C., Urioste, A, Antón, L. 2006. Clay mineralogy, cation exchange capacity and specific surface area of loess soils with different volcanic ash contents. *Geoderma* 135:216-223.
- Petersen, L.W., P. Moldrup, O.H. Jacobsen, and D. E. Rolston. 1996. Relations between specific surface area and soil physical and chemical properties. *Soil Science* 16:9-21.
- Rouquerol, F., Rouquerol, J. Sing, K. 1999. *Adsorption by powders and porous solids*. Academic Press, London.
- Van Raij, B., J. C. de Andrade, H. Cantarella, and J. A. Quaggio. 2001. *Chemical analysis for evaluation of tropical soils fertility*. Instituto Agronômico. Campinas. Brazil. 284 pp.

Exatidão e precisão em incubações biológicas in-situ

J. R. Sousa^{1*}, J. P. Carneiro, D. Fangueiro², J. Coutinho³

¹Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal [*jricardo@utad.pt](mailto:jricardo@utad.pt)

²CERNAS, Instituto Politécnico de Castelo Branco, Escola Superior Agrária, Portugal.

³UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

Resumo

As metodologias in-situ, pelos princípios inerentes, são tidas como mais realistas (exatas) comparativamente às laboratoriais; todavia, dado o maior número de variáveis capazes de influenciar a repetibilidade dos resultados associados, carecem de precisão. Neste tipo de metodologia, quer em termos de exatidão como precisão, os resultados estão muito associados ao tipo de reator utilizado e ao efeito tampão que este exerce sobre os fatores edafo-climáticos (temperatura e humidade do solo). O objetivo do trabalho agora apresentado é avaliar critérios de exatidão e precisão de resultados de lixiviação e N mineral no solo, obtidos a partir da aplicação de um novo reator de incubação desenvolvido para o estudo de incubações biológicas in-situ. Para o efeito foi montado um ensaio de incubação em condições de campo durante um período de 140 dias de incubação, com 12 reatores relativos a um total de 3 datas de amostragem e 4 repetições por data. Em cada data de amostragem, os reatores foram destruídos e analisados os teores de N mineral existentes no solo e adsorvido pelas resinas de troca iónica. A mineralização líquida de N foi estimada com base no somatório da variação líquida de N no solo entre cada data de amostragem e as quantidades de N adsorvidas pelas resinas de troca iónica (lixiviação potencial de N) no final de cada período de incubação, sendo os resultados expressos em mg de N por kg de solo. A precisão intermédia foi avaliada com base nos valores de coeficiente de variância (CV) (%) associados ao N lixiviado e N mineral no solo e a exatidão foi estimada com base na qualidade de ajustamento do modelo exponencial assintótico de um único reservatório, expressa na análise do coeficiente de determinação (r^2_{ajust}) associado. Os resultados obtidos revelaram valores de mineralização e lixiviação líquida de N consideravelmente reduzidos, na ordem dos 3,63 e 2,56 mg N kg⁻¹, respetivamente. Ainda assim, os valores obtidos evidenciam que o reator em estudo é capaz de garantir uma exatidão considerável ($r^2_{ajust} = 0,995$ ***), ao nível dos valores observados para métodos biológicos laboratoriais. Em termos de repetibilidade, os resultados revelaram-se aceitáveis para o tipo de metodologia estudada, com valores a variarem entre os 2 e 11%, sendo os mais elevados associados a fases de maior dinâmica dos respetivos processos e formas de N mais ativas no solo (NO₃⁻).

Introdução

A qualidade de uma metodologia de incubação biológica poderá ser avaliada pela capacidade de definir condições similares às observadas em campo, de modo a produzir valores experimentais o mais próximo possível dos valores reais, diferenças traduzidas em termos de exatidão. Relativamente à qualidade está, também, inerente o grau de concordância dos valores que estas metodologias podem produzir em torno da grandeza avaliada, ou seja, a variabilidade da medição, traduzida em termos de precisão, esta última definida em termos de repetibilidade ou precisão intermédia. Estes critérios, exatidão e precisão, deverão estar presentes sempre que se pretenda avaliar a capacidade das diferentes metodologias de incubação na análise dos processos biológicos responsáveis pela mineralização da matéria orgânica do solo.

Entre as metodologias de incubação biológica disponíveis, as desenvolvidas em condições de campo, pelos princípios inerentes, são tidas como mais realistas (exatas) que as metodologias

realizadas em condições controladas de temperatura, humidade e arejamento (Hanselman et al., 2004; Zinati et al., 2007). Assim, uma das principais preocupações na aplicação deste tipo de metodologia está relacionada com a conceção do reator de incubação, nomeadamente ao nível da respetiva sensibilidade às flutuações dos elementos edafo-climáticos em condições de campo (Hanselman et al., 2004). Pretende-se, por isso, que fatores que influenciam a mineralização ou imobilização de N no interior do reator não defiram significativamente do exterior durante o período de incubação (Adams et al., 1989) assegurando-se, deste modo, uma maior fiabilidade (exatidão) do reator na avaliação destes processos biológicos.

Em termos de precisão, comparativamente às metodologias laboratoriais, as incubações de campos carecem de maior repetibilidade. Neste caso, embora também dependentes do tipo de reator (Hanselman et al., 2004), os resultados parecem estar mais associados ao tratamento aplicado ao solo em estudo, nomeadamente ao uso de amostras não perturbadas (Raison et al., 1987) ou perturbadas, estas últimas com tratamentos de secagem e crivagem, de modo a facilitar a homogeneização e conseqüente influencia que estes fatores podem apresentar na fiabilidade como repetibilidade dos resultados obtidos (Appel, 1998).

Assim, considerando a importância dos critérios de exatidão e precisão na análise da qualidade das metodologias de incubação biológica, o presente trabalho tem como objetivo realizar uma avaliação destes parâmetros, tendo como base resultados de mineralização e lixiviação de N obtidos a partir de um novo reator utilizado num ensaio experimental realizado em condições de campo.

Material e Métodos

Neste estudo, tendo em consideração os processos em análise, mineralização e lixiviação líquida de N no solo, foi usado um reator aberto de forma a permitir uma avaliação simultânea dos mesmos, nas diferentes datas de amostragem ao longo do período de estudo.

Para cada reator, num total de 12 unidades, relativas a 3 datas de amostragem e 4 repetições por data de amostragem, foram colocados cerca de 1500 g de um Cambissolo distrito (matéria orgânica 15,3 g kg⁻¹; pH(H₂O) 5,9; pH(KCl) 4,4; argila 86,7 g kg⁻¹; fósforo e potássio extraíveis em Egner-Riehm: 311 mg P₂O₅ kg⁻¹ e 300 mg K₂O kg⁻¹) seco e crivado (Ø 4 mm) a incubar durante um período de 140 dias, em condições de clima Mediterrâneo e ausência de cultivo. Na parte inferior aberta do reator, num dispositivo destacável de acrílico, colocaram-se 10 g de resinas de troca iónica, do tipo AMBERLITE, com o objetivo de captar formas catiónicas (NH₄⁺) e aniónicas (NO₃⁻) de N de modo a estimar a lixiviação potencial de N no sistema em estudo.

Para cada data de amostragem realizada, procedeu-se à colheita destrutiva de 4 reatores e análise respetiva dos teores de N mineral no solo e N mineral adsorvido pelas resinas. Numa primeira fase, procedeu-se à extração com uma solução de KCl 1M (Houba et al., 1995), sendo os respetivos extratos analisados, numa segunda fase, para efeitos de quantificação, os teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, com base em métodos de espectrofotometria de absorção molecular, em autoanalisador de fluxo segmentado (SKALAR[®]), baseados na reação de Berthelot e método da sulfanilamida após redução em coluna de cádmio, respetivamente.

A lixiviação líquida de N no solo foi estimada tendo como base as quantidades de N adsorvidas pelas resinas em cada período de incubação analisado enquanto a mineralização líquida de N foi estimada com base no somatório da variação líquida de N no solo entre cada data de amostragem e as quantidades de N adsorvidas pelas resinas de troca iónica no final de cada período de incubação, sendo os respetivos resultados expressos em mg de N por kg de solo.

Em termos de análise dos resultados, a precisão intermédia, como medida de avaliação da repetibilidade, foi avaliada com base na determinação dos valores de coeficiente de variância (CV) (%) associados aos valores de mineralização líquida de N, enquanto a exatidão foi

estimada com base na qualidade de ajustamento do modelo exponencial assintótico de um único reservatório ($N_{\min}=N_0(1-\exp^{-k^*t})$) (Stanford e Smith, 1972), expressa com base na análise dos valores do r^2_{ajust} associado.

Resultados e Discussão

Em termos de exatidão, os resultados obtidos com o novo reator (figura 1) evidenciam valores consideravelmente elevados, traduzidos pela elevada e significativa qualidade de ajustamento dos valores registados ao modelo estimado ($r^2_{\text{ajust.}}=0,995$ ***). Estes resultados estão equiparados aos observados em metodologias similares, realizadas quer em condições de campo, mas sujeitas a diferentes condicionalismos edafo-climáticos, quer a metodologias realizadas em condições controladas de laboratório (Hanselman et al., 2004; Manzoni & Porporato, 2009).

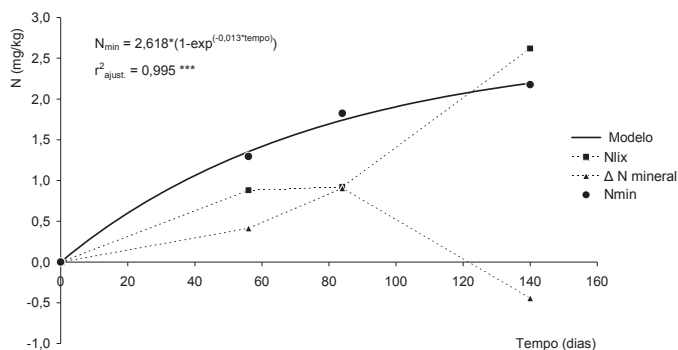


Figura 1. Mineralização líquida de N, lixiviação acumulada de N e variação de N mineral no solo (mg kg^{-1}) ao longo do período de incubação.

Em termos de dinâmica do processo de mineralização, os resultados refletem o efeito das condições edafo-climáticas registadas ao longo do período experimental mas, também, a qualidade da matéria orgânica existente no solo, de maior resistência à ação biológica oxidativa, não se observando acréscimos (*flush*) típicos na fase inicial do processo, normalmente resultantes da mineralização de frações mais lábeis (Benbi & Ritcher, 2002). Estes resultados poderão, também, estar relacionados com a menor perturbação causada na fase de tratamento do solo, com crivagens (\varnothing 4 mm) e secagens (22°C) mais suaves que as usadas por rotina (\varnothing 2 mm e 60°C), estas últimas normalmente responsáveis pelos *flushs* observados (Appel, 1998).

Em termos de precisão dos resultados, na figura 2 são apresentados os resultados de repetibilidade, definidos com base nos valores do coeficiente de variância (CV) (%), associados aos resultados obtidos para o N acumulado retido pelas resinas de troca iónica (N lixiviado) em cada período estudado (P_1 , P_2 e P_3) e teor de N mineral no solo obtido em cada data de amostragem (D_1 , D_2 e D_3).

Os resultados evidenciam CV entre os 2 e os 11%, sendo nas fases de maior dinâmica dos processos que os valores se revelam mais elevados. Dos processos analisados (figura 2), é a lixiviação que apresenta uma menor repetibilidade de resultados. Fatores como a densidade do solo no reator poderão condicionar o movimento de água e conseqüente arrastamento de N e retenção pelas resinas de troca iónica.

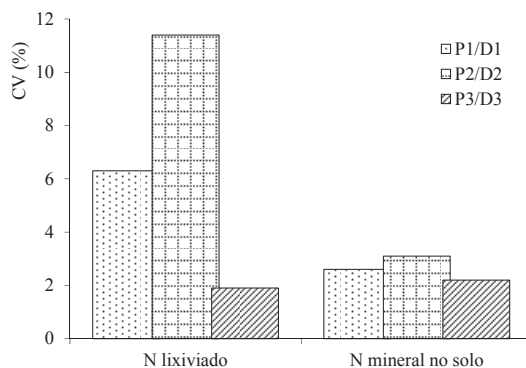


Figura 2. Valores do coeficiente de variância (CV) (%) obtidos para o N lixiviado (mg N kg^{-1}), em cada período analisado (P_1 , P_2 e P_3), e N mineral no solo (mg N kg^{-1}) nas datas de amostragem (D_1 , D_2 e D_3).

Este fato poderá explicar os maiores valores de CV observados nas formas nítricas de azoto (N-NO_3^-) retidas nas resinas, uma vez que a respetiva mobilidade está dependente de fluxos de massa. Por sua vez, a maior repetibilidade de resultados observados na determinação do N mineral no solo, não ultrapassando valores na ordem dos 3%, é resultado do maior controlo da variabilidade do N no solo, através das operações realizadas inicialmente, relacionadas com a secagem e crivagem do solo com a posterior homogeneização, garantindo que cada reator possa apresentar, em cada momento, condições similares. Independentemente destes factos, a precisão revela-se superior à observada em outras metodologias similares, nas quais os valores de CV são significativamente superiores (104%) (Halselman et al., 2004), aproximando-se mais de resultados (3,9 %) observados em metodologias laboratoriais (Qian & Schoenau, 2002).

Referências

- Appel, T. 1998. Non-biomass soil organic N –The substrate for N mineralization flushes following soil drying-rewetting and for organic N reentered CaCl_2 -extractable upon soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1445-1456.
- Benbi, DK, Ritcher J. 2002. A critical review of some approaches to modeling nitrogen mineralization. *Biol. Fertil Soils* 35: 168-183.
- Hanselman, TA, Graetz DA, Obreza TA. 2004. A comparison of in-situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. *J. Environ. Qual.* 33: 1098-1105.
- Houba, VG, Novozamsky I, Tenminghogg RE. 1995. Analysis Procedure. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University. The Netherlands.
- Qian, P, Schoenau JJ. 2002. Practical applications of ion Exchange resins in agricultural and environmental soil research. *Can. J. Soil Sci.* 82: 9-21.
- Raison, CR, Connell MJ, Khanna PK. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral N in-situ. *Soil Biol. Biochem.* 19:521-530.
- Stanford, G, Smith SJ. 1972. Nitrogen mineralization potentials in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 36: 465-472.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação Portuguesa para a Ciência e a Tecnologia (FCT) pelo apoio financeiro a esta pesquisa através dos projetos "Gestão agronómica e ambiental de chorumes: práticas sustentáveis de aplicação ao solo". (PTDC/AGR-PRO/119428 / 2010) e (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). A bolsa FCT foi recebida por David Fangeiro (SFRH/BPD/84229/2012).

Anaerobic incubation without shaking over a prolonged period as a method to determine mineralizable nitrogen in rice soils

J. Hirzel Campos¹, N Stolpe²

¹Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile. Avenida Vicente Méndez 515, Chillán. Phone 56-42-206774, Fax 56-42-206720, jhirzel@inia.cl

²Department of Soils and Natural Resources, Agronomy Faculty, University of Concepción, Chile, e-mail nstolpe@udec.cl.

Acknowledgements: This study was funded by FONDECYT 11110232 Project, Chile.

Abstract

Fertilization rates of N in rice crop are based on crop needs and the capacity of the soil to supply it, which is determined by several methods. This study evaluated a method of anaerobic incubation without shaking for extended periods of time. Three rice soils of the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol orders were fertilized with N rates of 0, 80, and 160 kg ha⁻¹ and incubated for 0, 7, 14, 21, and 28 d at 20 and 40°C. Field experiments were conducted with rice in the same soils with equal N rates; and extracted plant N was compared with mineralized N. Results indicated that the methodology without shaking for longer periods of time had the highest relation to crop extracted N.

Introduction

Rice, *Oryza sativa* L., is very important in the diet of the world's population because of its nutritional value and low price. In the last decade, the world area cultivated with rice was approximately 147.5 million ha (FAO, 2004) with Asia having the greatest cultivated area. Rice production depends on several factors such as climate, soil physical condition, soil chemical fertility, water management, sowing date, cultivar, seed rate, weed control, and fertilization (Angus *et al.*, 1994). Nitrogen (N) is the main nutrient associated with yield in fertilization. Field studies in Chile using increasing N rates in rice crops have indicated that the inappropriate N rates can generate alterations in the crop cycle that affects the length of the vegetative and reproductive cycles, as well as crop productivity (Ortega, 2007).

To optimize N fertilizer supply to young crops, it is important to know of the amount of N supplied in soil by mineralization in soil (Angus *et al.*, 1994; Sainz *et al.*, 2008) since crop N uptake derives mainly from soil reserves (organic matter mineralization, microbial biomass turnover, and N-NH₄⁺ fixed in clay) (Jensen *et al.*, 2000; Sainz *et al.*, 2004; Sahrawat, 2006), and N fertilization. Soil N supply or the quantity of available mineral N for plant uptake is highly dynamic over time and difficult to estimate, and represents only a very small fraction of total soil N (Scott *et al.*, 2005). Additionally, applying N to soil could also affect the amount of mineralized N and the subsequent relationship between N uptake and mineralized N, because N fertilization affects microbial activity in soil (Jensen *et al.*, 2000).

Therefore, considering that Chile has a variety of rice paddy soils (principally in the Alfisol, Inceptisol and Vertisol orders), and that N mineralization is affected by soil properties, N fertilization, and temperature in the field, and incubation method in the laboratory, the objective of this investigation was to evaluate a laboratory procedure of soil incubation without shaking, in order to find an optimum methodology to estimate N that will be available to rice growing in Inceptisol, Alfisol and Vertisol soils of central Chile.

Materials and methods

The experiment was conducted in the 2011-2012 growing season in three paddy rice soils in central Chile, including the orders Inceptisol, Alfisol and Vertisol with the soil types

Achibueno loam (fine, mixed, superactive, thermic Fluventic Xerochrepts), Parral clay loam (fine, mixed, active, thermic Aquic Haploxeralfs), and Quella clay loam (fine, smectitic, thermic Aquic Durixererts), respectively (CIREN, 1997). The investigation was conducted under both controlled laboratory conditions for soil incubations (soil without plant) and field conditions (crop in the field) to measure the amount of N extracted from soil by rice. Soil samples were collected in cores of 0 to 20 cm depth before crop establishment; which were air-dried and subsequently characterized for physical and chemical properties. Soils were fertilized in both experimental conditions (lab and field) with three N rates of 0, 80, and 160 kg ha⁻¹ as urea, 60 kg P₂O₅, and 60 kg K₂O as triple super phosphate and potassium chloride, respectively. For the laboratory experiment, soil samples were incubated in controlled conditions anaerobic incubation for 7, 14, 21, and 28 days at 20 and 40°C without shaking. The anaerobic incubation methods to estimate N mineralization as N-NH₄⁺ were carried out as follows: five g of soil and 12.5 mL of distilled water were placed in a test tube, sealed with a stopper. Extracts of ammonium from soil were obtained by adding 12.5 mL 2M KCl to the soil-tubes, and the mixture shaken for 1 hr, filtered, and N-NH₄⁺ was measured with a Skalar auto-analyzer. Potential N mineralization was calculated by using the results from both anaerobic incubation methods.

For the field experiments, all plots were cultivated under traditional management to optimize crop growth in accordance with standard agronomic practices for rice crops in central Chile. N (urea) was applied three times: 33% the day prior to sowing, 33% in tillering, and 34% in initial panicle (Hirzel *et al.*, 2011). The seed dose was 160 kg ha⁻¹ in all experimental locations, and the cultivar used in the experiment was Zafiro-INIA. After emergence, weed control consisted of a combination of herbicides of Penoxsulam (Ricer 240 g L⁻¹), MCPA (MCPA 750 SL 750 g L⁻¹), and Bentazon (Basagran 480 g L⁻¹) at rates of 0.03, 0.19, and 0.72 kg a.i. ha⁻¹. The crop was harvested at grain maturity (at 20% moisture content of grain). Whole-plant dry matter and N concentration were determined with tissue samples collected at harvest time. Dried subsamples (2 g) were ground in a mill, passed through a 2 mm sieve, and analyzed for total N as determined by the macro-Kjeldahl procedure. The total N extraction for the crop was calculated by multiplying the total dry matter by its N concentration.

Experimental design for soil incubation at two temperatures (20 and 40°C) and three N rates (0, 80, and 160 kg ha⁻¹), a split-split-split plot was used where the main plot was the temperature, the split plot the soils (three orders), the split-split plot incubation time (0, 7, 14, 21, and 28 days), and the split-split-split plot the N-rates. Both experiments consisted of four replicates per treatment. Results were analyzed with ANOVA and the Tukey test ($P = 0.05$) by the SAS general model procedure (SAS Institute, 1989). The relationships between mineralized N in incubations without shaking for 7, 14, 21, and 28 days at two temperatures and N uptake by the crop was determined for each soil and evaluated with a linear mathematical model (Sahrawat, 2006), using the SAS procedure simple regression.

Results and Discussion

Grain yield for the field experiment fluctuated between 5.1 and 7.7 Mg ha⁻¹ in the Inceptisol, 6.4 and 9.1 Mg ha⁻¹ in the Alfisol, and 6.1 and 11.5 Mg ha⁻¹ in the Vertisol (data not shown), and similar to indicated by Hirzel *et al.* (2011) and Ortega (2007). The highest yield in the three soils was achieved with 80 kg N ha⁻¹. Whole-plant dry matter production varied between 12.2 and 21.6 Mg ha⁻¹, 16.8 and 24.6 Mg ha⁻¹, and 12.4 and 23.8 Mg ha⁻¹ in the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol, respectively (data not shown). The highest DM production in the three soils was achieved with the 160 kg N ha⁻¹ rate. Whole-plant N concentration ranged from 5.8 to 6.6 g kg⁻¹, 6.2 to 6.9 g kg⁻¹, and 7.1 to 7.6 g kg⁻¹ in the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol, respectively (data not shown), and similar to indicate by Hirzel *et al.* (2011). As in DM production, the highest whole-plant N concentration was achieved with the 160 kg N ha⁻¹ rate

(data not shown). The N uptake fluctuated between 71 and 142 kg ha⁻¹ in the Inceptisol, 103 and 169 kg ha⁻¹ in the Alfisol, and 88 and 181 Mg ha⁻¹ in the Vertisol (Figure 1). The highest N uptake in the three soils was achieved with 160 kg N ha⁻¹ in the Vertisol soil.

In soil incubations, the content of mineralized N was different for all of the evaluated sources of variation; and there was an interaction between the sources of variation (data not shown). Incubations at 20°C showed that mineralized N-NH₄⁺ varied between 7.7 and 88.4 mg kg⁻¹, 21.5 and 151.5 mg kg⁻¹, and 9.3 and 89.6 mg kg⁻¹ in the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol, respectively (Table 1). The highest concentration of N-NH₄⁺ was achieved in all cases in the 21-d incubation (Table 1). Incubations at 40°C showed that mineralized N-NH₄⁺ fluctuated between 10.2 and 133.6 mg kg⁻¹, 33.5 and 199.2 mg kg⁻¹, and 14.4 and 76.5 mg kg⁻¹ in the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol, respectively (Table 1). The highest N-NH₄⁺ concentration in the three soils occurred in the 21-d incubation similar to the incubations at 20°C (Table 1).

In conclusion, the results of this study indicate that anaerobic soil incubation without shaking at 20°C for 21-d corresponds to a method that adequately correlates the N mineralization in soil with the extraction of this nutrient by the rice crop. Moreover, this methodology allows representation of this relationship as lineal model of the total N uptake and N-NH₄⁺ mineralized in different paddy rice soils (Inceptisol, Alfisol and Vertisol) when those have been previously fertilized with increasing N rates. This allows for adjusting the N rates in the different paddy rice soils that were evaluated in this work, based on expected yield associated with N absorption. In turn, anaerobic soil incubation at 40°C for 7 d is a rapid method to determine N mineralization in rice soils, although its relationship with extracted N in the Vertisol soil is lower than for incubations at 20°C over a longer period of time.

Table 1. Quadratic model for each temperature and N rates in three rice soils.

Rice Soil	Temperature	N rate (kg ha ⁻¹)	Lineal Equation	R ² value
Inceptisol	20°C	0	Y = 28.74 + 37.25*X - 4.485*X ²	0.94
		80	Y = 35.96 + 45.33*X - 5.214*X ²	0.98
		160	Y = 52.35 + 65.39*X - 7.646*X ²	0.99
	40°C	0	Y = 60.55 + 84.17*X - 11.35*X ²	0.99
		80	Y = 87.90 + 112.60*X - 15.03*X ²	0.99
		160	Y = 86.04 + 113.00*X - 14.43*X ²	0.99
Alfisol	20°C	0	Y = 40.18 + 62.05*X - 6.739*X ²	0.95
		80	Y = 67.96 + 90.78*X - 10.14*X ²	0.97
		160	Y = 72.74 + 102.3*X - 11.85*X ²	0.99
	40°C	0	Y = 89.08 + 136.6*X - 18.82*X ²	0.98
		80	Y = 93.75 + 145.5*X - 19.83*X ²	0.99
		160	Y = 100.10 + 158.5*X - 21.33*X ²	0.98
Vertisol	20°C	0	Y = 14.99 + 23.16*X - 2.123*X ²	0.97
		80	Y = 31.29 + 43.56*X - 4.736*X ²	0.99
		160	Y = 36.75 + 55.61*X - 6.109*X ²	0.99
	40°C	0	Y = 24.13 + 44.47*X - 5.601*X ²	0.99
		80	Y = 26.16 + 49.67*X - 6.330*X ²	0.98
		160	Y = 33.04 + 58.40*X - 7.529*X ²	0.96

Where; X is the incubation time, between 0 to 28 days.

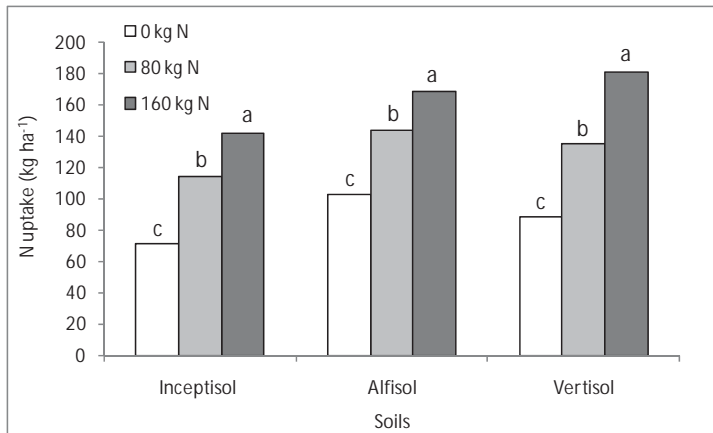


Figure 1. N uptake in whole plant of rice in three paddy rice soils fertilized with three N rates (0, 80 and 160 kg ha⁻¹). Different letters over the bars of the same soil indicate significant differences according to Tukey's test ($p < 0.05$).

Literature cited

- Angus, J.F., Ohnishi, M., Horie, T., and Williams, L. 1994. A preliminary study to predict net nitrogen mineralization in a flooded rice soil using anaerobic incubation. *Australian Journal of Exp. Agric.* 34:995-999.
- Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 1997. Descripción de Suelos, Materiales y Símbolos, Estudio Agrológico VII Región: Publicación N° 117. Centro de Información de Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura, República de Chile. 659 p.
- FAO. 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas. Roma: FAO, p: 1-22. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/y2780s/y2780s00.pdf>
- Hirzel, J., Pedreros, A., and Cordero, K. 2011. Effect of nitrogen rates and split nitrogen fertilization on grain yield and its components in flooded rice. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:437-444.
- Jensen, L.S., Pedersen, I.S., Hansen, T.B., Nielsen, N.E. 2000. Turnover and fate of 15N-labelled cattle slurry ammonium-N applied in the autumn to winter wheat. *Europ. J. Agronomy* 12(1):23-35.
- Ortega, R. 2007. Analysis of factors affecting spikelet sterility in flooded rice under field conditions in Chile. *Archives of Agronomy and Soil Science* 53:183-192.
- Sahrawat, K. 2006. Organic matter and mineralizable nitrogen relationships in wetland rice soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37:787-796.
- Sainz, H.R., Echeverría, H.E., and Barbieri, P.A. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96(6):1622-1631.
- Sainz, H., Calviño, P., Echeverría, H., Barbieri, P., and Redolatti, M. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. *Agron. J.* 100(4):1020-1025.
- SAS Institute. 1989. Usage and Reference. Version 6. 501 p. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA.
- Scott, D., McLaren, A., and Burger, J. 2005. Rapid indices of potential nitrogen mineralization for intensively managed hardwood plantations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36:1421-1434.

Actividad enzimática en suelos sobre materiales calizos en climas contrastados

M.D. Soriano¹, L. García-España^{1*}, I. Lloret¹

¹Departamento de Producción Vegetal, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Universitat Politècnica de València, España; [*asoriano@prv.upv.es](mailto:asoriano@prv.upv.es)

Resumen

En dos zonas contrastadas climáticamente localizadas en la Comunidad Valenciana al norte de la provincial de Alicante, y en suelos desarrollados sobre materiales calizos, se evalúan las características generales, parámetros orgánicos, nutrientes y actividades enzimáticas del suelo. Se observan que las mayores diferencias entre los perfiles de suelos estudiados se encuentran en los contenidos de carbono, respiración del suelo y en las actividades enzimáticas. Respecto a las actividades fosfatasa y ureasa se correlacionan con el contenido en materia orgánica del suelo, y con la altitud. Mientras que la actividad β -Glucosidasa aumenta en suelos mas áridos y que alguna vez fueron cultivados como corresponde a los de la zona más baja.

Palabras-clave: efecto clima, propiedades físicas y químicas, actividades enzimáticas.

Introducción

Los cambios producidos por las condiciones climáticas precipitación, humedad y temperatura influyen sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, pero en mayor medida afectan a sus características biológicas, contenido en carbono, especialmente en carbono microbiano que afecta a la respiración del suelo y actividades enzimáticas.

Estudios realizados en ecosistemas Mediterráneos han demostrado la relación existente entre el contenido de C orgánico y la respiración del suelo con distintos estadios de degradación o de la sucesión vegetal (García et al., 2002; Muñoz et al., 2007; Rutigliano et al., 2009).

La actividad enzimática del suelo refleja el estado de sus poblaciones microbianas y su relación con el resto de propiedades biológicas, la producción de biomasa, la degradación de contaminantes y la conservación de ecosistemas (Doran, 2002).

En dos zonas contrastadas climáticamente localizadas en la Comunidad Valenciana sobre materiales calizos correspondientes al Cretácico superior y al Mioceno, se caracterizan los suelos, y se estudian los aspectos implicados en la actividad biológica del suelo tales como el carbono orgánico, la fracción húmica, la razón de respiración y las actividades enzimáticas.

Se observan que las mayores diferencias entre los suelos estudiados se encuentran en el contenido en carbono y en las propiedades biológicas, en especial la actividad enzimática identificándose estos aspectos como los más afectados por las condiciones climáticas.

Material y métodos

El estudio se ha realizado en dos cuencas situada en la provincia de Alicante, localizadas a 900 y 150 metros s.n.m. Los tipos climáticos corresponden al Supramediterráneo y al Termomediterráneo, con precipitaciones medias anuales de 250 y 1000 mm. La primera de ellas con suelos del tipo Luvisol crómico y Leptosol móllico (C1, C2, C3) y la segunda con un suelo tipo Leptosol calcáreo (B1, B2, B3) (FAO, 1988).

La zona mas fría posee una vegetación potencial formada por carrascales levantinos sobre calizos, que daría paso, en su primera etapa de sucesión, a coscojales con lentisco (*Rhamno-Quercetum cocciferae lentiscetosum*) seguida de matorrales termófilos como romero (*Rosmarino-Erición*) y pastizales anuales (*Thero-Brachypodion*). Mientras que la zona árida presenta un matorral mediterráneo dominado por *Pistacea lentiscus* y *Stipa tenacissima*.

El nitrógeno total se determinó por el método de Kjeldahl. El fósforo disponible fue medido por el método de Olsen et al., (2002). El pH y la CE se han medido con un electrodo de vidrio

utilizando, respectivamente, las proporciones 1:2,5 y 1:5 en agua (MAPA, 1994). Los micronutrientes totales se extrajeron después de la digestión de las muestras con $\text{HNO}_3:\text{HClO}_4$. La técnica utilizada consiste en una digestión ácida de la muestra en recipientes cerrados a los que se somete a un campo electromagnético oscilatorio generado por un horno microondas. La estimación de la actividad ureasa del suelo se realizó según el método de Kandeler y Gerber (1988) modificado por Kandeler et al (1999). La determinación de la actividad de la β -Glucosidasa según el método de Tatatabay (1982) y la determinación de la actividad Fosfomonoesterasa según el método de Tabatabay y Bremner (1969).

Para el fraccionamiento de la materia orgánica del suelo, las muestras se trataron con NaOH (0,1 M) en proporciones 1:10, en agitación continua durante 2 horas (Zinati et al, 2001; Baddi et al, 2004), El extracto (ácidos fúlvicos y húmicos) se obtuvo mediante centrifugación (30 minutos a 5000 rpm). El proceso se repitió varias veces. Los ácidos húmicos se separaron por acidificación a pH 1 con H_2SO_4 , coagulación durante 24 horas a temperatura ambiente y posterior centrifugación.. El contenido de C orgánico total en el suelo y en cada fracción se determinó mediante el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). Por este mismo método se determinó el contenido de C en las huminas hidrolizadas en medio ácido (H_2SO_4 concentrado) (Zinati et al, 2002).

La tasa de respiración del suelo se determinó por medida del consumo del O_2 debido a los microorganismos del suelo, empleándose respirómetros OxiTop-C (Roca-Pérez et al., 2005), el tiempo de incubación fue de un máximo de 15 días a 20 °C y en oscuridad.

Resultados y discusión

Los resultados muestran importantes variaciones en los contenidos de materia orgánica comparado entre ambas zonas, con altos valores en la fracción humina en los suelos de la zona más fría.

Tabla 1. Parámetros en los suelos estudiados

<i>Muestras de suelo</i>	<i>% M. O.</i>	<i>Humina %</i>	<i>Fosfatasa ($\mu\text{m g}^{-1} \text{h}^{-1}$)</i>	<i>Ureasa ($\mu\text{m g}^{-1} \text{h}^{-1}$)</i>	<i>Beta-Glucosidasa ($\mu\text{m g}^{-1} \text{h}^{-1}$)</i>	<i>Respiración (días)</i>		
						1	10	15
C1	10,34±1,22	16,80±0,19	0,134	1,2246	0,0189	718±47	2177±32	2865±321
C2	8,15±2,255	3,64±0,33	0,0855	1,1822	0,0157	700±45	2417±168	3076±134
C3	4,14±0,86	1,98±0,30	0,0742	0,914	0,0190	356±38	945±53	1126±58
B1	6,23±2,00	5,78±0,39	0,066	1,18	0,0160	270±43	557±136	622±29
B2	3,13±0,27	3,87±0,51	0,0431	0,7261	0,0273	324±26	442±25	499±12
B2	2,21±0,12	1,28±0,65	0,0262	0,538	0,0231	352±93	1019±24	1227±284

Los valores de conductividad eléctrica son bajos para todas las muestras con valores de pH de neutros a ligeramente alcalinos. El nitrógeno y el fósforo se encuentran deficitarios en ambos ambientes al tratarse de suelos con dedicación forestal. Con relación al contenido en materia orgánica y a la fracción humina (Tabla 1) los valores obtenidos para los Leptosoles mólicos y Luvisoles crómicos en la zona más fría, fueron mucho más elevados que los obtenidos para los Leptosoles háplicos y Regosoles calcáricos (Rc) de la zona árida, lo cual indica una menor estabilización y evolución de esta fracción orgánica para estos suelos. La actividad biológica medida como la tasa de respiración de la microbiota edáfica es un parámetro empleado por varios autores (Anderson et al., 1997; Ros et al., 2003; Ros, 1971; Muñoz et al., 2007; Rutigliano et al., 2009) con el fin de determinar el estado de degradación y la calidad del suelo. Los resultados obtenidos expresados como el O_2 consumido en diferentes periodos de incubación en los suelos estudiados se presentan en la Tabla 1. Indicando que menores

temperaturas y menor degradación del ecosistema, (suelos bajo vegetación potencial < suelos bajo matorral) y mayor contenido de materia orgánica del suelo (Tabla 1), mayor es su actividad biológica. El efecto de la degradación en la zona árida se manifiesta por la diferencia en las enzimas, manifestándose también el efecto de la vegetación. La disminución de la materia orgánica afecta al contenido de huminas, y a los valores de la respiración del suelo.

La actividad fosfatasa y ureasa aumentan al aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, y proporcional con la altitud. Sobre este primer enzima, influye la materia orgánica junto a una textura más fina con abundancia de óxidos de hierro. La variabilidad de la actividad fosfatasa en la zona mas baja podría indicar la distinta disponibilidad del P en el suelo activando los mecanismos biológicos de la planta para obtener dicho nutriente. La actividad β -Glucosidasa se comporta de una forma diferente mas abundantes en suelos mas áridos y que alguna vez fueron cultivados como corresponde a los de la zona más baja. Generalmente, la actividad enzimática de los suelos es un indicador de la actividad biológica y se relaciona con los valores de materia orgánica. En nuestro estudio se han obtenido relaciones lineales entre el contenido de materia orgánica y la actividad fosfatasa ($R^2 = 0,876$) y la ureasa ($R^2 = 0,824$). La actividad β -Glucosidasa no parece depender totalmente del contenido de materia orgánica del suelo, sino que podría estar relacionada con el estado del C en el suelo, es decir, de la proporción de C soluble, orgánico, etc. (García et al, 2003, García et al, 1994).

Ramos et al., (2008) indican que las variaciones por unidad de tiempo en la actividad respiratoria pueden ser interpretadas como reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos que residen en determinado hábitat y nos da idea de la dinámica de su biota ya que los procesos metabólicos que en él se desarrollan varían, mientras la actividad β -Glucosidasa es una medida representativa del metabolismo degradativo de un suelo (Skujins, 1976), puesto que se trata de un tipo de enzima exclusivamente intracelular que por tanto está asociado a células viables, y también se considera un buen indicador de la actividad microbiana total.

El estudio realizado pone de relieve que los parámetros analizados funcionan como buenos indicadores de la degradación de los suelos. Asumiendo la degradación de la vegetación potencial como pérdida de biodiversidad, los resultados mostraron que su pérdida influye sobre las propiedades biológicas del suelo, al igual que las variaciones debidas al bioclima o el material de origen, existiendo un gradiente negativo de los suelos de los ecosistemas más preservados hacia aquellos de las áreas deforestadas y cultivadas.

Bibliografía

- Anderson, T.H., Joergensen. R.G. 1997. Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH. *Soil Biochem.* 29 (7): 1033-1042.
- Baddi, G.A., Hafidi, M., J. Cegarra, J.A. Albuquerque, J., Gonzalvez, V., Gilard, M., Revel, J.C. 2004. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and C-¹³NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. *Biores. Technol.* 93, 285-290.
- Doran, J.W. 2002. Soil health and global sustainability, translating science into practice. *Agriculture Ecosystems and Environment* 88: 119-127.
- FAO, 1998. *World Reference Base for Soil Resources*. Ed. FAO, ISRIC and ISSS. Rome.
- García, C., Hernandez, T., Costa, F. 1994. *Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions*. *Soil Biology & Biochemistry* 21, 179-180.
- García, N., Gil, F., Hernandez, T., Tvasar, C. 2003. *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: Medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Editorial Mundi-Prensa. Madrid. 371 pp.
- García, C., Hernandez, M.T., Roldan, A., Martín, A. 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biol. Biochem.* 34, 635-642.

- Kandeler E., Gerber H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*. 6: 68-72.
- MAPA. 1994. *Métodos Oficiales de Análisis*. Vol. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Muñoz, C., Zagal, E., Ovalle, C. 2007. Influence of trees on soil organic matter in Mediterranean agroforestry systems: an example from the 'Espinal' of central Chile. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 728–735.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E. 1988. Methods of soil analysis. Part 3 - chemical methods. pp. 961-1010.
- Ochoa.V., Hinojosa, B., Gómez-Muñoz, .B., García-Ruiz, R. 2007. Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas ecológicos. Iniciación a la Investigación, *Revista electrónica de la Universidad de Jaén*. . Ini Inv, 2: r1.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. Dean, L.A., 2002. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. Circular US Department of Agriculture. p. 939.
- Ramos, E., Zúñiga, D. 2008. Efecto de a humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de Laboratorio. *Ecología Aplicada*, 7, 1-2.
- Roca-Pérez, L., Arevalo, J., Boluda, R. 2005. The influence of C/N ratio, moisture and pH on the aerobic microbial activity of rice straw and sewage sludge blends. En: *Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety*. FAO-CSIC. Murcia.247-249.
- Ros, M., Hernandez, M.T., García, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 35, 463–469.
- Ross, D.J. 1971. Some factors affecting the stimulation of dehydrogenase activities of some soils under pasture. *Soil Biology & Biochemistry* 3, 97-110.
- Rutigliano, F.A., Castaldi, S., D'Ascoli, R., Papa, S., Carfora, A., Marzaioli, R., Fioretto, A. 2009. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment. *Appl. Soil Ecol.* 43, 40–46.
- Tabatabai, M.A. 1982, Sulfur. In: Page A.L., Freney J.R., Miller R.H. (eds.): *Methods of Soil Analysis. Part II. Chemical and Microbiological Properties*. ASA-CSSA-SSSA, Madison: 501–538.
- Tabatai, M. A., Bremner, J. M. 1969. Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol Biochem* 1:301-307.
- Skujins J. 1976. Extracellular enzymes in soil. *Crit. Rev. Microbiol.* 4: 383-421.
- Zinati, G.M. 2002. Transition from conventional to organic farming systems: I. Challenges, recommendations, and guidelines for pest management. *HortTechnology*.

Agradecimientos.

Proyecto “Evaluación de la capacidad de secuestro de CO₂ y emisión de N₂O de los suelos hortícolas mediante el desarrollo de un modelo dinámico de carbono y nitrógeno” PN 2008-2001. Proyecto Coordinado por el CIDE e IVIA y financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

Respiración basal y biomasa microbiana en suelos forestados con especies caducifolias y perennifolias

E. García-Campos¹, F. Zorita, F. Gil-Sotres², M^a. C. Leirós², C. Trasar-Cepeda^{1*}

¹ Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG), CSIC, Apdo. 122, E-15780, Santiago de Compostela, España. *ctrasar@iiag.csic.es

² Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Campus Vida, Universidad de Santiago de Compostela (USC), E-15782, Santiago de Compostela, España.

Resumen

Se estudian diferentes propiedades relacionadas con la dinámica del carbono edáfico (carbono asociado a la biomasa microbiana y respiración basal del suelo), en los primeros 10 cm del suelo de parcelas forestadas, entre 4 y 15 años atrás, con especies caducifolias o con perennifolias. Los resultados se comparan con los obtenidos en parcelas colindantes a las anteriores y que mantenían el uso agrícola previo a la forestación. Tanto el contenido en materia orgánica como el C biomasa tienden a incrementarse con la forestación, especialmente en la realizada con caducifolias, mientras que la respiración es más variable. Dichos incrementos no son estadísticamente significativos, posiblemente debido al poco tiempo transcurrido desde la forestación y al hecho de que ésta se realizó sobre terrenos agrícolas altamente productivos.

Introducción

Está ampliamente aceptado que los terrenos agrícolas son emisores de CO₂ a la atmósfera, mientras que los forestales son sumideros (Unión Europea, 1992), por lo que tienen un importante papel en el secuestro de carbono. Las especies forestales generan mayor producción vegetal que las especies agrícolas, lo que supone un aumento en la fijación del CO₂ atmosférico. Además, las especies forestales incrementan la entrada de restos vegetales a los suelos, lo que debería de producir un aumento en la cantidad de materia orgánica del suelo, favoreciendo también, por esta vía, la fijación del carbono atmosférico. Por ello, se ha considerado que la transformación de terrenos agrícolas en forestales contribuiría a eliminar de la atmósfera una parte importante del CO₂, uno de los principales gases de efecto invernadero responsables del cambio climático. Consecuentemente, tanto el Intergovernmental Panel of Climatic Change (IPCC) como la Unión Europea (UE) promovieron la forestación de terrenos agrícolas, fundamentalmente de terrenos marginales o de baja productividad, generando esta práctica una fuerte modificación del paisaje europeo, ya que en muchos casos en la forestación se utilizaron especies exóticas de alta velocidad de crecimiento (Thompson *et al.*, 2003).

En Galicia, la modificación del paisaje se deriva no sólo del tipo de masas forestales creadas, ya que generalmente en la forestación realizada en suelos altamente productivos se usaron especies exóticas (especialmente *Populus* sp., *Quercus rubra* L., *Acer* sp. y *Pinus radiata* D. Don), sino también del tipo de terrenos forestados. La situación socioeconómica de la agricultura gallega favoreció que, además de terrenos marginales, se forestasen terrenos agrícolas de alta productividad, en muchos casos con suelos profundos, generalmente situados en las vegas de los ríos. Es evidente que el cambio en la vegetación y el abandono de las actividades agrícolas deberían de tener un fuerte impacto tanto en el *pool* del carbono edáfico como en el metabolismo del suelo. Sin embargo, a pesar del tiempo transcurrido desde el inicio de estas prácticas de forestación en Galicia (décadas 80-90 del pasado siglo) y de la importante extensión de terreno afectada por el cambio de uso, muy pocos estudios han investigado los cambios en estos parámetros generados por la forestación. Por ello, en el presente trabajo se estudian las modificaciones en propiedades clave del metabolismo del

suelo, como son el carbono asociado a la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo, en el horizonte superficial (0-10 cm) de suelos agrícolas gallegos forestados con diferentes especies arbóreas.

Material y métodos

Se analizaron 37 parcelas forestadas (AF), de las que 29 estaban forestadas con especies caducifolias (AF-cad) y 8 con especies perennifolias (AF-per). Las especies caducifolias eran fundamentalmente *Populus* sp. y *Quercus rubra* L. y las perennifolias eran *Pinus radiata* D. Don y *Cupressus* sp. En todos los casos la forestación se hizo entre 4 y 15 años, antes de la toma de muestras. Además, se tomaron muestras de suelos de cultivo de maíz, con o sin rotación con prado (CT), situados al lado de cada suelo forestado, que representan el uso previo a la forestación (parcelas control) y con los que se compararon los suelos forestados. En varios casos, diversas parcelas forestadas derivaban de un único suelo agrícola, por lo que, en vez de 37, las parcelas de suelos agrícolas utilizadas como control fueron 25.

Se tomaron muestras de los 10 cm superficiales del suelo, se tamizaron (< 4 mm) y conservaron a 4 °C hasta los análisis. El C de la biomasa (C-biomasa) se determinó mediante el método de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987), utilizando un factor K_c de 0,45. La respiración basal se determinó mediante una incubación estática de 10 días a 25 °C y humedad de campo, con una trampa alcalina de NaOH para atrapar el CO₂ emitido (Guitián y Carballas, 1976). Además, para cada suelo se calculó el coeficiente microbiano (C-biomasa/C total), el respiratorio (C-CO₂/C total) y el metabólico, o C-CO₂ emitido por unidad de tiempo y por unidad de C-biomasa (qCO_2). Las propiedades generales de los suelos (Tabla 1) se analizaron siguiendo los métodos descritos por Guitián y Carballas (1976).

Resultados y discusión

Las parcelas forestadas presentan un pequeño incremento en el contenido de C y N totales en relación a las parcelas de suelos agrícolas (Tabla 1). Este incremento es mayor en las parcelas con caducifolias (incrementos medios del 10 %, tanto para el C como para el N total) que en las parcelas con perennifolias, en las que aumenta el C total (2 %) y disminuye el N total (6 %). Sin embargo, las diferencias no son estadísticamente significativas en ninguno de los casos. Esta falta de significación probablemente se puede atribuir, en parte, a la gran variabilidad mostrada por las parcelas tanto cultivadas como forestadas, por lo que las pequeñas diferencias significativas mostradas de manera individual (datos no mostrados) quedan anuladas al estimar los valores medios de todas las parcelas. Además, en esa falta de significación estadística también hay que tener en cuenta el escaso tiempo transcurrido en todos los casos tras la forestación, ya que normalmente se señala que en los primeros años después de la forestación no sólo no se incrementa la materia orgánica, sino que muchas veces se produce un descenso (Guo y Gifford, 2002). En general se señala que deben transcurrir más de 10-15 años (Kirschbaum *et al.*, 2008) para que dichos incrementos sean significativos, aunque hay autores que han encontrado aumentos significativos del contenido en materia orgánica del suelo forestado inmediatamente después de producida la forestación (Jandl *et al.*, 2007; Laganier *et al.*, 2009).

Tabla 1. Valores medios \pm desviación estándar de algunas propiedades generales de los suelos. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre parcelas.

	Ctotal (%)	Ntotal (%)	pH H ₂ O	pH KCl
CT	3,53 \pm 1,36a	0,29 \pm 0,10a	5,35 \pm 0,48a	4,24 \pm 0,38a
AF-cad	3,90 \pm 1,17a	0,32 \pm 0,10a	5,10 \pm 0,40b	4,10 \pm 0,29a
AF-per	3,61 \pm 0,84a	0,28 \pm 0,04a	5,13 \pm 0,47ab	4,15 \pm 0,30a

En cuanto a la influencia de la especie forestal utilizada en la forestación, Guo y Gifford (2002) observan un descenso en la materia orgánica en las forestaciones con coníferas y un aumento en aquellas con especies de hoja caduca, mientras que Kirschbaum et al. (2008) indican una mayor eficacia en la acumulación de carbono en las parcelas forestadas con coníferas que en las forestadas con caducifolias. Otro de los factores que se ha señalado como clave en la acumulación de materia orgánica en las parcelas forestadas es el uso previo de los suelos (Vesterdal *et al.*, 2002). En nuestro caso, al tratarse de suelos altamente productivos, en muchos casos de rotación prado-maíz, la acumulación de materia orgánica podría ser más lenta que si se tratase de suelos marginales, en concordancia con lo encontrado con autores como Laganieri *et al.*, 2009 o Nave *et al.*, 2013.

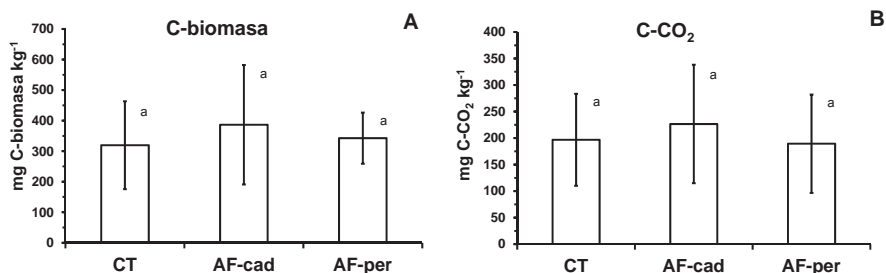


Fig.1. Valores medios \pm desviación estándar del C-biomasa (A) y de la respiración (B). Para cada propiedad, letras iguales indican que las diferencias entre suelos no son significativas ($p \leq 0,05$).

Por otro lado, se observa que en las parcelas forestadas con caducifolias tanto el contenido medio en C-biomasa (Fig. 1A) como los valores de respiración (Fig. 1B) aumentan con respecto a los valores medios de los controles, siendo los incrementos medios de un 21 % y un 15 %, respectivamente, aunque en ningún caso son significativos. Por el contrario, en las forestaciones realizadas con perennifolias apenas se observan variaciones en ninguna de las dos propiedades con respecto a los suelos de cultivo, ya que el contenido medio en C-biomasa se incrementa un 7 % y la respiración disminuye un 4 %. Otros autores (Macdonald *et al.*, 2009) también observaron que la respiración del suelo se incrementaba en parcelas forestadas con caducifolias, pero no lo hacía en parcelas forestadas con perennifolias, explicando dicha diferencia por la mayor labilidad de los restos forestales de las especies caducifolias, que favorecería la actividad de los microorganismos edáficos en los suelos forestados con especies de este tipo. No obstante, hay que señalar que autores como Malchair y Carnol (2009) también observaron que las modificaciones del C-biomasa eran diferentes en función de las especies utilizadas en la forestación.

Tabla 2. Valores medios \pm desviación estándar del coeficiente microbiano, el respiratorio y el metabólico. Para cada coeficiente, letras iguales indican que las diferencias entre suelos no son significativas ($p \leq 0,05$).

	C-biomasa/Ctotal	C-CO ₂ /Ctotal	qCO ₂
CT	9,37 \pm 3,13a	5,94 \pm 2,56a	2,79 \pm 1,34a
AF-cad	9,98 \pm 3,96a	6,05 \pm 2,65a	2,61 \pm 1,00a
AF-per	10,09 \pm 3,99a	5,62 \pm 3,14a	2,29 \pm 0,83a

Los valores medios de los coeficientes microbiano y respiratorio (Tabla 2) ponen de manifiesto que tanto las parcelas forestadas como las agrícolas se comportan de forma similar, no existiendo ningún tipo de diferencias significativas entre ellas y siendo el comportamiento medio de las caducifolias más similar al de las parcelas agrícolas que el de las perennifolias.

Por otra parte, la forestación también provocó una disminución (no significativa) del coeficiente metabólico (Tabla 2), mayor en el caso de las parcelas forestadas con especies perennifolias (18 % de disminución en relación al control), que en el de las parcelas con especies caducifolias (6 % de disminución media). Parece, por tanto, que la falta de modificación del contenido en materia orgánica observada en los suelos forestados se traduce en una escasa o nula modificación de propiedades como la biomasa microbiana o la respiración basal, ambas fuertemente dependientes del contenido en materia orgánica (Tasar-Cepeda *et al.*, 1998). Obviamente, esto conduce a que cualquiera de los coeficientes estimados tampoco varíe de manera significativa. Dado que la falta de modificación observada posiblemente se deba, al menos en parte, a que las forestaciones estudiadas son todavía muy recientes, sería necesario investigar forestaciones de mayor edad, con el fin de comprobar si el comportamiento observado se modifica con el tiempo.

En conclusión, el escaso tiempo transcurrido desde las forestaciones y el que éstas se hayan realizado sobre terrenos agrícolas de alta calidad, posiblemente expliquen la lenta acumulación de materia orgánica esperable tras la forestación y hace que apenas se modifiquen aquellas propiedades relacionadas con la dinámica del carbono de los suelos.

Agradecimientos.

Los autores agradecen la financiación de los Ministerios de Ciencia e Innovación (proyecto CGL2008-01992/BTE) y de Economía y Competitividad (proyecto CTM2011-25664). Asimismo, agradecen a Ana I. Iglesias-Tojo su ayuda en la realización de los análisis.

Bibliografía

- Gutián-Ojea F, Carballas T. 1976. *Técnicas de Análisis de Suelos*. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela.
- Guo LB, Gifford RM, 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta – analysis. *Global Change Biology* 4: 345-360.
- Jandl R, Vesterdal L, Olsson M, Bens O, Badeck F, Rock J. 2007. Carbon sequestration and forest management. *Perspectives in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources* 2: 1–16.
- Kirschbaum MUF, Guo LB, Gifford RM. 2008. Observed and modelled soil carbon and nitrogen changes after planting a *Pinus radiata* stand onto former pasture. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 247-257.
- Laganiere J, Angers DA, Paré D. 2009. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta – analysis. *Global Change Biology* 16: 439-453.
- Macdonald CA, Thomas N, Robinson L, Tate KR, Ross DJ, Dando J, Singh BK. 2009. Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with *Pinus radiata*. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 1642- 1651.
- Malchair S, Carnol M. 2009. Microbial biomass and C and N transformations in forest floors under European beech, sessile oak, Norway spruce and Douglas-fir at four temperate forest sites. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 831–839.
- Thompson ID, Baker JA, Ter-Mikaelian M. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forest in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441-469.
- Tasar-Cepeda C, Leirós MC, Gil-Sotres F, Seoane S. 1998 Towards a biochemical quality index for soils. An expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 26: 100-106.
- Unión Europea, 1992. Reglamento 2080/1992, del Consejo de 30 de junio de 1992, por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en agricultura (D.O.C.E. L 215 de 30/07/1992, 96 – 99).
- Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DJ. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 703-707.
- Vesterdal L, Ritter E, Gundersen P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169: 137-147.

Microbial functional diversity in peatland soils: sole-C-source utilization profiles in Tremeal do Pedrido mire (Galicia, NW Spain)

M. Pérez-Rodríguez ^{1*}, A. Martínez Cortizas ¹

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, España; [*mperez.rodriguez@usc.es](mailto:mperez.rodriguez@usc.es)

Abstract

Peatlands are a global carbon sink, which store carbon in the form of peat organic matter (OM). The transformation of the peat OM is largely dependent on microbial activity and this in turn has a major influence on carbon cycling in peatlands; while the presence of two main physico-chemical environments (acrotelm and catotelm) in the peat deposits suggests there can be differences in microbial activity with depth. We analyzed the depth variation in microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilization profiles. Substrates consumption was expressed as average well colour development (AWCD) and microbial diversity as Shannon-Wiener index (H) and “effective number of species” (D). These parameters showed a decrease in diversity with depth, with a relative maximum on the acrotelm/catotelm boundary. The statistical analysis (PCA) of the average AWCD and the kinetic patterns of substrates consumption suggest that there can be a stratification of the microbial communities, which may be controlled by the gradient in geochemical conditions.

Introduction

In peatlands, as well as in other organic soils, organic matter accumulates because their net production exceeds its decomposition. This fact makes them global carbon sinks. For example, it has been estimated that Galician mountains peatlands have accumulated 10-16 Mt of carbon (Pontevedra-Pombal et al., 2004), equivalent to 24-38% of the forest biomass in Galicia. The carbon fixed initially by photosynthesis is stored in the acrotelm, i.e aerated surface layer of the peat deposits (Ingram, 1978) and later, it can be retained in depth, in the anaerobic catotelm.

In the last years, as methods and techniques have evolved, there has been an increase on knowledge regarding the diversity and composition of peatlands' microbiota (Andersen et al., 2013). The functional approach focuses on the role of microorganism in the cycling of nutrients (mainly carbon and nitrogen) and organic matter decomposition. Thus, the importance of peatlands in the global carbon cycle (the greenhouse gases, CO₂ and CH₄, in particular) justifies the interest for a functional approach. One of such approaches is to analyze the microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilization profiles. Ecoplates, from Biolog, has been proposed as a simple and efficient technique. They allow the comparison of the metabolic activity of heterotrophic microbial communities from different habitats or, as in this study, to characterize the microbial activity patterns at different depths of a peat deposit.

The objectives of our study were i) to characterize the microbial activity of the upper part (1 m) of the peat deposit; ii) to characterize the kinetics of the decomposition; and iii) study the relationship between microbial activity and other physico-chemical properties.

Material and Methods

The peat core (OBX) was sampled in June 2013 in Tremeal do Pedrido (29T 0619124 4812082 UTM), an ombrotrophic raised bog located in the Xistral Mountains (Northwestern

Spain). The raised dome, in which two consecutive hemi-cores (0.5 m each) were sampled, is classified as Hemic Ombric Histosol according to the World Reference Base (IUSS-ISRIC, 2006). Immediately after sampling the temperature of the peat was measured every 2 cm using a Mini Temp Ray tec MT4. To do a basic physico-chemical characterization of the OBX core, the samples were analyzed for water content, peat density, ash content and pH in water and KCl. These results were compared with those obtained in a previous study of another core (TPD, sampled and analyzed in 2000) from the same bog and 20 m apart. In TPD C and N were determined using an elemental analyzer LECO TruSpec CHN.

To study the microbial activity we used Ecoplates from Biolog, which are designed to obtain a community metabolic fingerprint indicating differences in community composition (Campbell et al., 1997). Each microplate contains 96 wells that are triplicates of 31 organic substrates, which can be classified into six chemical guilds according to Dobranic and Zak (1999): aminoacids (A4, B4, C4, D4, E4, F4); amines (G4 and H4); carbohydrates (A2, B2, C2, D2, E2, G1, H1); miscellaneous (B1, G2, H2); and polymers (C1, D1, E1, F1). For correspondence between codes and compounds see for example Christian and Lind (2007).

Fixed volumes of fresh peat (4.02 cm³) were added to 30 mL of sterile MiliQ water and after 13 hours stirring samples were filtered. Fifteen microplates (12 depths and 3 replicates) were inoculated with 100 μ L of the peat-water extracts. Monitorization of the changes in the consumption of the substrates was done by measuring the absorbance at 590 nm with the aid of a microplate reader. The first measurement (time zero, T₀) was taken immediately after inoculation. Then, the microplates were incubated at constant temperature (26°C) during 10 days with twice daily measurements.

As a measure of the number of substrates utilized (substrate richness) and diversity of the extent of utilization of individual substrates (substrate evenness) we applied the Shannon-Wiener (H)-and D indices. To get an approximation to the kinetics of the consumption of the substrates, we calculated the overall absorbance of the microplates, AWCD (Preston-Mafham et al., 2002) for each of the 12 reading times. A principal components analysis (PCA) was also performed on the average absorbance of each carbon substrate at 185 h of incubation, using a varimax rotation to maximize the loadings of the variables and provide the best separation among the components (Tabachnick and Fidell, 1989).

Results and discussion

The diversity index (H and D) and the AWCD at the end of the incubation period for each sample showed similar patterns: the superficial sample (0 – 2 cm) had the highest values (3.32, 27.60 and 1.81 for H, D and AWCD respectively), samples for intermediate depths (10 – 12 cm, 20 – 22 cm, 26 – 28 cm, 46 – 48 cm) had values between 0.31 – 1.77, 1.4 – 5.8 and 0.11 – 0.89 (H, D and AWCD), while the remaining samples (below 48 cm) had lower values. Despite AWCD and H gave mostly the same information in our experiment (they were highly correlated, $r=0.98$), according to Harch et al., (1997) they strictly provide information about different components of the functional diversity. Jost (2006) suggested to compare diversity indices using the D parameter to obtain a sensible, stable and easy to interpret general measure of similarity. In our study this parameter showed that the uppermost peat section has a much greater diversity than the other layers.

In the PCA, four components accounted for 91.2% of the total variation in the data set: Cp1 34.9%, Cp2 26.2%, Cp3 22.7% and Cp4 7.4%. The results showed that there were four patterns of substrate degradation: i) some of the most simple C-sources (those grouped in Cp1) presented maximum reaction at the surface of the mire and no reaction at the other depths; ii) four of the carboxylic acids (Cp2) were preferentially degraded at the surface of

layer and right above the limit of the acrotelm/catotelm boundary; iii) the more complex C-sources (polymer -substrates in Cp3) and some amino-substrates showed reactivity to a greater depth; and iv) no reaction was found below 52-54 cm. Figure 1 shows the changes of substrate utilization with depth at the end of the incubation period, with compounds grouped according to the PCA results.

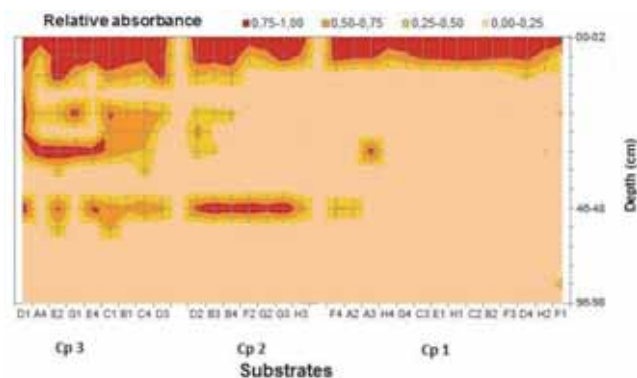


Figure 1: Contour map of relative absorbance (the upper sample taken as reference). The substrates are grouped according to the principal components

boundary is an effective one for oxidative degradation of organic substrates. Almost all substrates were degraded in the upper sample, where higher temperature and, likely, highest oxygen availability may have promoted a maximum in microbial activity in the peat column. It all supports Andersen et al., (2013) suggestion that the vertical stratification of microbial communities in peatlands arises primarily from energy constraints.

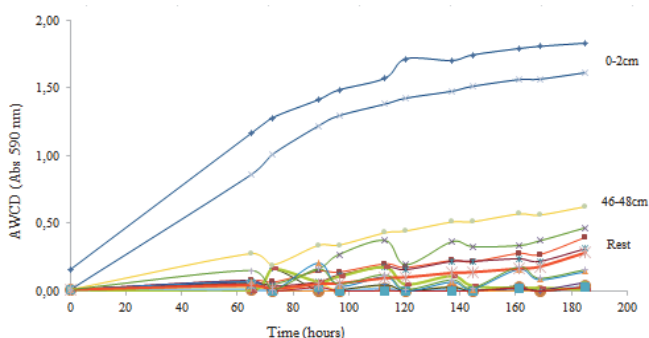


Figure 2: Kinetic curves of AWCD (average colour development) during the incubation time for all substrates.

The degradation of the most simple substrates occurred at the upper part of the peat deposit while N-containing and the more complex substrates were still degraded at greater depth. This is in agreement with previous research on the molecular composition of the peat (Pontevedra Pombal, 2004) and N cycling in peatlands (Bridgham et al., 1998). Taken together, the data on microbial functional diversity and the records of the physico-chemical properties and elemental composition suggest that the acrotelm/catotelm

boundary is an effective one for oxidative degradation of organic substrates. Almost all substrates were degraded in the upper sample, where higher temperature and, likely, highest oxygen availability may have promoted a maximum in microbial activity in the peat column. It all supports Andersen et al., (2013) suggestion that the vertical stratification of microbial communities in peatlands arises primarily from energy constraints.

On the other hand, AWCD overall results showed that substrates degradation followed four kinetic patterns (Figure 2): asymptotic (sample 0 – 2 cm), exponential (samples 10 – 12, 20 – 22, and 26 – 28 cm) linear (sample 46 – 48 cm) and no reaction (rest) with time. The kinetics of substrates grouped based on the results of the PCA showed differences with respect to the general model, both for the intensity of substrate

utilization and total time of reaction. In the upper sample, which was the most reactive one, Cp1-substrates fit to the expected sigmoidal model, but Cp2- and Cp3-substrates did not. Thus, overall asymptotic model is in fact dominated by the kinetics of Cp2- and Cp3-, and not by Cp1-substrates.

Conclusions

Our analysis of microbial functional diversity showed that there are significant variations with depth in the degradation of Ecoplates carbon sources. These variations were reflected by the diversity indices used.

- 1.- The degradation patterns we observed indicate that some of the most accessible C-sources may be rapidly used at the surface of the mire while N-compounds and the most complex substrates are still degraded at great depth.
- 2.- The results suggest that there can be a stratification of the microbial communities, so that microorganisms which preferentially utilize simple sources may concentrate in the surface of the mire while those able to degrade more complex compounds (which are left) are still active in the deeper sections of the acrotelm.
- 3.- We did not find substrate utilization below the acrotelm/catotelm boundary, indicating that this is an effective barrier for oxidative degradation of the peat organic matter.
- 4.- The use of PCA enabled the identification of vertical variations in the degradation of groups of compounds and a more precise characterization of the kinetic models.

Acknowledgements

This work was done under the framework of the projects CGL2010-20672 (Plan Nacional I+D+i, Spanish Ministerio de Economía y Competitividad) and 10PXIB200182PR (Dirección Xeral I+D, Xunta de Galicia).

References

- Andersen R, Chapman SJ, Artz RRE. 2013. Microbial communities in natural and disturbed peatlands: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 57:979-994.
- Bridgham SD, Updegraff K, Pastor J. 1998. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology* 79(5):1545-1561.
- Campbell C, Grayston S, Hirst DJ. 1997. Rizosphere carbon sources in sole carbon source test to discriminate soil microbial communities. *Journal Microbiological Methods* 30:33-41.
- Christian BW, Lind OT. 2007. Multiple carbon substrate utilization by bacteria at the sediment-water interface: seasonal patterns in a stratified eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 586:43-56.
- Dobranic JK, Zak JC. 1999. A microtiter plate procedure for evaluating fungal functional diversity. *Mycologia* 91:756-765.
- Francez A-J, Vasander H. 1995. Peat accumulation and peat decomposition after human disturbance in French and Finnish mire. *Acta Oecologia* 16:599-608.
- Harch BD, Correll RL, Meech W, Kirkby CA, Pankhurst CE. 1997. Using the Gini coefficient with BIOLOG substrate utilization data to provide an alternative quantitative measure for comparing bacterial soil communities. *Journal Microbiological Methods* 30:91-101.
- Ingram HAP. 1978. Soil layers in mires: function and terminology. *Soil Science* 29:224-227.
- IUSS-ISRIC-FAO.2006. World reference base for soils resources. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports*,103. pp132. FAO, Rome.
- Jost L. 2006. Entropy and Diversity. *Oikos* 113(2):363-375
- Pontevedra Pombal X, Martínez Cortizas A, Buurman P. 2004. Las turberas de montaña de Galicia como sumideros de Carbono. *Edafologia* 11(3):295-307.
- Preston-Mafham J, Boddy L, Randerson P. 2002. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilisation profiles-a critique. *FEMS Microbiology Ecology*42:1-14.

Cambios en las comunidades microbianas de un suelo enmendado con residuos orgánicos en presencia del herbicida mesotriona

E. Pose-Juan*, J.M. Igual, N. Curto, M.J. Sánchez-Martín, M.S. Rodríguez-Cruz

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC). Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España. *eva.pose@imasa.csic.es

Resumen

El uso de diferentes residuos orgánicos como enmiendas del suelo es una práctica muy utilizada en la actualidad para mejorar su fertilidad como consecuencia de la aportación de materia orgánica de estos residuos. Sin embargo la materia orgánica aportada puede tener implicaciones en el comportamiento de los herbicidas aplicados simultáneamente al suelo con los residuos. De especial interés es la modificación de su biodisponibilidad ya que podría afectar en mayor o menor medida la actividad y funcionamiento de las comunidades microbianas del suelo. De acuerdo con esto se estudia en este trabajo la cinética de degradación del herbicida mesotriona y su posible influencia sobre las comunidades microbianas del suelo. La mesotriona es un herbicida de amplio espectro empleado en cultivos de hoja ancha. Como indicadores de la actividad de los microorganismos se han determinado algunos parámetros relacionados con su funcionamiento y actividad como la actividad deshidrogenasa, la biomasa microbiana y la respiración, y los cambios en la estructura de las comunidades se ha estudiado a partir del análisis del perfil de fosfolípidos de ácidos grasos extraídos del suelo.

Introducción

El efecto de los pesticidas aplicados en los cultivos y/o suelos en las comunidades microbianas del suelo es un tema de interés en los últimos años teniendo en cuenta que estas comunidades del suelo están implicadas en numerosas reacciones de conservación y mantenimiento del mismo. Sin embargo existe divergencia en estos efectos, algunos estudios consideran beneficiosos los efectos que los pesticidas tienen sobre los microorganismos por ser fuente de carbono y energía mientras que otros muestran efectos perjudiciales de estos compuestos sobre los microorganismos del suelo (Hussain et al., 2009). Considerando que los efectos pueden depender de los procesos que afectan al comportamiento de los pesticidas en el suelo, en especial la adsorción-desorción, degradación y movilidad que controlan la biodisponibilidad de estos compuestos y su posible interacción con los microorganismos es de interés estudiar los factores por los que están influenciados estos procesos.

Uno de estos factores es el contenido en materia orgánica del suelo que puede modificarse por la aplicación de materia orgánica exógena al mismo en forma de residuos orgánicos de diferente origen, una práctica muy extendida en la actualidad para mejorar la calidad de los suelos con bajo contenido en materia orgánica. Entre los residuos orgánicos potencialmente aprovechables para estos fines se encuentran los lodos de depuradora y los residuos orgánicos derivados de la poda de jardines y parques, previamente sometidos a un compostaje. Estos residuos orgánicos son aplicados a los suelos al mismo tiempo que los pesticidas, por lo que muchos estudios en la literatura han determinado su influencia en la adsorción de los pesticidas por los suelos enmendados. Sin embargo, existe poca información sobre la respuesta y funcionamiento de las comunidades microbianas del suelo cuando se produce la aplicación simultánea de pesticidas y residuos orgánicos.

Por ello el objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la adición simultánea en el suelo de un herbicida de amplio espectro, mesotriona, introducido en los últimos años y de diferentes enmiendas orgánicas en las comunidades microbianas del suelo utilizando tres concentraciones de herbicida. A diferentes tiempos durante el periodo de degradación del

herbicida se determinó la actividad deshidrogenasa (DHA) del suelo, biomasa microbiana (BM) y respiración como indicadores del funcionamiento, abundancia y actividad global de las comunidades y el perfil de fosfolípidos de ácidos grasos (PLFAs, por sus siglas en inglés) del suelo como indicador de la estructura de la comunidad microbiana.

Material y métodos

La mesotriona (2-(4-mesy1-2-nitrobenzoyl)cyclohexane-1,3-dione) es un herbicida de amplio espectro utilizado como preemergencia y postemergencia en hierbas de hoja ancha. Es un compuesto poco hidrofóbico ($\log K_{ow}=0.11$) con una solubilidad en agua de 160 mg/L.

Se utilizó un suelo franco arenoso localizado en Toro (Zamora) sin enmendar y enmendado “in situ” con dos residuos orgánicos diferentes, lodos de depuración de aguas residuales (L) y compost de residuos verdes (C) en parcelas individuales a la dosis aproximada de 50 t/ha. Posteriormente se tomaron muestras del horizonte superficial (0-30 cm) del suelo no enmendado y enmendado con los residuos y se mantuvieron en condiciones ambientales durante el periodo del experimento. Algunas características de los suelos determinadas por los métodos habituales de análisis se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Características del suelo no enmendado y enmendado

Suelo	pH	Arena %	Limo %	Arcilla %	CO %	N %	C/N	COD
S	6.29	83.4	5.96	10.7	0.49	0.04	11.8	0.005
S+L	6.16	-	-	-	2.20	0.35	6.30	0.068
S+C	7.05	-	-	-	1.50	0.18	8.60	0.007

Para el estudio se prepararon contenedores por triplicado con suelo no enmendado y enmendado con cada uno de los residuos (500 g) y con cada una de las dosis de herbicida aplicado. De cada uno de ellos uno se utilizó como control (sin adición de herbicida). Los suelos fueron contaminados con el herbicida mediante la aplicación de un volumen de solución en agua de mesotriona para obtener una cantidad final de herbicida de 2, 10 y 50 mg kg^{-1} de suelo en todos los casos. La humedad de todas las muestras de suelo fue ajustada al 40% de la capacidad de campo y se mantuvo constante durante el periodo de incubación mediante la adición de agua estéril semanalmente. Las muestras de suelo se incubaron a 20°C en la oscuridad en una cámara termostatzada. Se realizaron muestreos de suelo de los distintos tratamientos después de la adición del herbicida: 1) a distintos tiempos para determinar su disipación y tiempo de vida media, el herbicida fue extraído por un método optimizado de extracción con recuperaciones >70% y determinados por HPLC/DAD/MS usando un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA) y 2) a tres tiempos, principio de incubación, final y vida media de la tasa de degradación aproximadamente (0, 30 y 90 días) para determinar: la actividad deshidrogenasa (DHA) del suelo, según el método de Tabatai (1994), la biomasa microbiana, según el método de fumigación con cloroformo, la respiración microbiana determinada con un respirómetro Oxitop y el perfil de fosfolípidos de ácidos grasos, siguiendo la metodología descrita por Zelles (1999) para su extracción y fraccionamiento, previos a su determinación por cromatografía de gases en un equipo Agilent 7890 equipado con detector de ionización de llama (Agilent Technologies, Wilmington, DE, USA). La identificación y cuantificación de los ácidos grasos se realizó mediante el software Sherlock® 6.0 (MIDI Inc.; Newark, DE, EE.UU.)

Resultados y discusión

La degradación de la mesotriona aplicada en el suelo no enmendado y enmendado con los residuos a las tres dosis se ajustó inicialmente a una cinética de primer orden con valores de

$r^2 \geq 0.832$ ($p < 0.01$). Los tiempos de vida media (DT50) del herbicida aplicado a la concentración más baja mostraron diferencias en los suelos obteniendo el valor más bajo en el suelo no enmendado (10.6 días) y aumentando este valor hasta 57.8 días en el suelo enmendado con lodo. Estas diferencias en los valores de DT50 no se observaron cuando el herbicida fue aplicado a una dosis más alta, variando el tiempo de vida media entre 46.2 y 57.8 días y entre 43.3 y 57.8 días cuando el herbicida se aplicó al suelo a la dosis de 10 y 50 mg kg⁻¹, respectivamente.

Los cambios en la DHA correspondientes a variaciones de la actividad de los microorganismos en los suelos muestran algunas modificaciones en las distintas condiciones ensayadas (Figura 1) siendo más significativas las modificaciones derivadas de la presencia de los residuos que de la presencia del herbicida. DHA aumentó en el S+C pero disminuyó en el S+L respecto al suelo no enmendado. La presencia del herbicida a dosis baja estimuló inicialmente la actividad de los microorganismos en los suelos, especialmente en el suelo enmendado con el residuo orgánico compost. Un cierto efecto tóxico del herbicida aplicado a concentraciones más elevadas (50 mg/kg) podría dar lugar a una disminución de la DHA en todos los suelos, especialmente en el S+L.

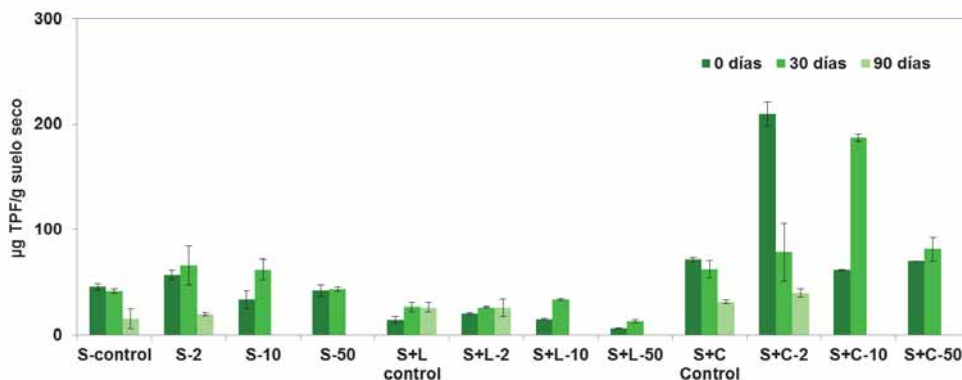


Figura 1. Actividad deshidrogenasa del suelo, no enmendado y enmendado con los residuos, sin herbicida (suelos control) y con mesotriona aplicada en dosis de 2, 10 y 50 mg/kg de suelo, inmediatamente después de su aplicación y después de distintos periodos de incubación del herbicida en el suelo

Los cambios en la respiración de los suelos producidos por la adición de los residuos orgánicos o por el herbicida mostrados en la Figura 2 indicaron solamente efectos en la actividad de los microorganismos derivados de la aplicación de los residuos en los suelos. La respiración disminuyó inicialmente en los suelos enmendados respecto al suelo no enmendado aunque un efecto de estimulación de la actividad de los microorganismos por la adición de mesotriona podría ser observado después de 1 mes de tratamiento. El efecto del herbicida no fue observado en el suelo no enmendado disminuyendo la actividad de los microorganismos con el tiempo en el suelo sin tratar y tratado con el herbicida a las dosis de 2 y 50 mg/kg.

Resultados obtenidos para la BM incluidos en la Figura 3 indican, en general, una disminución con el tiempo de incubación del herbicida en el suelo para todas las dosis aplicadas, en el suelo sin enmendar y en el suelo enmendado con compost. Sin embargo, en el suelo enmendado con lodos este efecto solo se observó para la dosis más alta de herbicida aplicada, observándose en este suelo un aumento de la biomasa con el tiempo para el suelo control y con las dosis de 2 y 10 mg/kg de mesotriona.

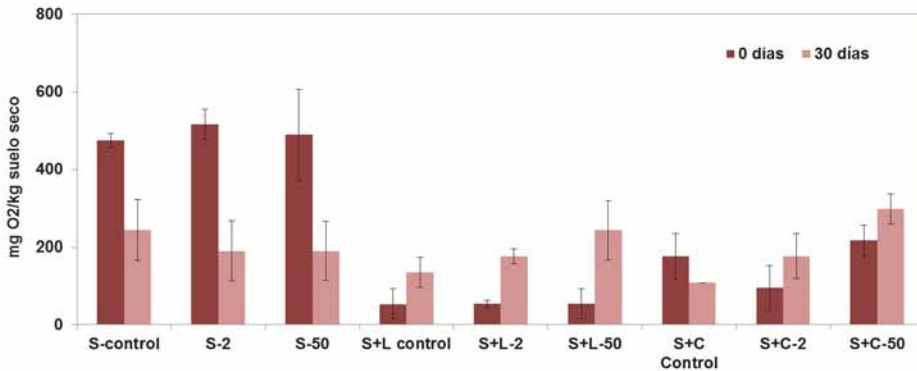


Figura 2: Respiración de los suelos no enmendados y enmendados con diferentes dosis de mesotriona

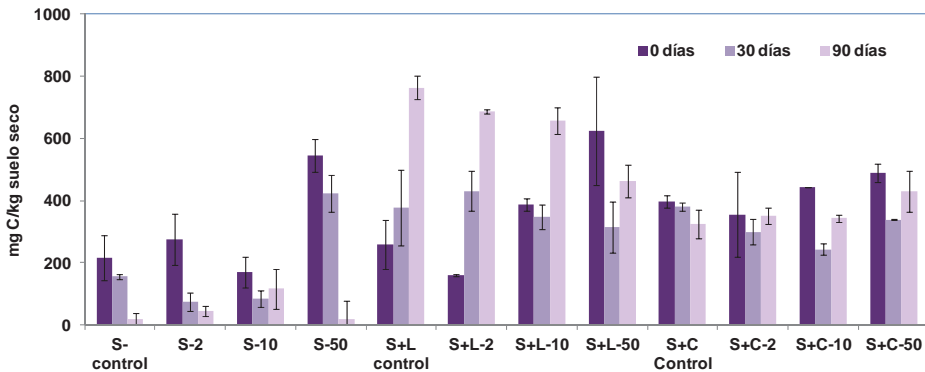


Figura 3. Biomasa microbiana en suelos no enmendados y enmendados con diferentes dosis de mesotriona aplicada

Los resultados obtenidos tras el análisis multivariante del perfil de PLFAs muestran en el caso del suelo sin enmiendas que tanto en la estructura de las poblaciones microbianas como la abundancia relativa de los grupos bacterianos se dan interacciones entre el tiempo de incubación y la dosis de herbicida. La abundancia relativa de bacterias Gram negativas en el último punto de incubación fue menor en la dosis de herbicida de 10 mg/kg que en las muestras fortificadas a 50 mg/kg. En cambio, en la abundancia relativa de bacterias Gram positivas hubo una influencia del tiempo, aumentando en el último punto de incubación, produciéndose también un efecto de las dosis de herbicidas marginalmente significativo

Bibliografía

- Hussain S, Siddiqu, T, Saleem M, Arshad M, Khalid A. 2009. Impact of pesticides on soil microbial diversity, enzymes and biochemical reactions. *Advances in Agronomy* 102:159-200.
- Tabatabai MA. 1994. Soil Enzymes. En: *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties* (Weaver, RW ed.). Ediciones Soil Science Society American, p. 903-947.
- Zelles L. 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biology and Fertility of Soils* 29:111-129.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León (Proyecto CSI264A12-1). E. Pose-Juan agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación por su contrato Juan de la Cierva.

Incidencia de etridiazol en las propiedades bioquímicas del suelo

I. Gómez¹, L. Franco-Andreu¹, B. Rodríguez-Morgado², M. J. Martínez de Alba¹,
P. Osta¹, A.M. García-Martínez³, J. Parrado², M. Tejada^{1*}

¹Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. Utrera km. 1, 41013 Sevilla mtmoral@us.es

²Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012 Sevilla

³Fundación “Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua”, Autovía Sevilla-Huelva (A-49), km 28, 41820 Carrión de los Céspedes (Sevilla), Spain

Resumen

Se estudió en laboratorio el efecto del fungicida etridiazol en las propiedades bioquímicas de un suelo. Para ello, 850 g de un Antrosol plágico se mezclaron con 3 dosis del herbicida (1, 2 y 4 l ha⁻¹) durante 83 días. Un suelo sin fungicida se utilizó como control. Siguiendo las recomendaciones del fabricante, el fungicida se aplicó 4 veces a lo largo de dicho periodo experimental. Durante la incubación y para todos los tratamientos, se determinó ergosterol y las actividades deshidrogenasa y ureasa. Al final del experimento y comparado con el tratamiento control, el ergosterol disminuyó significativamente un 75,6%, 83,4% y 86,9% cuando el fungicida se aplicó a dosis de 1, 2 y 4 l ha⁻¹, respectivamente. Durante el periodo experimental, la actividad deshidrogenasa no fue inhibida y la actividad ureasa aumentó. Estos resultados sugieren que el efecto tóxico de etridiazol ocurre sobre los microorganismos diana, siendo la biomasa fúngica del suelo la afectada por su aplicación.

Introducción

La aplicación de fungicidas al suelo para controlar las enfermedades de las plantas se ha convertido en una práctica común en la producción de cultivos en muchas partes del mundo (Chen et al., 2001). Los fungicidas se han diseñado para suprimir el metabolismo bioquímico y fisiológico de hongos fitopatógenos (Yu et al., 2009). Sin embargo, también tienen el potencial para erradicar o influir en una amplia gama de organismos del suelo distintos a los hongos. Esto puede conducir a una reducción de la diversidad microbiana y la posible disminución de la fertilidad del suelo (Bending et al, 2007; Yu et al., 2009).

La dosis de fungicida que se aplica al suelo es un aspecto medioambiental de gran importancia debido a la contaminación que podría ocasionar estos productos químicos en el medio ambiente. En este sentido, las dosis recomendadas generalmente intentan no causar un fuerte desequilibrio en la población microbiana del suelo, afectando principalmente a los hongos diana y en menor medida al resto de organismos no diana (Tejada et al., 2011). De hecho, hay estudios que sugieren que el aumento de la tasa de aplicación de fungicidas en el suelo puede causar un mayor deterioro de la actividad biológica de los organismos no-objetivo (Yu et al., 2009). Por lo tanto, hay que trabajar en estos estudios con el fin de no alterar las poblaciones microbianas no diana y en consecuencia la actividad microbiana del suelo y por lo tanto la fertilidad del mismo.

En España, el uso del fungicida etridiazol (etil 3- triclórometil-1,2,4-tiadiazol-5-il éter), C₅H₅C₁₃N₂OS, en cultivos de pimiento, melón, tomate y pepino es una práctica habitual contra la lucha y prevención de enfermedades ocasionadas por diversos hongos pertenecientes a los géneros *Fusarium*, *Rhizoctonia*, *Phytophthora*, *Pythium* y *Thanatephorus*.

Aunque sabemos la respuesta fúngica de etridiazol en suelo, actualmente existe poca información de la respuesta de otros microorganismos que no son objeto del fungicida. Por ello, el objetivo de este estudio fue estudiar el efecto de este fungicida en las propiedades bioquímicas del suelo.

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Antrosol plágico (FAO, 1989). Las muestras de suelo se recogieron de la capa superficial (0-25 cm). Dicho suelo tenía 529 ± 41 g kg⁻¹ de arena, 242 ± 19 g kg⁻¹ de limo y 229 ± 10 g kg⁻¹ de arcilla. El pH (H₂O) era $8,6 \pm 0,2$, y presentaba $4,1 \pm 0,8$ g kg⁻¹ de materia orgánica y $0,4 \pm 0,1$ g kg⁻¹ N. La metodología utilizada en la determinación de estas propiedades físicas y químicas se describe en Tejada (2009).

Una vez la muestra de suelo tamizada a 2 mm, 850 g de suelo fueron humedecidos (30-40% capacidad de campo) y preincubados en macetas de 5 l de volumen a temperatura ambiente durante 7 días, de acuerdo con los criterios dados por Tejada. (2009).

Etridiazol (Terrazole, material activa: 48% p/v etridiazol) se añadió al suelo a 3 concentraciones. Un suelo sin fungicida se utilizó como suelo control. En este sentido, los tratamientos que se realizaron fueron los siguientes: (1) control, suelo sin fungicida; (2) E1, suelo con 1 l ha⁻¹ de fungicida (0,272 µl de Terrazole por maceta); (3) E2, suelo con 2 l ha⁻¹ de fungicida (dosis recomendada) (0,544 µl de Terrazole por maceta); (4) E3, suelo con 4 l ha⁻¹ de fungicida (1,088 µl de Terrazole por maceta).

Los herbicidas se aplicaron usando una máquina para tratamientos en laboratorio equipada con fusibles de abanico plano Teejet 80,02 E.VS, a una presión de 3 kg cm⁻² y 300 l ha⁻¹ de aplicación.

Los tratamientos se realizaron por triplicado. Siguiendo las recomendaciones del fabricante, el fungicida se aplicó 4 veces durante el periodo de incubación a las dosis descritas anteriormente. La Tabla 1 muestra un esquema de cuándo se aplicó el fungicida al suelo y cuándo se realizó el muestreo del suelo.

Tabla 1. Período de aplicación del fungicida y muestreo de suelo para cada tratamiento realizado durante el período experimental

Fecha	Días de incubación	Acción
12 marzo	0	Muestreo de suelo
13 marzo	1	Aplicación de fungicida y muestreo de suelo
1 abril	21	Muestreo de suelo y aplicación de fungicida
2 abril	22	Muestreo de suelo
21 abril	41	Muestreo de suelo y aplicación de fungicida
22 abril	42	Muestreo de suelo
12 mayo	62	Muestreo de suelo y aplicación de fungicida
13 mayo	63	Muestreo de suelo
2 junio	83	Muestreo de suelo

Para cada tiempo de incubación, ergosterol y dos actividades enzimáticas se midieron. Ergosterol se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Djajakirana et al. (1996). La actividad deshidrogenasa se midió por reducción de 2-*p*-iodofenil-3-*p*-nitrofenil-5-feniltetrazolio a iodonitrotetrazolio formazán (García et al., 1993). La actividad ureasa se determinó por el método descrito por Kandeler y Gerber (1988), usando la urea como sustrato.

Con el objeto de observar posibles diferencias significativas entre los distintos tratamientos y fechas estudiadas en el suelo, se realizaron distintos análisis de varianzas de dos vías, utilizando el paquete informático Statgraphics versión Statgraphics Plus 2.1.

Resultados y discusión

Nuestros resultados indican que etridiazol afectó negativamente a la población fúngica del suelo, ya que disminuyó el ergosterol del suelo (Figura 1). Este descenso de ergosterol fue mayor a medida que se aumentó la dosis de fungicida al suelo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Von Wachenfeldt et al. (2004), los cuales en diversas estimaciones en

determinaciones de poblaciones fúngicas, apreciaron un descenso de la cantidad de ergosterol presente, estableciendo una relación directamente proporcional a las dosis de aplicación: a dosis más elevadas de fungicida la población fúngica presentaba un descenso más acusado.

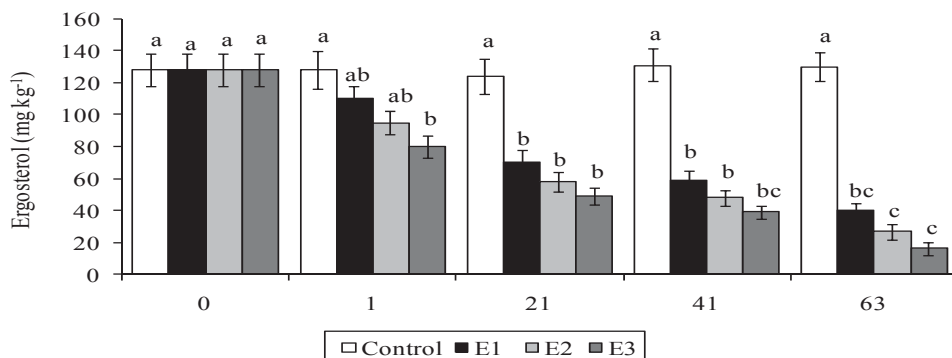


Figura 1. Evolución de ergosterol (media \pm desviación estándar) en suelos con etridiazol durante el período de incubación. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas

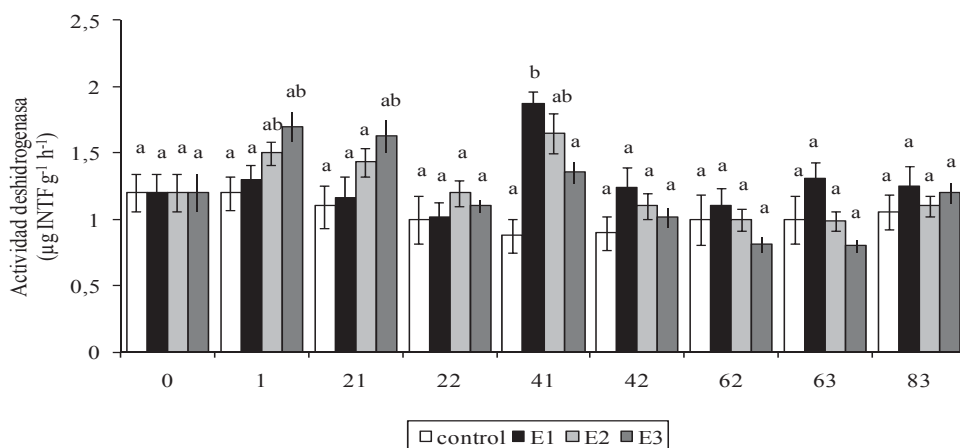


Figura 2. Evolución de la actividad deshidrogenasa (media \pm desviación estándar) en suelos con etridiazol durante el período de incubación. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas. INTF: 2-*p*-iodo-3-nitrofenil formazán

Con respecto a las actividades enzimáticas estudiadas, se observa que la actividad deshidrogenasa no fue alterada tras la aplicación al suelo de las distintas dosis de etridiazol (Figura 2). Tras la aplicación del fungicida se aprecia un aumento en la actividad entre un 10% y un 34% respecto al suelo control, esto podría deberse a un proceso de estrés en los microorganismos del suelo (Tejada et al., 2011).

Respecto a la actividad ureasa, no se observa ningún descenso significativo en la actividad a lo largo del experimento, por el contrario sí se observan incrementos en los valores de dicha actividad (Figura 3). A diferencia de lo ocurrido con la actividad deshidrogenasa, el incremento comienza a ser pronunciado a partir del día 22, donde se aprecia un aumento de entre el 53% y el 65% de la actividad en los suelos tratados en comparación al suelo control (sin fungicida). Los valores de la actividad para los suelos tratados se mantienen ligeramente

por encima de los del suelo control a lo largo del periodo de incubación. Así, al final del experimento los valores obtenidos aumentaron, de forma significativa, 24%, 36% y 39% para los tratamientos E1, E2 y E3 respectivamente en comparación al suelo sin etridiazol. De acuerdo con Tejada et al. (2011), este aumento es debido a que dicho fungicida es utilizado por microorganismos del suelo como fuente de energía.

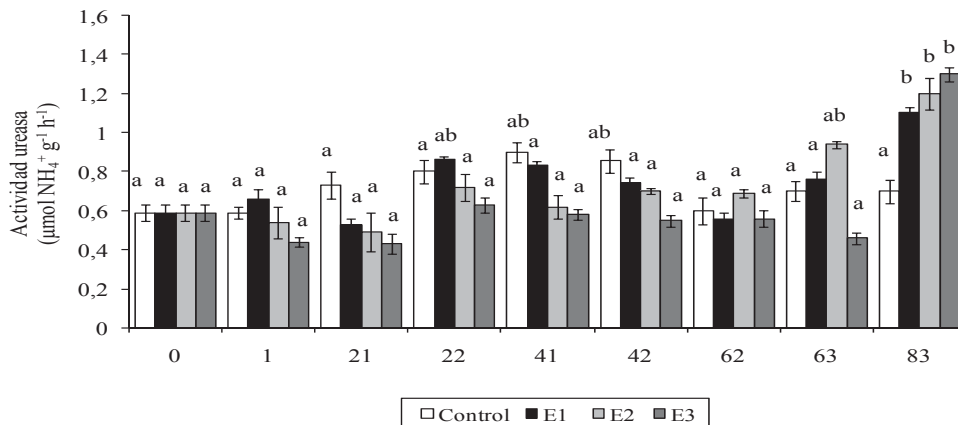


Figura 3. Evolución de la actividad ureasa (media \pm desviación estándar) en suelos con etridiazol durante el periodo de incubación. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas

Bibliografía

- Bending GD, Rodríguez-Cruz MS, Lincoln SD. 2007. Fungicide impacts on microbial communities in soils with contrasting management histories. *Chemosphere* 69: 82–88.
- Chen SK, Edwards CA, Subler S., 2001. Effects of the fungicides benomyl, captan and chlorothalonil on soil microbial activity and nitrogen dynamics in laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1971-1980.
- Djajakirana G, Loergensen RG, Meyer B. 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22: 299-304.
- FAO. 1989. *Carte Mondiale des Sols 1:5000000 - Légende révisée. Rapport sur les ressources en sols du monde*, 60. FAO, Rome, p. 125.
- García C, Hernández T, Costa F, Ceccanti, B, Masciandaro G. 1993. The dehydrogenase activity of soils and ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: *Proceedings of the XI International Symposium Environmental Biogeochemistry* (Gallardo Lancho, JF ed.). Salamanca, Spain, p. 89-100.
- Kandeler E, Gerber H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils* 6: 68-72.
- Tejada M. 2009. Evolution of soil biological properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate + diflufenican herbicides. *Chemosphere* 76: 365-373.
- Tejada M, Gómez I, García-Martínez AM, Osta P, Parrado J. 2011. Effects of prochloraz fungicide on soil enzymatic activities and bacterial communities. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 1708–1714.
- Von Wachenfeldt E, Mille-Lindblom C, Tranvik LJ. 2004. Ergosterol as a measure of living fungal biomass: persistence in environmental samples after fungal death. *Journal of Microbiological Methods* 59: 253-262.
- Yu, Y., Chu, X., Pang, G., Xiang, Y., Fang, H., 2009. Effects of repeated applications of fungicide carbendazim on its persistence and microbial community in soil. *Journal of Environmental Science* 21: 179-185.

Evolución de flazasulfuron en suelos enmendados con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo. Efecto en la actividad deshidrogenasa del suelo

B. Rodríguez-Morgado¹, L. Franco-Andreu², M. J. Martínez de Alba², M. del Toro²
M. Tejada², I. Gómez², J. Parrado^{1*}

¹Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012 Sevilla parrado@us.es

²Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. Utrera km. 1, 41013 Sevilla

Resumen

Se estudió el comportamiento de flazasulfuron en un suelo enmendado con dos bioestimulantes obtenidos a partir de lodos de depuradora (L) y plumas de pollo (P) mediante procesos de hidrólisis enzimática. Se realizaron estudios en microcosmos donde se aplicó este herbicida a una dosis de 0,2 kg ha⁻¹. Dos días después de la aplicación de flazasulfuron al suelo, L y P se aplicaron al suelo. Los resultados indican que L y P causaron un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa del suelo, principalmente a los 7 días de iniciado el experimento, siendo esta estimulación mayor en el suelo enmendado con L que con P, posiblemente debido a la distinta composición química de los hidrolizados proteicos obtenidos. Por otro lado, flazasulfuron no provocó un efecto tóxico en los microorganismos del suelo, ya que ningún cambio en el comportamiento de la actividad deshidrogenasa. Por último, la presencia de flazasulfuron en suelos con ambos bioestimulantes no afectó a la actividad deshidrogenasa del suelo, lo que nuevamente confirma que esta sulfonilurea no ejerce ningún efecto en la actividad microbiana del suelo.

Introducción

En Andalucía, el uso de herbicidas contra las malas hierbas en el cultivo de olivar es una de las prácticas agrícolas más difundidas. Sin embargo, en los últimos años ha habido repetidos casos de contaminación por herbicidas, tanto en los suelos donde se cultivan olivos como en los acuíferos cercanos a este tipo de cultivos, causando cierta preocupación pública. Esto ha llevado a ciertos herbicidas como atrazina, simazina, diuron y terbutilazina, anteriormente utilizados en el cultivo del olivo, a ser sustituidos por otros herbicidas menos solubles (Hermosin et al., 2013). Por ello cada vez es más común el uso de sulfonilureas como flazasulfuron [1-(4,6-dimetoxipirimidin-2-il)-3-(3-trifluorometil-2-piridilsulfonil) urea] para luchar contra las malas hierbas en el cultivo del olivar.

Al igual que el uso de herbicidas, la aplicación al suelo de diversas fuentes de materia orgánica con el objeto de proporcionar a la planta nutrientes es una práctica agrícola muy común (Tejada y Gonzalez, 2006; Lyimo et al., 2012). En los últimos años se viene aplicando al suelo de forma creciente una serie de hidrolizados orgánicos denominados bioestimulantes (BS), obtenidos a partir de hidrólisis enzimática (García-Martínez et al., 2010). Estos compuestos están constituidos básicamente por péptidos de bajo peso molecular, aminoácidos, polisacáridos, etc., que son absorbidos directamente tanto por los microorganismos del suelo como por las plantas (García-Martínez et al., 2010).

Las enzimas pueden reaccionar a los cambios en la gestión del suelo más rápidamente que otras variables, por lo que pueden ser útiles como excelentes indicadores de los cambios biológicos que se puedan originar en el suelo (Bandick y Dick, 1999). La actividad deshidrogenasa es un indicador del sistema redox microbiano, por lo que se suele considerar como un buen exponente de las actividades oxidativas del suelo y un indicador general de la actividad microbiana del mismo (García et al., 1993). Por ello, el objetivo de este trabajo es

estudiar el comportamiento de la actividad deshidrogenasa en un suelo enmendado con dos BS edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo en presencia y ausencia del herbicida flazasulfuron.

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Regosol calcárico (FAO, 1989). Las muestras de suelo se recogieron de la capa superficial (0-25 cm). Dicho suelo tenía 592 ± 47 g kg⁻¹ de arena, 242 ± 19 g kg⁻¹ de limo y 229 ± 10 g kg⁻¹ de arcilla. El pH (H₂O) era $8,6 \pm 0,2$, y presentaba $4,1 \pm 0,8$ g kg⁻¹ de materia orgánica y $0,4 \pm 0,1$ g kg⁻¹ N. La metodología utilizada en la determinación de estas propiedades físicas y químicas se describe en Tejada (2009).

Dos BS edáficos fueron utilizados: (1) L, obtenido a partir de lodo de depuradora, y (2) P, obtenido a partir de plumas de pollo. Ambos BS se obtuvieron mediante procesos bioquímicos de hidrólisis enzimática, siguiendo la metodología descrita en García-Martínez et al. (2010). Su composición química así como la distribución de los pesos moleculares de sus constituyentes proteicos se muestran en la tabla 1. La metodología utilizada en la determinación de dichos parámetros se detalla en García-Martínez et al. (2010).

Tabla 1. Composición química y distribución del peso molecular de proteínas (media \pm desviación estándar) de ambos bioestimulantes edáficos. Los datos son la media de tres repeticiones. Columnas con letras diferentes indica diferencias significativas ($p < 0,05$)

	L	P
Materia orgánica (g kg ⁻¹)	773b \pm 21	463a \pm 48
N-Kjeldhal (g kg ⁻¹)	34,9b \pm 2,3	14,1a \pm 1,6
Carbohidratos totales (g kg ⁻¹)	42a \pm 19	65b \pm 11
P (g kg ⁻¹)	2,9a \pm 0,1	27b \pm 8
Pesos moleculares (Daltons)		
> 10000	21,4a \pm 2,6	23,8a \pm 2,4
10000 – 5000	7,3a \pm 1,5	9,1a \pm 1,1
5000 – 1000	5,5a \pm 2,0	25,1b \pm 2,6
1000 – 300	1,8a \pm 0,4	8,0b \pm 1,5
< 300	64,0b \pm 3,6	34,0a \pm 3,1

El herbicida utilizado fue flazasulfuron [Terafit (flazasulfuron 25% p/p, de Syngenta)] a una dosis de 0,2 kg ha⁻¹ (dosis recomendada).

Para observar el comportamiento de flazasulfuron en los suelos enmendados con ambos BS, se realizaron ensayos en microcosmos que consistieron en 400 g de suelo secado y tamizado a 2 mm que se introdujeron en botes de plástico. Antes de añadir los hidrolizados, se preincubó el suelo a 25 °C durante 7 días y se le añadió agua destilada con el objeto de que dicho suelo estuviese a 30-40% de su capacidad de campo (Tejada, 2009).

Dos días después de la aplicación de flazasulfuron al suelo, L y P se aplicaron al suelo al 0,5% para el caso de L y 0,8% para P, aplicando de esta forma al suelo la misma cantidad de materia orgánica. Los tratamientos fertilizantes que se realizaron fueron los siguientes: (1) S: suelo control, no enmendado orgánicamente y sin flazasulfuron; (2) S+T: suelo no enmendado orgánicamente y con flazasulfuron; (3) S+L: suelo enmendado con L y sin flazasulfuron; (4) S+P: suelo enmendado con P y sin flazasulfuron; (5) S+L+T: suelo enmendado con L y con flazasulfuron; y (6) S+P+T: suelo enmendado con P y con flazasulfuron.

A los 2, 4, 7, 9, 30, 60 y 90 días del período de incubación y para cada tratamiento, se determinó la actividad deshidrogenasa se midió por reducción de 2-*p*-iodofenil-3-*p*-nitrofenil-5-feniltetrazolio a iodonitrotetrazolio formazán (García et al., 1993).

La extracción de flazasulfuron en suelo se realizó siguiendo los criterios de Anastassiades et al. (2003). La cuantificación del herbicida se hizo mediante un espectrómetro de masas en

tándem y con electro spray positivo (ES+). Las condiciones cromatográficas fueron: Gas de colisión: Argón; Gas de cono, desolvatación y nebulización: Nitrógeno; T^a de la fuente: 120 °C; T^a de desolvatación: 450 °C; Horno de columna: 50 °C; Autosampler: 10 °C; Flujo: 0.4 ml/min; Volumen de inyección: 7 µl; Gradiente: A= Agua con 0.1% de ácido fórmico. B= Metanol con 0.1% de ácido fórmico.

Con el objeto de observar posibles diferencias significativas entre los distintos tratamientos y fechas estudiadas en el suelo, se realizaron distintos análisis de varianzas de dos vías, utilizando el paquete informático Statgraphics versión Statgraphics Plus 2.1.

Resultados y discusión

Flazasulfuron no afectó a la evolución de la actividad deshidrogenasa del suelo durante el período experimental, lo que sugiere que dicho herbicida no afecta a la actividad microbiana del suelo (Tabla 2). Estos resultados coinciden con los obtenidos para otras sulfonilureas. En este sentido, Dinelli et al. (1998) no encontraron efectos perjudiciales de los herbicidas triasulfuron, rimsulfuron y primisulfuron de metilo sobre la respiración del suelo y la actividad deshidrogenasa. También, Malkomes (2006) no encontró efectos negativos en la actividad microbiana del suelo después de la aplicación de amidosulfam y tribenurón.

Tabla 2. Evolución de la actividad deshidrogenasa (media ± desviación estándar) (µg INTF g⁻¹ h⁻¹) en suelos con flazasulfuron y sin y con ambos bioestimulantes experimentales. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas (*p*<0.05). INTF: 2-*p*-iodo-3-nitrofenil formazán

	Días de incubación						
	2	4	7	9	30	60	90
S	2,3a ± 0,3	2,4a ± 0,3	2,2a ± 0,4	2,4a ± 0,5	2,0a ± 0,3	2,1a ± 0,5	2,1a ± 0,3
S+T	2,0a ± 0,4	2,1a ± 0,4	2,2a ± 0,4	2,2a ± 0,3	2,1a ± 0,4	2,2a ± 0,3	2,2a ± 0,3
S+L		16,0c ± 1,2	30,5d ± 2,4	20,2c ± 1,8	5,2b ± 1,1	3,5a ± 1,3	2,7a ± 0,8
S+P		13,7c ± 1,4	20,4c ± 1,6	16,3c ± 1,2	4,1b ± 1,1	3,3a ± 0,8	2,6a ± 0,5
S+L+T		15,8c ± 1,5	31,3d ± 2,9	21,3c ± 1,5	5,5b ± 1,4	3,2a ± 1,2	2,4a ± 0,7
S+P+T		14,1c ± 1,2	21,1c ± 1,5	16,9c ± 1,7	4,0b ± 1,4	3,1a ± 0,9	2,4a ± 0,4

La degradación de la materia orgánica depende de la actividad microbiana del suelo, ya que requiere de una serie de enzimas específicas producidas por dichos microorganismos. Existe una variada literatura que indica que muchos herbicidas afectan negativamente a los microorganismos del suelo dando lugar a una disminución de las enzimas producidas por microorganismos y por lo tanto una menor degradación de la materia orgánica en el suelo (Tejada, 2009; Nadiger et al., 2013). Esta reducción afecta negativamente a la nutrición de plantas y microorganismos del suelo. Por lo tanto, el hecho de que flazasulfuron no afecte a los microorganismos del suelo es de gran importancia agronómica y ambiental. Por ello, es muy probable que la degradación de este herbicida no ocurre por degradación microbiana, sino más bien, se produce por procesos de hidrólisis química (Figura 1).

La aplicación de ambos BS al suelo causó un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa, principalmente a los 7 días de iniciado el experimento. Posteriormente, esta actividad comenzó a descender, de tal forma que al final del período experimental todos los tratamientos presentaban valores muy similares. Esta estimulación fue mayor en el suelo enmendado con L que con P. El mayor contenido en N y el mayor número de proteínas de menor peso molecular (< 300 daltons) en L que en P, es posiblemente responsable de esta mayor actividad deshidrogenasa en el tratamiento S+L que en el tratamiento S+P.

Por otro lado, la presencia de flazasulfuron en suelos con ambos BS no afectó a la actividad deshidrogenasa del suelo, lo que nuevamente confirma que esta sulfonilurea no ejerce ningún efecto en la actividad microbiana del suelo.

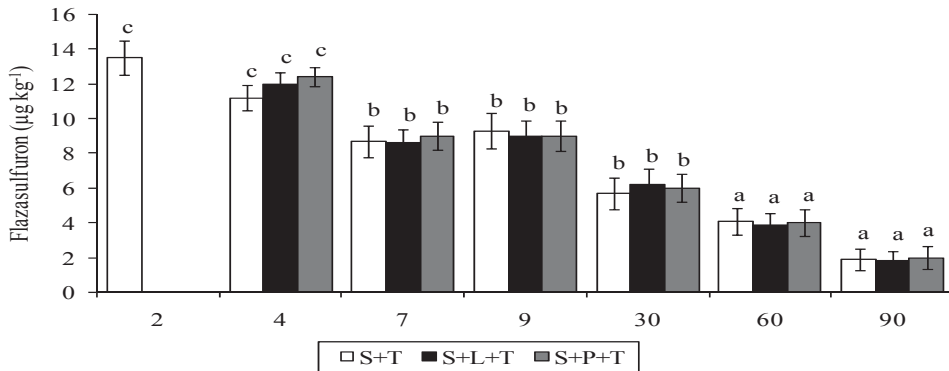


Figura 1. Evolución de flazasulfuron (media \pm desviación estándar) durante el período de incubación. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los Proyectos CTM2011-29930-01 y CTM2011-29930-03 del Plan Nacional I+D del Ministerio de Ciencia e Innovación y por el Proyecto de Excelencia P11-RNM-7887 de la Junta de Andalucía.

Bibliografía

- Anastassiades M, Lehotay SJ, Stajnbaher D, Shenck FJ. 2003. Fast and easy multiresidue method employing extraction/partitioning and dispersive solid phase extraction for the determination of pesticide residues in produce. *Journal of AOAC International* 86: 412-431.
- Bandick AK, Dick RP. 1999. Field management effects on soil enzymes activities, *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1471-1479.
- Dinelli G, Vicari A, Accinelli C. 1998. Degradation and side effects of three sulfonylurea herbicides in soil. *Journal of Environmental Quality* 27: 1459-1464.
- FAO. 1989. Carte Mondiale des Sols 1:5000000 - Légende révisée. Rapport sur les ressources en sols du monde, 60. FAO, Rome, p. 125.
- García C, Hernández T, Costa F, Ceccanti, B, Masciandaro G. 1993. The dehydrogenase activity of soils and ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: *Proceedings of the XI International Symposium Environmental Biogeochemistry* (Gallardo Lancho, JF ed.). Salamanca, Spain, p. 89-100.
- García-Martínez AM, Tejada M, Díaz A, Bautista JD, Rodríguez B, Parrado J. 2010. Enzymatic production of an organic soil biostimulant from wheat condensed distiller solubles: effects on soil biochemistry and biodiversity. *Process Biochemistry* 45: 1127-1133.
- Hermosin MC, Calderon MJ, Real M, Cornejo J. 2013. Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 229-243.
- Lyimo HJF, Pratt RC, Mnyuku RSOW 2012. Composted cattle and poultry manure provide excellent fertility and improved management of gray leaf spot in maize. *Field Crops Research* 126: 97-103.
- Malkomes HP. 2006. Einfluss von zwei Sulfonylharnstoff-Herbiziden und einem Vergleichsmittel auf mikrobielle Aktivitäten im Boden. *Journal für Kulturpflanzen* 58: S269-273.
- Nadiger S, Babu R, Kumar BNA. 2013. Bioefficacy of pre-emergence herbicides on weed management in maize. *Karnataka Journal of Agricultural Science* 26: 17-19.
- Tejada, M. 2009. Evolution of soil biological properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate + diflufenican herbicides. *Chemosphere* 76: 365-373.
- Tejada M, Gonzalez JL. 2006. Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield. *European Journal of Agronomy* 25: 22-29.

Mecanismo de disipación de tebuconazol en un suelo enmendado con residuos de champiñón y su incidencia en comunidades microbianas del suelo

A. Álvarez-Martín^{1*}, J.M. Ordax¹, G.D. Bending², C. J. Barnes², E. Pose-Juan¹,
M.J. Sánchez-Martín¹, M.S. Rodríguez-Cruz¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52,
37008 Salamanca, España; *alba.alvarez@usal.es

²School of Life Sciences, University of Warwick, Coventry CV4 7AL, United Kingdom

Resumen

La adición de enmiendas orgánicas al suelo puede aumentar o disminuir la disipación de pesticidas y puede modificar a su vez la fracción biodisponible del mismo en el suelo enmendado. La fracción biodisponible es un factor determinante en la acción del pesticida sobre las comunidades microbianas del suelo. El presente trabajo se planteó con la finalidad de estudiar el posible efecto de un fungicida, aplicado en un suelo enmendado con residuos orgánicos, en la modificación de las comunidades microbianas durante el periodo de su degradación en el suelo. Para ello se llevó a cabo el estudio de la degradación del fungicida tebuconazol en un suelo agrícola no enmendado y enmendado con residuo postcultiivo de champiñón a la dosis del 5 y 50%. De forma paralela se realizó un experimento utilizando tebuconazol marcado en ¹⁴C para determinar el mecanismo de disipación del fungicida en el suelo a partir de la determinación del ¹⁴C mineralizado, extraído con CaCl₂, extraído con metanol y no extraíble o enlazado de forma irreversible para evaluar el balance total del mismo a diferentes tiempos de incubación.

Introducción

La aplicación al suelo de residuos orgánicos procedentes de diferentes actividades agrícolas, urbanas o industriales se ha convertido en una práctica habitual en muchos países ya que contribuye a resolver el problema ambiental que provoca su acumulación y además, desde el punto de vista económico, intenta rentabilizar los recursos que contienen estos residuos. Así la valorización de la materia orgánica (MO) de los residuos como enmienda orgánica, directamente en agricultura o después de un proceso de compostaje, es de gran interés ya que el contenido y dinámica de la misma determina la productividad potencial del suelo, especialmente en aquellos con bajo contenido en MO. Entre los residuos orgánicos potencialmente aprovechables y con gran crecimiento en los últimos años están los residuos generados en el cultivo del champiñón (sustratos postcultiivo de hongos compuesto por los materiales naturales del compost inicial con distinto grado de evolución) (SMS).

Sin embargo, la MO (sólida y líquida) de distinta naturaleza aportada por la aplicación al suelo de los residuos orgánicos puede influir en otras prácticas agrícolas, como es la aplicación de pesticidas en agricultura. Diferentes trabajos han puesto de manifiesto la influencia de la MO en los principales procesos que afectan al comportamiento de los pesticidas en el suelo, adsorción, movilidad y degradación. Dependiendo de la naturaleza de la MO aportada por los residuos los pesticidas pueden modificar su mecanismo de disipación, aumentar su adsorción por la MO sólida o por la MO disuelta procedente de los residuos dando lugar a un cambio en su biodisponibilidad para ser degradado por los microorganismos del suelo. Sin embargo resultados contradictorios son encontrados en la bibliografía sobre el efecto simultáneo de fungicidas-microorganismos por la adición de las enmiendas orgánicas (Sopeña et al., 2013).

De acuerdo con lo anterior el objetivo del trabajo fue estudiar el mecanismo de disipación de tebuconazol en un suelo sin enmendar y enmendado con el residuo orgánico SMS y la incidencia en las modificaciones de algunas comunidades microbianas del suelo derivadas de la presencia del fungicida en los suelos.

Material y métodos

El tebuconazol ((*RS*)-1-*p*-clorofenil-4,4-dimetil-3-(1*H*-1,2,4-triazol-1-ilmetil) pentan-3.0l) es un fungicida perteneciente al grupo de los triazoles. El estándar analítico de tebuconazol sin marcar (pureza 98.5%) fue suministrado por Dr. Ehrenstorfer (Alemania) y el tebuconazol marcado en ^{14}C (triazol- $\text{U-}^{14}\text{C}$, actividad específica 4.72 MBq/mg, pureza 98.1%) fue suministrado por IZOTOP (Hungría). Su solubilidad en agua es 36 mg L^{-1} y el coeficiente log K_{ow} es 3.70.

La enmienda orgánica aplicada a los suelos agrícolas fue residuo postcultivo de *Agaricus bisporus* con un pH de 6.97 y un contenido en carbón orgánico (CO) del 29.8%.

La muestra de suelo fue tomada del horizonte superficial (0-30 cm) de un viñedo en Sajazarra (La Rioja). Es un suelo franco arcillo arenoso (67.0% de arena, 11.9% de limo y 21.1% de arcilla con un contenido en carbonatos del 51%, un contenido en CO de 0.67% y pH de 7.52. Los suelos enmendados se prepararon mezclando uniformemente los suelos con la enmienda al 5% y 50% en peso seco. Los valores de pH y contenido en CO de estos suelos enmendados fueron 7.26 y 1.76% (suelo enmendado al 5%, S-5%) y 7.19 y 16.3% (suelo enmendado al 50%, S-50%). Tanto los suelos enmendados como los no enmendados fueron previamente incubados durante un mes antes del estudio de disipación del fungicida.

Experimentos para conocer el mecanismo de disipación y biodisponibilidad de tebuconazol se llevaron a cabo por duplicado. Una alícuota del ^{14}C -fungicida se añadió al suelo no enmendado y enmendado (500 g) para obtener una concentración final de 2 mg kg^{-1} y una actividad de 100 Bq g^{-1} . Los suelos se incubaron a 20°C en la oscuridad ajustándose previamente la humedad al 40% de la capacidad de campo. A diferentes tiempos de incubación se determinó la fracción de tebuconazol mineralizada ($^{14}\text{C-CO}_2$), y las fracciones de ^{14}C extraídas con CaCl_2 , metanol y no extraíble siendo su determinación llevada a cabo por centelleo líquido en un contador Beckman LS6500 (Beckman Instruments Inc., CA).

Experimentos simultáneos fueron llevados a cabo con tebuconazol no radiactivo para determinar el tiempo de vida media del fungicida en el suelo. En este caso el fungicida se adicionó también a la dosis de 2 mg kg^{-1} . A diferentes tiempos de incubación se tomaron muestras de suelo y se llevó a cabo la extracción de tebuconazol con metanol para determinación de su contenido total. La determinación del tebuconazol se realizó en un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA) acoplado a un detector array de diodos y un espectrómetro de masas (HPLC/DAD/MS).

Una parte de las muestras tomadas a los tiempos de incubación de 0, 29, 90 y 136 días previamente liofilizadas se utilizaron para la determinación de las comunidades microbianas del suelo implicadas en la degradación del tebuconazol. Con este fin se llevó a cabo la extracción de ADN del suelo usando un kit de suelo (Fast DNA Spin, MP Biomedicals Europe, Illkirch, France) y su posterior purificación, la amplificación del ADN extraído mediante PCR, y la determinación de la estructura de las comunidades microbianas presentes en los suelos a los diferentes tiempos utilizando la técnica de secuenciación masiva (454). Se llevó a cabo el análisis bioinformático de los resultados con el software QUIIME (Quantitative Insights Into Microbial Ecology) y la presentación de resultados mediante análisis estadístico de los mismos con los programas SPSS y XLSTAT.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestra la evolución de las cantidades de tebuconazol en el suelo sin enmendar y enmendado a las dosis de 5% y 50% expresadas como porcentajes de la cantidad inicial añadida y en la Figura 2 se muestra el balance de masa correspondiente a la fracción mineralizada, extraída con CaCl₂, extraída con metanol y no extraíble de ¹⁴C expresada como porcentaje del ¹⁴C aplicado en el estudio de disipación de tebuconazol en los suelos enmendados. El periodo de incubación del fungicida se prolongó hasta 300 días y la cantidad de tebuconazol residual al final del periodo fue 62%, 17% y 27% en el suelo no incubado y en el suelo enmendado al 5% y 50%, respectivamente

Las cinéticas de disipación se ajustaron en principio a cinéticas de primer orden ($r^2 \geq 0.629$ ($p < 0.01$)) y se determinaron las constantes de degradación y la vida media (DT50) del fungicida en los suelos. Los resultados obtenidos indicaron una lenta disipación del tebuconazol en los suelos, con valores de DT50 mucho más elevados para el suelo sin enmendar (>500 días) que para los suelos enmendados (DT50 fue 147 y 190 días en los suelos enmendados a las dosis de 5 y 50% respectivamente). El valor más bajo de DT50 en los suelos enmendados indicaría una disipación más rápida en estos suelos que en el suelo no enmendado. Estos resultados están de acuerdo con aquellos obtenidos para otros compuestos hidrofóbicos como linuron en suelos enmendados con diferentes residuos orgánicos (Marín-Benito et al., 2014) aunque generalmente disipación de pesticidas en suelos enmendados con residuos orgánicos aumenta respecto a aquellos encontrados en suelos no enmendados (Marín-Benito et al., 2012).

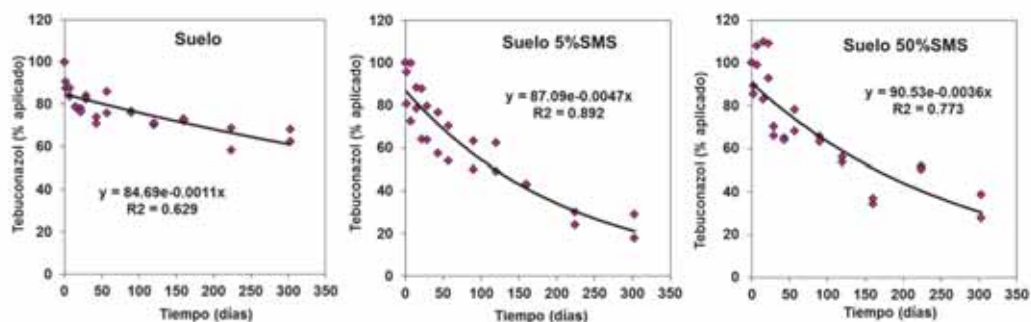


Figura 1. Cinéticas de disipación del tebuconazol en el suelo no enmendado y enmendado

La adición de residuos orgánicos al suelo puede aumentar la población microbiana del suelo incrementando la actividad microbiana y la capacidad para degradar el compuesto. Sin embargo, la MO aportada por las enmiendas al suelo podría contribuir también a aumentar la adsorción del compuesto y a favorecer la formación de residuos enlazados no extraíbles con el tiempo, lo cual podría explicar la disipación más rápida del fungicida en los suelos enmendados. Esto es consistente con el mecanismo de disipación del tebuconazol y la evolución de los residuos no extraíbles en el suelo enmendado con porcentajes >60% después de 300 días de incubación del fungicida en el suelo enmendado en comparación con el porcentaje <30% en el suelo no enmendado (Figura 2).

De acuerdo con el creciente aumento en la evolución de residuos fuertemente enlazados en los suelos enmendados están los bajos porcentajes de ¹⁴C obtenidos para la mineralización del tebuconazol o para las fracciones extraídas con CaCl₂ en relación con aquellos obtenidos en el suelo no enmendado. La mayor mineralización en el suelo no enmendado aunque baja (<4%) y el mayor porcentaje de ¹⁴C extraíble con CaCl₂ aunque tampoco muy elevado (19%) indicaría que una mayor fracción de compuesto estaría disponible para su posible biodisponibilidad aunque no se alcanzó una degradación del fungicida >50% después de un

año de permanencia en el suelo. Sin embargo, en los suelos enmendados el tebuconazol original o sus posibles metabolitos podrían ser retenidos con un cierto grado de irreversibilidad en la matriz orgánica de la enmienda lo que daría lugar a una mayor disipación aparente del fungicida en los suelos enmendados que en el suelo no enmendado.

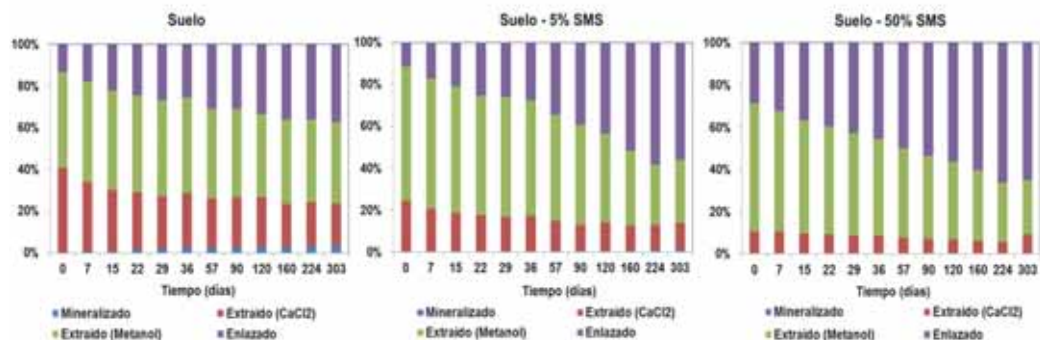


Figura 2. Balance de masa correspondiente a la fracción mineralizada, extraída con CaCl₂, extraída con metanol y no extraíble de ¹⁴C expresada como porcentaje del ¹⁴C aplicado en el estudio de disipación de tebuconazol en los distintos suelos enmendados.

Estos resultados de disipación encontrados están de acuerdo con los encontrados en el estudio realizado con la finalidad de identificar u observar cambios en las comunidades microbianas derivados de la presencia del fungicida en el suelo. No se observaron cambios en las comunidades derivados de la presencia del fungicida en el suelo en las muestras analizadas aunque si se observó un cambio estadísticamente significativo en la estructura de las comunidades microbianas del suelo derivados de la aplicación de las diferentes dosis de residuo orgánico. Esto se justifica considerando la baja biodisponibilidad del tebuconazol en el suelo no enmendado y la elevada formación de residuos no extraíbles en el suelo enmendado con el residuo orgánico por lo que no afectará a los microorganismos presentes en el suelo.

Bibliografía

- Marín-Benito JM, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2012. Dissipation of fungicides in a vineyard soil amended with different spent mushroom substrates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 60:6936-6945.
- Marín-Benito JM, Herrero-Hernández E, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2014. Effect of different organic amendments on the dissipation of linuron, diazinon and myclobutanil in an agricultural soil incubated for different time periods. *Science of the Total Environment* 476-477C:611-621.
- Sopeña F, Bending GD. 2013. Impacts of biochar on bioavailability of the fungicide azoxystrobin: A comparison of the effect on biodegradation rate and toxicity to the fungal community. *Chemosphere* 91:1525-1533.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2010-15976/AGR). A. Álvarez-Martín agradece la beca predoctoral FPI concedida por el Ministerio de Economía y Competitividad y la beca concedida para realizar una estancia breve en “School of life Science, University of Warwick, Reino Unido”. E. Pose-Juan agradece el contrato postdoctoral Juan de la Cierva del MINECO.

Actividad microbiana tras el calentamiento del suelo a bajas temperaturas

A. Lombao^{1*}, A. Barreiro¹, A. Martín¹, E. Gómez¹, M.T. Fontúrbel², J.A. Vega², C. Fernández², T. Carballas¹, M. Díaz-Raviña¹

¹Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Departamento de Bioquímica del Suelo, Apartado 122, 15780 Santiago de Compostela, España *alba@iiag.csic.es

²Centro de Investigación Forestal-Lourizán, Consellería de Medio Rural e do Mar, Apartado 127, 36080 Pontevedra, España

Resumen

Se estudió la respuesta inmediata de la población microbiana del suelo mediante el análisis de la actividad (β -glucosidasa, ureasa, fosfatasa y actividad bacteriana) frente al calentamiento, en condiciones de laboratorio durante 15 minutos, en un gradiente de temperatura de 16°C a 300°C, registrando cada minuto la temperatura real. Se utilizaron 4 suelos con diferentes características e historial de incendios (suelo quemado de baja severidad, suelo quemado de alta severidad y los correspondientes suelos control no quemados) para evaluar el efecto de la recurrencia sobre la actividad microbiana. Con los datos de temperatura registrados se calculó la temperatura máxima alcanzada y los grados-hora a los que se sometieron las muestras para determinar cuándo se empieza a producir un efecto del calentamiento sobre la actividad microbiana. Los resultados indicaron que aunque las propiedades físico-químicas no se vieron modificadas por el calentamiento, las propiedades bioquímicas analizadas, que presentaron diferente sensibilidad frente al calentamiento, se vieron afectadas a temperaturas inferiores a la temperatura de esterilización. Por otra parte se comprobó que el historial de incendios y/o recurrencia del calentamiento de un suelo condiciona la respuesta de los microorganismos del suelo frente a un nuevo calentamiento aumentando su susceptibilidad al mismo.

Introducción

Los incendios forestales son eventos muy comunes en los suelos gallegos que pueden afectar incluso de manera recurrente. La severidad de un fuego no solo viene determinada por la temperatura alcanzada por el suelo si no que el tiempo al que se somete a esa temperatura es otro factor muy importante (Certini et al., 2005). La aplicación de la metodología de los grados horas al calentamiento del suelo nos permite tener en cuenta estos dos parámetros y analizar el efecto acumulado del calentamiento en el suelo. Los microorganismos juegan un papel muy importante en el suelo y después de un incendio cuando se ha perdido la cubierta vegetal son los únicos que pueden cambiar y mejorar las condiciones del suelo y por ello es importante su conocimiento. Aunque existen multitud de estudios que analizan el efecto sobre la actividad de la microbiota del suelo tras un incendio en la mayoría no se mide la temperatura real y en los experimentos realizados en condiciones de laboratorio se aplican temperaturas muy por encima del umbral en el que las funciones biológicas se ven afectadas. El objetivo de este estudio fue, por una parte, mediante el análisis de parámetros de las curvas de calentamiento temperatura-tiempo tales como temperatura máxima alcanzada y grados-hora (GH), establecer a que temperatura y GH los parámetros microbiológicos comienzan a verse afectados y, por otra, determinar si el historial de calentamiento del suelo influye sobre la respuesta de la microbiota edáfica frente a un nuevo calentamiento.

Material y métodos

Se utilizaron dos suelos, uno de ellos afectado por un incendio de alta intensidad (Laza) y otro sometido a una quema prescrita de baja intensidad (A Estrada), analizándose de ambos suelos los respectivos controles no quemados. Las muestras de suelo provenientes de la fracción < 2

mm del horizonte superficial (0-5 cm) no quemadas y previamente quemadas se sometieron a un tratamiento térmico en condiciones de laboratorio a temperaturas de 16°C, 50°C, 75°C, 100°C, 125°C, 150°C, 175°C, 200°C y 300°C en una mufla durante 15 minutos, manteniendo una parte de la muestra a temperatura ambiente (16°C) como control, obteniéndose finalmente 36 muestras (8 tratamientos + 1 control x 4 suelos). En la Tabla 1 se muestran las características generales iniciales de los diferentes suelos utilizados.

Tabla 1. Características generales iniciales de los suelos afectados por un incendio de alta intensidad (LQ) y un fuego experimental (EQ) y de los correspondientes suelos control no quemados (LC, EC).

	LC	LQ	EC	EQ
Humedad (%)	35	29	40	36
pH H₂O	4,2	4,8	4,1	4,1
pH KCl	2,9	3,3	3,4	3,5
C total (%)	23,8	14,6	17,7	16,2
N total (%)	1,1	0,7	1,2	1,2

Se monitorizó la temperatura cada minuto mediante termopares situados directamente en el suelo de la bandeja colocada en interior de la mufla y los datos de temperatura registrados se utilizaron para calcular la temperatura máxima alcanzada (T_{max}) y los grados hora (GH) a los que se sometieron las muestras a partir de la fórmula $GH = \Sigma(T_x - T_{inicial})/60$, donde T_x es la temperatura registrada en un determinado minuto y T_{inicial} la temperatura ambiente (16°C) (Cancelo-González, et al., 2012). Se analizaron un amplio rango de propiedades del suelo (humedad, C total, N total, pH, actividad bacteriana, actividades enzimáticas de los ciclos del C (β-glucosidasa), N (ureasa) y P (fosfatasa)). El C total y el N total se midieron mediante espectrometría de masas. La actividad microbiana se midió mediante incorporación de leucina marcada radiactivamente en un extracto bacteriano después de la homogenización y centrifugación (Bååth et al., 2001). La actividad enzimática β-glucosidasa fue medida siguiendo el protocolo de Eivazi y Tabatabai (1988), la actividad ureasa según el método de Kandeler y Gerber (1988) y la actividad fosfatasa mediante el protocolo descrito por Trasar-Cepeda et al., (1985).

Resultados y discusión

Los resultados mostraron que las características generales analizadas no se vieron afectadas por los tratamientos térmicos en ninguno de los suelos (datos no mostrados). Los contenidos en C total y en N total se mantuvieron en el mismo orden debido a que los valores de temperatura alcanzados no fueron muy elevados. Respecto a los valores de pH en agua y KCl, estos presentaron valores variables en función de las muestras, con una ligera tendencia al aumento tras la quema. Al observar los valores de las propiedades bioquímicas analizadas (Tabla 2) vemos que aunque en general mostraron un descenso con la temperatura, cada actividad mostró una diferente sensibilidad frente al calentamiento siendo dentro de las actividades enzimáticas la ureasa y fosfatasa las más afectadas. La actividad β-glucosidasa no se vio prácticamente afectada en las muestras no quemadas. Esto concuerda con estudios anteriores donde el descenso de esta actividad producido por el fuego ocurre unos meses después y no inmediatamente después del incendio (Fontúrbel et al., 2012; Díaz-Raviña et al., 2012). Sin embargo, en los suelos quemados sí se produjo un descenso de la actividad que coincide con otros autores que observaron que pese a permanecer inalterada la actividad β-glucosidasa en una primera quema, sí se produce una disminución de la misma una vez que el suelo se ve afectado por incendios de manera recurrente (Eivazi y Bayan, 1996; Boerner y Brinkman, 2003).

Tabla 2. Propiedades bioquímicas para cada una de las muestras de suelo analizadas tras el calentamiento del suelo en un gradiente de temperatura de 16°C a 300°C (media±SD). T_{max},

temperatura máxima alcanzada; GH, grados hora. Suelos: LC y EC, suelos de Laza y A Estrada no quemados; LQ y EQ, suelos de Laza y A Estrada quemados; 50-300, temperatura de la mufla.

	T max (°C)	GH	Glucosidasa ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Ureasa ($\mu\text{g NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Fosfatasa ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Leucina ($\times 10^{14} \text{ mol Leu h}^{-1}$)
LC	16	0,0	27,9 \pm 2,1	146,1 \pm 2,0	990 \pm 37	1510 \pm 208
LC50	30	3,1	37,2 \pm 1,5	136,3 \pm 2,9	815 \pm 54	1508 \pm 271
LC75	36	4,1	28,7 \pm 1,0	127,8 \pm 3,4	799 \pm 86	1671 \pm 56
LC100	72	11,1	31,7 \pm 2,1	133,4 \pm 1,1	819 \pm 71	1786 \pm 102
LC125	79	13,7	33,6 \pm 0,5	85,6 \pm 5,8	894 \pm 98	2142 \pm 142
LC150	84	14,5	29,7 \pm 1,5	20,6 \pm 0,7	1162 \pm 129	2515 \pm 65
LC175	95	16,3	28,4 \pm 1,4	14,3 \pm 0,0	908 \pm 3	2869 \pm 277
LC200	130	26,4	25,2 \pm 0,6	14,5 \pm 0,5	389 \pm 9	687 \pm 39
LC300	178	37,9	26,5 \pm 3,3	48,9 \pm 1,3	91 \pm 8	1225 \pm 141
LQC	16	0,0	9,6 \pm 0,4	67,4 \pm 4,3	566 \pm 46	1476 \pm 80
LQ50	33	3,1	8,2 \pm 1,5	72,2 \pm 0,4	602 \pm 86	1755 \pm 111
LQ75	50	7,2	8,6 \pm 0,2	61,6 \pm 1,1	537 \pm 74	1599 \pm 60
LQ100	70	10,8	8,6 \pm 0,7	53,6 \pm 4,5	699 \pm 65	2144 \pm 47
LQ125	81	13,9	6,8 \pm 0,7	48,0 \pm 3,0	678 \pm 59	2438 \pm 156
LQ150	102	20,3	5,2 \pm 0,1	26,0 \pm 3,2	389 \pm 64	1849 \pm 42
LQ175	117	27,2	4,8 \pm 0,5	12,5 \pm 1,5	258 \pm 34	1201 \pm 31
LQ200	97	30,2	4,8 \pm 0,6	30,3 \pm 4,3	168 \pm 32	1156 \pm 36
LQ300	209	58,4	4,8 \pm 0,6	14,8 \pm 1,3	38 \pm 10	232 \pm 9
ECB	16	0,0	17,2 \pm 0,9	27,7 \pm 2,1	734 \pm 68	266 \pm 13
EC50	23	2,4	15,6 \pm 0,9	21,8 \pm 1,6	685 \pm 38	272 \pm 19
EC75	46	5,0	17,5 \pm 0,3	14,3 \pm 1,3	743 \pm 48	377 \pm 19
EC100	71	15,2	15,5 \pm 0,6	25,3 \pm 1,9	715 \pm 82	363 \pm 10
EC125	77	13,0	15,4 \pm 0,9	11,6 \pm 5,7	748 \pm 99	593 \pm 34
EC150	64	9,6	14,9 \pm 0,9	14,2 \pm 1,1	855 \pm 88	504 \pm 44
EC175	108	22,5	14,4 \pm 0,2	9,82 \pm 1,1	600 \pm 82	411 \pm 14
EC200	97	20,7	14,9 \pm 0,9	13,1 \pm 0,0	539 \pm 55	353 \pm 9
EC300	243	71,6	20,7 \pm 1,1	10,8 \pm 0,0	431 \pm 35	708 \pm 28
EQB	16	0,0	19,8 \pm 1,4	12,6 \pm 0,0	872 \pm 56	1775 \pm 4
EQ50	28	2,1	18,9 \pm 0,0	17,2 \pm 1,0	784 \pm 70	2101 \pm 25
EQ75	42	4,9	18,9 \pm 1,8	17,1 \pm 0,9	793 \pm 60	1875 \pm 90
EQ100	64	9,2	21,9 \pm 1,1	15,1 \pm 1,1	680 \pm 55	2339 \pm 75
EQ125	52	9,4	19,8 \pm 2,0	12,3 \pm 1,6	549 \pm 69	3110 \pm 21
EQ150	88	16,7	19,0 \pm 1,0	7,1 \pm 2,1	505 \pm 77	555 \pm 2
EQ175	107	23,0	15,6 \pm 1,6	5,76 \pm 0,0	433 \pm 36	695 \pm 28
EQ200	129	31,9	14,9 \pm 1,1	13,3 \pm 0,0	337 \pm 50	613 \pm 37
EQ300	194	50,0	9,52 \pm 0,7	4,44 \pm 0,9	155 \pm 30	144 \pm 0

La actividad ureasa y fosfatasa sí se vieron afectadas en todos los suelos, observándose un descenso con la temperatura que concuerda los resultados de estudios previos, realizados tanto en condiciones de laboratorio como de campo, que identifican estas actividades enzimáticas como muy sensibles al calentamiento (Saá et al., 1993; Eivazi y Bayan, 1996; Hernández et al., 1997; Basanta et al., 2002; Boerner y Brinkman, 2003; Díaz-Raviña et al., 2012). Aunque la actividad bacteriana también se vio afectada por la temperatura, ésta mostró un comportamiento distinto, presentando un efecto positivo a temperaturas intermedias, probablemente provocado por un aumento del C disponible, seguido de un descenso de los valores de actividad en las temperaturas más elevadas que se corresponde con lo observado por otros autores (Díaz-Raviña et al., 1994; 1996; Bárcenas-Moreno et al., 2009). Si observamos las temperaturas y los GH a las que las actividades enzimáticas presentan efecto negativo vemos que existe variabilidad en función de la muestra de suelo. Para las muestras

no quemadas el efecto negativo comenzó en torno a 13 GH (Tmax 75-80°C), 7-9 GH (Tmax 50-60°C) para muestras quemadas a baja intensidad y 3-5 GH (Tmax 40°C) las muestras afectadas por un incendio de alta intensidad. Lo mismo sucedió con la actividad bacteriana que, para las muestras no quemadas presentó un efecto a temperaturas más elevadas (25 GH, Tmax 110-130°C) frente a las quemadas previamente donde el efecto negativo comenzó sobre los 15 G (Tmax 80°C). Esto nos indicó, por una parte, que estas propiedades bioquímicas del suelo se ven afectadas a temperaturas no muy elevadas (Tmax 50-75°C) y, por otra, que el calentamiento del suelo y/o un incendio previo aumenta la susceptibilidad de la población microbiana frente a futuros calentamientos haciendo que su actividad se vea afectada a temperaturas inferiores.

Agradecimientos.

Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAPFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

Bibliografía

- Bárceñas-Moreno G, Bååth E. 2009. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures to simulate a range of fire intensities. *Soil Biology & Biochemistry* 41:2517-2526.
- Bååth E, Petterson M, Söderberg KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology & Biochemistry* 33:1571-1574.
- Basanta MR, Díaz-Raviña M, González-Prieto SJ, Carballas T. 2002. Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. *Biology & Fertility of Soils* 36:377-383.
- Boerner REJ, Brinkman, JA. 2003. Fire frequency and soil enzyme activity in southern Ohio oak-hickory forests. *Applied Soil Ecology* 23:137-146.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas, ME, Barros N, Díaz-Fierros F. 2012. Assesment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hours method. *Spanish Journal of Soil Science* 2:32-44.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1-10.
- Díaz-Raviña M, Frostegård A, Bååth E. 1994. Thymidine, leucine and acetate incorporation into soil bacterial assemblages at different temperatures. *FEMS Microbiology Ecology* 14:221-232.
- Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, Iglesias L, Díaz-Fierros F, Carballas T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma* 191:31-39.
- Díaz-Raviña M, Prieto A, Bååth E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biology & Biochemistry* 28:419-426.
- Eivazi F, Bayan MR. 1996. Effects of long term prescribed burning on the activity of select soil enzymes in an oak-hickory forest. *Canadian Journal of Forest Research* 26:1799-1804.
- Eivazi F, Tabatabai MA. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 20:601-606.
- Fontúrbel MT, Barreiro A, Vega JA, Lombao A, Martín A, Jiménez E, Carballas T, Fernández C. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilisation treatments on soil microbial communities. *Geoderma* 191:51-60.
- Hernández T, García C, Reinhardt I. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean forest soils. *Biology & Fertility of Soils* 25:109-116.
- Kandeler E, Gerber H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology & Fertility of Soils* 6:68-72.
- Saá A, Trasar-Cepeda MC, Gil-Sotres F, Carballas T. 1993. Changes in soil phosphorus and phosphatase activity immediately following forest fires. *Soil Biology & Biochemistry* 25:1223-1230.
- Trasar-Cepeda, MC, Gil-Sotres F, Guitián Ojea F. 1985. Determinación de la actividad de la fosfatasa en suelos gallegos. Precisiones al método de Saratchandra y Perrott. *Anales de Edafología y Agrobiología* 44:987-991.

Actividad y biomasa microbiana tras el calentamiento del suelo a altas temperaturas y diferente contenido de humedad

A. Barreiro^{1*}, A. Lombao¹, E. Gómez¹, A. Martín¹, J. Cancelo-González², T. Carballas¹, M. Díaz-Raviña¹

¹Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC), Departamento de Bioquímica del Suelo, Apartado 122, 15780 Santiago de Compostela *anabarreiro@iiag.csic.es

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, 15782, Santiago de Compostela

Resumen

El estudio tiene como objetivo evaluar la influencia del calentamiento a altas temperaturas y diferente contenido de humedad en la actividad y biomasa microbianas. Para ello se realizaron, en condiciones de laboratorio, diversos tratamientos térmicos con lámparas de infrarrojos hasta alcanzar las temperaturas de 100°C, 200°C y 400°C utilizando un total de 108 muestras de tres suelos ácidos. Las quemaduras se realizaron a diferentes grados del contenido de humedad (0 %, 25 % y 50 % por volumen del suelo) evaluándose el impacto de las mismas mediante el análisis de la curva temperatura-tiempo (grados-hora, GH; temperatura máxima alcanzada, Tmax). Los resultados mostraron que los valores de biomasa y actividad microbiana en la totalidad de las muestras de suelos analizados, independientemente de la temperatura de calentamiento y grado de humedad del suelo, eran bajos, lo que se atribuye a la intensidad del calentamiento del suelo (valores de Tmax y GH muy elevados); sin embargo, los valores de actividad microbiana se recuperaron tras un mes de incubación. Los datos también indicaron que el tiempo transcurrido después de la quema condicionaba la relación entre los parámetros microbianos y los parámetros de calentamiento del suelo (Tmax, GH).

Introducción

Los microorganismos son los principales agentes responsables no sólo de la fertilidad de los suelos sino también de la estabilidad y funcionamiento del mismo; de hecho entre el 80 y el 90 % de los procesos que ocurren en el suelo son reacciones mediadas por microorganismos. Además, al reflejar las condiciones del medio en que viven, los microorganismos pueden utilizarse como bioindicadores de la calidad del suelo tras el impacto de los incendios forestales (Mataix-Solera et al., 2009; Bárcenas-Moreno y Díaz-Raviña, 2013). El impacto de los incendios forestales sobre la microbiota edáfica consta de efectos inmediatos del fuego, atribuidos a la acción directa sobre la microbiota del calentamiento del suelo (reflejada en la temperatura alcanzada por este y en su exposición), y efectos a corto, medio y largo plazo (efectos indirectos) atribuidos a los cambios inducidos por el fuego en el medio edáfico (factores bióticos y abióticos) que, a su vez, ejercen una influencia sobre los microorganismos (Certini, 2005). El contenido de humedad del suelo antes del incendio y la duración e intensidad del mismo son factores claves que van a condicionar los efectos directos del fuego y el grado de afección a lo largo del perfil. Sin embargo, a pesar de su interés, la información de que se dispone sobre el impacto del calentamiento del suelo en diferentes condiciones de humedad y temperatura sobre la microbiota edáfica es muy escasa. El objetivo de este estudio es conocer la influencia del calentamiento del suelo a diferentes temperaturas (100°C, 200°C, 400°C) y grados de humedad (0 %, 25 %, 50 %) sobre la actividad y biomasa microbianas.

Material y métodos

El estudio se realizó con un total de 108 muestras procedentes de tres suelos distintos (Regosol Alumiúmbrico, Regosol Úmbrico, Cambisol Húmico) localizados en distintos

puntos de Carnota (A Coruña), desarrollados sobre granodiorita y granito y bajo una vegetación de pinar y herbáceas y de prado. Los suelos tienen un pH ácido (4,4-5,9) y un elevado contenido en materia orgánica (11-17 %). Se muestrearon los 4 primeros cm del suelo, utilizándose la fracción <2mm que, una vez seca al aire (0 %) y rehumectada al 25 % y 50 % por volumen de suelo, se calentó con lámparas infrarrojas de 300 vatios de potencia, hasta que se alcanzaban 100°C 200°C ° y 400°C y luego se dejó enfriar hasta que alcanzó 40°C. Las quemas se llevaron a cabo en bandejas de aluminio de 4 cm de profundidad y el registro de la temperatura se llevó a cabo cada 5 minutos mediante termopares colocados a 1 y 3 cm de profundidad y se calcularon la temperatura máxima alcanzada (Tmax) y los grados hora (GH) mediante la fórmula de Cancelo-González et al. (2012): $GH = \Sigma (t_5 - t_{18}/12)$, donde, t_5 es la temperatura medida por el termopar cada 5 minutos y t_{18} es la temperatura ambiente a la que está la muestra antes de la quema (18°C). En la Tabla 1 se muestran los datos de estos parámetros (Cachaldora, 2013).

Tabla 1. Grados hora (GH) y temperatura máxima alcanzada (Tmax) durante el calentamiento del suelo a diferente temperatura (100°C, 200°C y 400°C), grado de humedad (0 %, 25 % y 50 %) y profundidad (a, 1 cm; b, 3 cm). Rango de valores y media±SE de las diferentes muestras de suelos.

Muestra	0% Humedad		25% Humedad		50% Humedad	
	GH	Tmax	GH	Tmax	GH	Tmax
100 a	44 - 125 (68±12)	132 - 210 (168±12)	35 - 87 (52±8)	93 - 164 (122±11)	61 - 86 (75±4)	98 - 122 (106±4)
100 b	16 - 47 (26±5)	60 - 72 (66±2)	23 - 43 (32±4)	71 - 89 (79±3)	48 - 71 (60±4)	90 - 97 (94±1)
200 a	104 - 168 (134±12)	238 - 269 (253±5)	66 - 167 (100±17)	169 - 223 (197±10)	80 - 184 (127±14)	167 - 205 (190±6)
200 b	37 - 64 (49±5)	79 - 82 (79±1)	34 - 72 (49±7)	80 - 94 (88±2)	51 - 117 (83±9)	88 - 99 (96±1)
400 a	156 - 403 (254±35)	367 - 407 (392±7)	237 - 646 (484±75)	379 - 398 (392±3)	282 - 630 (458±57)	390 - 398 (395±1)
400 b	63 - 159 (103±14)	108 - 153 (128±7)	71 - 281 (191±38)	94 - 216 (165±23)	102 - 332 (195±36)	97 - 200 (135±18)

Después de la quema los suelos fueron reinoculados con su correspondiente suelo no quemado, rehumectados e incubados a temperatura ambiente durante un mes. Los parámetros microbianos se analizaron en las muestras de suelo recogidas a dos profundidades diferentes, 0-2 cm y 2-4 cm utilizándose la técnica de incorporación celular de leucina marcada con tritio para estimar la actividad bacteriana (Bååth et al, 2001) y el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) para calcular la biomasa microbiana total (Frostegård et al., 1993).

Resultados y discusión

La Tabla 2 muestra los valores de actividad bacteriana (leucina incorporada) y de biomasa total (PLFA) obtenidos para las muestras de suelo inmediatamente después de la quema de laboratorio. Los valores de biomasa microbiana entran dentro del rango dado para suelos quemados (Díaz-Raviña et al., 2012; Lombao et al., 2013); los valores de actividad bacteriana son muy bajos si se comparan con valores de suelos quemados de la misma zona (Díaz-Raviña et al., 2012; 2013) pero similares a los obtenidos en condiciones de laboratorio tras el calentamiento del suelo a altas temperaturas (Díaz-Raviña et al., 1996; Bárcenas-Moreno y Bååth, 2009). Esto puede deberse tanto al secado al aire de las muestras como a la intensidad del calentamiento del suelo en las condiciones de laboratorio (16-646 GH), muy superior a lo que se produce normalmente en condiciones de campo. El análisis de varianza (ANOVA 3)

mostró un efecto significativo de la temperatura, humedad y profundidad sobre estos valores de actividad bacteriana que explicaron un 19%, 4% y 6%, respectivamente de la varianza. La biomasa microbiana también resultó afectada débilmente por estos factores; la humedad explicó un 9% de la variación de los datos y la interacción humedad temperatura un 8%. La temperatura y la profundidad tienden a disminuir los valores de los parámetros microbianos y en lo que respecta a la humedad los valores de actividad y biomasa siguen el siguiente gradiente: muestras rehumectadas al 25 % > muestras secas (0 %) > muestras rehumectadas al 50 %. En general no se observaron relaciones significativas entre los valores de actividad y biomasa microbiana y los parámetros de calentamiento del suelo. Este comportamiento se atribuye a la intensidad del calentamiento del suelo (rango muy alto de valores de Tmax y GH) que provocan la esterilización del suelo. Las correlaciones observadas para las muestras calentadas a 100°C entre los valores de actividad microbiana con los GH ($r = -0,609$, $p < 0,05$) y la Tmax ($r = -0,648$, $p < 0,05$) parecen confirmar este hecho. Los datos también indican que las medidas de actividad bacteriana presentan una mayor sensibilidad que las medidas de biomasa microbiana (PLFA) frente al calentamiento del suelo, lo que concuerda con estudios previos de otros autores (Bárceñas-Moreno y Bååth, 2009; Bárceñas-Moreno et al., 2011).

Tabla 2. Actividad y biomasa microbianas inmediatamente y un mes después del calentamiento del suelo a diferente temperatura (100°C, 200°C y 400°C, grado de humedad (0 %, 25 % y 50 %) y profundidad (a, 0-2 cm; b, 2-4 cm). Rango de valores y media±SE de las diferentes muestras suelos.

Propiedad	Muestra	Después de la quema			Después de la incubación		
		0% H ₂ O	25% H ₂ O	50% H ₂ O	0% H ₂ O	25% H ₂ O	50% H ₂ O
Leucina x 10 ⁻¹⁴ (mol Leu mi ⁻¹ h ⁻¹)	100 a	0 - 60 (28±9)	0 - 319 (119±54)	13 - 65 (34±9)	1996 - 6748 (4609±673)	2696 - 8213 (5376±859)	2489 - 10022 (6308±1171)
	100 b	22 - 157 (52±21)	24 - 1364 (1216±774)	0 - 412 (154±64)	2911 - 7094 (5454±656)	3529 - 32868 (15699±4777)	2777 - 12811 (6496±1843)
	200 a	0 - 28 (11±4)	1 - 242 (101±47)	0 - 87 (31±15)	1896 - 6742 (4266±694)	4638 - 14985 (8535±1493)	2596 - 15010 (8246±1958)
	200 b	0 - 44 (21±6)	17 - 1404 (463±209)	0 - 308 (79±47)	4980 - 23686 (11818±2633)	98 - 138900 (6361±1858)	1769 - 11461 (7499±1405)
	400 a	0 - 44 (10±7)	0 - 24 (11±4)	0 - 34 (8±5)	578 - 9856 (3960±1328)	468 - 25922 (6359±4026)	234 - 2623 (1427±319)
	400 b	0 - 29 (14±5)	0 - 21 (5±3)	0 - 93 (33±15)	2846 - 18378 (9405±2152)	2249 - 30438 (11869±5209)	389 - 13518 (8452±2137)
Biomasa total PLFA (nmol g ⁻¹)	100 a	122 - 388 (244±37)	296 - 527 (383±37)	108 - 205 (168±16)			
	100 b	198 - 475 (341±49)	330 - 452 (384±19)	112 - 210 (177±15)			
	200 a	73 - 152 (100±12)	172 - 770 (436±84)	40 - 183 (117±22)			
	200 b	228 - 351 (284±21)	367 - 829 (567±66)	147 - 222 (191±12)			
	400 a	9 - 104 (44±16)	2 - 197 (63±33)	2 - 101 (29±15)			
	400 b	235 - 296 (266±9)	144 - 469 (260±59)	65 - 197 (128±22)			

Los valores de actividad bacteriana de las muestras de suelo quemadas se incrementaban considerablemente después de un mes de incubación (Tabla 2), lo que se atribuye a la recuperación del suelo debido a la rápida proliferación de las bacterias que sobreviven a la quema a expensas del C lábil liberado tras el calentamiento del suelo y están favorecidas frente a otros grupos microbianos por las condiciones post-incendio (Díaz-Raviña et al., 1996; Bárceñas-Moreno y Bååth, 2009; Mataix-Solera et al., 2009; Bárceñas-Moreno et al., 2011). El análisis de varianza (ANOVA 3) mostró un efecto significativo de la temperatura, humedad y profundidad sobre estos valores de actividad bacteriana que explicaron un 5%, 1% y 7%,

respectivamente de la varianza. El efecto negativo inicial de la temperatura sobre los valores de actividad tendía a desaparecer, observándose incluso los mayores niveles de actividad en algunas de las muestras quemadas a las temperaturas más altas y correlaciones tanto con la temperatura máxima (200°C, $r = -0,660$, $p < 0,05$; 400°C, $r = -0,610$, $p < 0,05$) como con los grados hora (200°C, $r = -0,576$, $p < 0,05$; 400°C, $r = -0,701$, $p < 0,01$). Esto coincide con los estudios de Bárcenas-Moreno y Bååth (2009) quienes también observaron un incremento de la actividad bacteriana en muestras quemadas a 200°C, tras 21 días de incubación. Por tanto, los resultados ponen claramente de manifiesto que el tiempo transcurrido tras la quema condiciona notablemente la relación entre la actividad microbiana y los parámetros de calentamiento del suelo (Tmax, GH).

Agradecimientos. Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAPFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

Bibliografía

- Bååth E, Petterson M, Söderberg KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1571-1574.
- Bárcenas-Moreno G, Bååth E. 2009. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures to simulate a range of fire intensities. *Soil Biology and Biochemistry* 41:2517-2526.
- Bárcenas-Moreno G, García-Orenes F, Mataix-Solera J, Mataix-Beneyto J, Bååth, E. 2011. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils* 47: 261-272.
- Bárcenas-Moreno G, Díaz-Raviña M. 2013. Efectos del fuego sobre los microorganismos del suelo. Red Temática Nacional Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos (FUEGORED). *Ficha técnica FGR2013/07*.
- Cachaldora C. 2013. Cuantificación del color del suelo post-incendio: una nueva herramienta para estimar la intensidad de los incendios forestales. Proyecto Fin de Máster, Universidad de Santiago de Compostela.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1-10.
- Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Barros N, Díaz-Fierros F. 2012. Assessment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hour method. *Spanish Journal of Soil Science* 2:32-44.
- Díaz-Raviña M, Prieto A, Bååth E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 28:419-426.
- Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, Iglesias L, Díaz-Fierros F, Carballas T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire stabilisation in NW Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma* 191:31-39.
- Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, Iglesias L, Díaz-Fierros F, Carballas T. 2013. Mulching and seeding treatments for post-fire stabilisation in NW Spain: medium-term effects and effectiveness. *Flamma* 4(1):37-40.
- Frostegård Å, Tunlid A, Bååth E. 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology* 59:3605-3617.
- Lombao A, Barreiro A, Martín A, Carballas T, Díaz-Raviña M. 2013. Impacto de un incendio de alta intensidad y dos tratamientos de protección de suelo sobre la biomasa microbiana de un suelo de Laza (Ourense, NW Spain). *Flamma* 4(1):19-22.
- Mataix-Solera J, Guerrero C, García-Orenes F, Bárcenas G, Torres MP. 2009. Forest fire effects on soil microbiology. En: *Fire effects on soils and restoration strategies. Vol 5, Land reconstruction and management* (Cerdá A, Robichaud PR ed), Science Publishers, New Hampshire, p. 133-175.

Efecto de la adición de concha de mejillón a suelos ácidos sobre el crecimiento de las comunidades bacterianas

D. Fernández-Calviño¹, B. Garrido-Rodríguez², M. Arias-Estévez^{2*}, M. Díaz-Raviña³, E. Álvarez-Rodríguez⁴, M.J. Fernández-Sanjurjo⁴, A. Nuñez-Delgado⁴

¹Department of Plant and Environmental Sciences, Faculty of Science, University of Copenhagen, Denmark.

²Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo; *mastevez@uvigo.es

³Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Apartado 122. Avda. Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, Spain

⁴Dept. Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Lugo. Univ. Santiago de Compostela

Resumen

Se estudió el crecimiento de las comunidades microbianas de dos suelos ácidos, un suelo de viñedo y un suelo de mina, contaminados con Cu emendados con distintas concentraciones de concha de mejillón triturada (CMT) durante un periodo de 732 días. Para estimar el crecimiento bacteriano se empleó el método de determinación de la incorporación de Leucina (Leu) marcada con ³H en las proteínas de las bacterias extraídas previamente del suelo. La adición de CMT provoca un incremento del pH de los suelos estudiados, que es mayor cuanto mayor es la dosis aplicada. Es conocido que las bacterias del suelo presentan un mayor crecimiento en el suelo cuanto mayor es el pH de este. Sin embargo, en el presente trabajo se observó que a corto plazo no existe un incremento del crecimiento bacteriano en los suelos emendados con CMT, sino que incluso disminuye para algunas dosis de CMT. La recuperación del crecimiento bacteriano tras la adición de CMT fue muy lenta. Para el suelo de viñedo, con un pH inicial de 4,5, los primeros efectos positivos y significativos de la adición de CMT sobre el crecimiento bacteriano no se observaron hasta los 95 días tras su adición al suelo, mientras que para el suelo de mina, con un pH inicial de 3,8, no se observaron efectos positivos hasta que pasaron más de 424 días.

Introducción

Las actividades humanas generan importantes impactos sobre el suelo como son su contaminación por metales pesados o su acidificación. La viticultura en Galicia es desarrollada sobre suelos ácidos en los que se produce una importante acumulación de Cu debido a esta actividad (Fernández-Calviño et al., 2009). En escombreras de minas de Cu también se han detectado elevados niveles de Cu y elevada acidez (Álvarez et al., 2011). Tanto la acumulación de Cu como la acidez del suelo pueden afectar negativamente a los microorganismos del suelo, y dado que estos son responsables de la sostenibilidad del suelo a largo plazo (Nanipieri et al., 2003) pueden alterar de forma importante la calidad del suelo. Para valores de pH ácidos el efecto del Cu sobre los microorganismos del suelo puede incrementarse respecto a lo que ocurre a valores de pH más elevados debido a que su disponibilidad se incrementa a medida que disminuye el pH del suelo. Este hecho hace recomendable incrementar el pH del suelo para disminuir la disponibilidad del Cu en suelos contaminados con este metal. En trabajos previos se ha observado que la aplicación de concha de mejillón triturada (CMT) al suelo provoca un incremento del pH de este (Garrido-Rodríguez et al., 2013) y reduce la disponibilidad de Cu, Cd o Pb (Garrido-Rodríguez et al., 2013; Ramírez-Pérez, et al., 2013). Sin embargo, el potencial efecto positivo que estos hechos tienen sobre los microorganismos del suelo no ha sido comprobado.

El crecimiento bacteriano se ve reducido significativamente por bajos valores de pH del suelo (Rousk et al., 2009) y por elevadas concentraciones de Cu (Rajapaksha, 2004). Por tanto, la medida de su recuperación tras la adición al suelo de CMT se considera de utilidad para

conocer los efectos de su adición sobre los microorganismos del suelo. En el presente trabajo el crecimiento bacteriano fue determinado en muestras de suelo emendadas con CMT durante un periodo de 732 días para evaluar si el incremento de pH y reducción de la biodisponibilidad de Cu provocados por esta adición de CMT tiene efectos positivos sobre los microorganismos del suelo.

Material y métodos

Se utilizaron dos muestras de suelos ácidos contaminados por Cu y de pH ácido. Una de las muestras fue recogida en un suelo dedicado a viñedo en Sober (D.O. Ribeira Sacra) y la otra fue recogida en una escombrera de mina en el municipio de Touro. Una vez en el laboratorio, las muestras de suelo fueron secadas, tamizadas por 2mm y almacenadas en botes de polipropileno. La concha de mejillón triturada (CMT) procede de la empresa Abonomar, S.L. (Illa de Arousa). Las características generales de los dos suelos empleados y de la CMT pueden verse en la Tabla 1.

Tabla 1. Características generales de los suelos estudiados y de la CMT.

	Suelo de viñedo	Suelo de mina	CMT
Arena (%)	73	67	>99
Limo (%)	12	14	<1
Arcilla (%)	15	19	<1
pH H ₂ O	4,5	3,8	9,4
pH KCl	3,5	3,0	9,0
Carbono total (%)	2,6	0,3	12,4
CECe (cmol _c kg ⁻¹)	5,3	3,9	30,3
Cu total (mg kg ⁻¹)	361	651	9

Se utilizaron 0, 6, 12 y 24 gramos de CMT por kg de suelo para obtener, por triplicado, las mezclas. Posteriormente dichas mezclas fueron rehumectadas e incubadas a 22°C. Las medidas de crecimiento bacteriano fueron iniciadas 4 días después de la rehumectación, tiempo que se considera suficiente para la recuperación de la actividad bacteriana (Iovieno and Bååth, 2008). Posteriormente se realizaron medidas tras 8, 16, 32, 64, 95, 190, 232, 424 y 730 días de incubación.

El crecimiento bacteriano fue estimado utilizando el método de incorporación de leucina (Leu) marcada con ³H en las bacterias extraídas del suelo mediante el método de homogeneización-centrifugación descrito por Bååth (1992; 1994) y modificado por Bååth (2001).

Resultados y discusión

La adición de CMT produce incrementos del pH de los dos suelos, mayor cuanto mayor es la dosis aplicada (Tabla 2). En el suelo de viñedo el pH se incrementó desde 4,5 hasta 5,3 para la máxima dosis de CMT aplicada, mientras que en el suelo de mina lo hizo desde 3,5 hasta 4,4

Tabla 2. Valores de pH en agua de los suelos y mezclas de suelo y CMT

	pH		pH
Suelo de viñedo (V)	4,5	Suelo de mina (M)	3,8
V+6 g kg ⁻¹ CMT	4,7	M+6 g kg ⁻¹ CMT	4,0
V+12 g kg ⁻¹ CMT	5,0	M+12 g kg ⁻¹ CMT	4,2
V+24 g kg ⁻¹ CMT	5,4	M+24 g kg ⁻¹ CMT	4,5

Tras cuatro días de incubación el crecimiento bacteriano, estimado como incorporación de ³H Leu fue de 0,90±0,06 pmol Leu h⁻¹ g⁻¹ en el suelo de mina (M) y 1,61±0,25 pmol Leu h⁻¹ g⁻¹ en el suelo de viñedo (V), en ambos casos sin emendar con CMT. Posteriormente estos valores no varían mucho a lo largo del experimento, con una tendencia general a disminuir

con el paso del tiempo. Al final del experimento (730 días) el crecimiento bacteriano fue de $0,35 \pm 0,05$ y $1,11 \pm 0,06$ pmol Leu $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ en el suelo M y V, respectivamente. Estos valores son similares a los encontrados por Rousk et al. 2009 para suelos con pH entre 4 y 4,5 (entre 1 y 5 pmol Leu $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$).

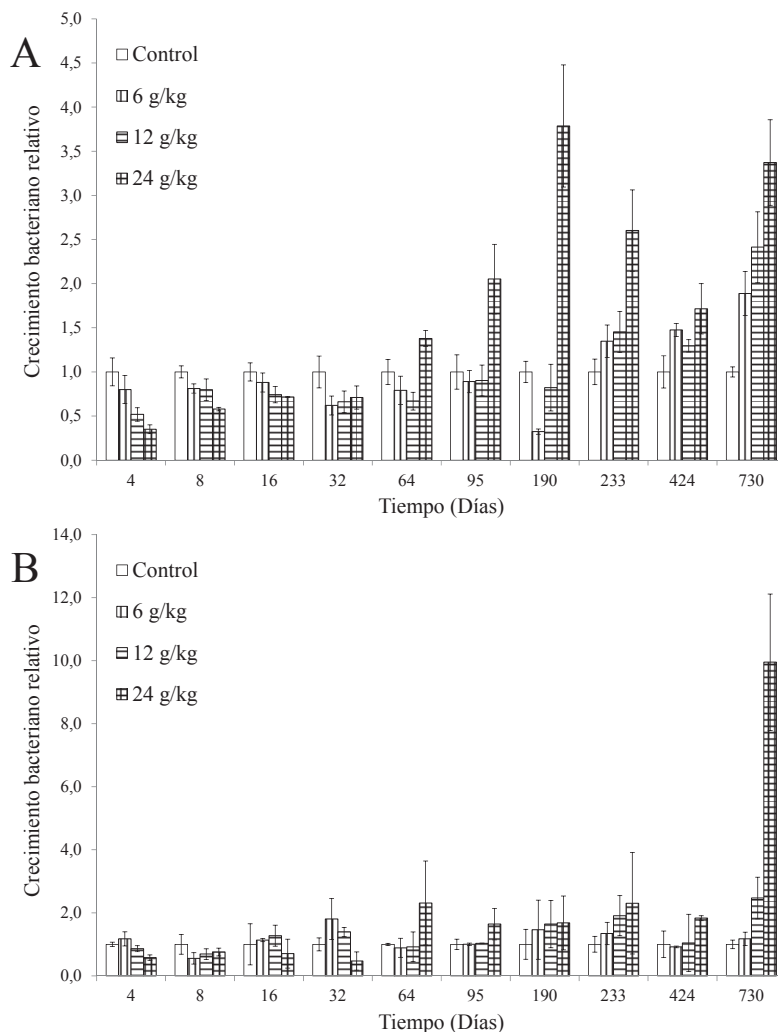


Figura 1: Crecimiento bacteriano relativo respecto al control de las muestras de los suelos de viñedo (A) y de mina (B) emendados con distintas dosis de concha de mejillón triturada.

Dado que la adición de CMT incrementa el pH del suelo, y que el crecimiento bacteriano es mayor cuanto mayor es el pH (Rousk et al., 2009), se espera un crecimiento bacteriano mayor al añadir CMT al suelo. Sin embargo, tras cuatro días de incubación se observa que cuanto mayor fue la dosis de CMT, menor es el crecimiento bacteriano, tanto en el suelo de mina como en el de viñedo (Figura 1). Esto puede deberse a la adaptación microbiana; así, aunque el incremento del pH del suelo disminuye la biodisponibilidad del cobre, el pH tiene un efecto directo sobre los microorganismos del suelo; es decir, cambios de pH provocan disminuciones del crecimiento bacteriano mientras la comunidad bacteriana no se adapte a las nuevas

condiciones de pH (Fernández-Calviño et al., 2010). De hecho para tiempos posteriores se observa que el crecimiento bacteriano se recupera poco a poco hasta alcanzar valores mayores en los suelos enmendados con CMT que en el suelo control (Figura 1). Esta recuperación fue más lenta en el suelo de mina que en el suelo de viñedo, lo que sugiere que la recuperación del crecimiento bacteriano es menos rápida cuanto menor es el pH de partida. Como conclusión podemos decir que los efectos positivos del incremento de pH y reducción de la disponibilidad de metales pesados ligados a la aplicación de concha de mejillón sobre la actividad bacteriana de suelos ácidos contaminados con cobre se producen a largo plazo, y vienen condicionados por el pH inicial del suelo.

Bibliografía

- Álvarez E, Fernández-Sanjurjo M, Otero XL, Macías, F 2011. Aluminum speciation in the bulk and rhizospheric soil solution of the species colonizing an abandoned copper mine in Galicia (NW Spain). *Journal of Soils and Sediments* 11:221-230.
- Bååth E. 1992. Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. *Soil Biology & Biochemistry* 24:1167-1172.
- Bååth E. 1994. Thymidine and leucine incorporation in soil bacteria with different cell-size. *Microbial Ecology* 27:267-278.
- Bååth E, Pettersson M, Söderberg KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology & Biochemistry* 33:1571-1574.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Munoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma*, 15:119-129.
- Fernández-Calviño D, Bååth E. 2010. Growth response of the bacterial community to pH in soils differing in pH. *FEMS Microbiology Ecology* 73:149-156.
- Garrido-Rodríguez B, Fernández-Calviño D, Nóvoa Muñoz JC, Arias-Estévez M, Díaz-Raviña M, Álvarez-Rodríguez E, Fernández-Sanjurjo MJ, Núñez-Delgado A. 2013. pH-dependent copper release in acid soils treated with crushed mussel shell. *International Journal of Environmental Science and Technology* 10:983-994.
- Iovieno P, Bååth E. 2008. Effect of drying and rewetting on bacterial growth rates in soil. *FEMS Microbiology Ecology* 65:400-407.
- Rajapaksha RMCP, Tobor-Kapton MA, Bååth E. 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Applied and Environmental Microbiology* 70:2966-2973.
- Ramírez-Pérez AM, Paradelo M, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estévez M, Fernández-Sanjurjo MJ, Álvarez-Rodríguez E, Núñez-Delgado A. 2013. Heavy metal retention in copper mine soil treated with mussel shells: Batch and column experiments. *Journal of Hazardous Materials* 248-249:122-130.
- Rousk J, Brookes PC, Bååth E. 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Applied and Environmental Microbiology* 75:1589-1596.

Animal slurry pre-treatment and soil application method: impact on soil microorganisms and enzymatic activities

I. Fraga¹, G. Marques¹, A.L. Pinto¹, J.P.Carneiro⁴, D. Soares⁴, S. Surgy², J. Coutinho³, D. Fangueiro^{2,2}

¹CITAB, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

²UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal ([*dfangueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfangueiro@isa.ulisboa.pt))

³Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

⁴Escola Superior Agrária de Castelo Branco, Instituto Politécnico de Castelo Branco, Portugal

Abstract

Soil injection is the recommend method for slurry application to soil but it might not be applied in some regions. Some alternatives are proposed here, surface application of slurry treated by solid-liquid separation or acidification, and their impact on soil microorganisms and enzymatic activities were evaluated in a field experiment after oat and maize crops.

Our results showed that after each crop, soil from the control treatment presented enzymatic activities significantly lower than the soils from the plots receiving slurry. At the final of this first rotation cycle, the application of pig slurry induced a slight decrease of the culturable bacterial populations. Nevertheless, if the untreated pig slurry is injected or only the liquid fraction applied, no negative effect on bacterial populations was observed. Concerning the fungal populations, the treatments did not show significant effect in their counts. Our results indicated that the pre-treatment of pig slurry by acidification do not induce significant changes in enzymatic activity neither in soil microbial populations when compared with the untreated slurry application to soil.

Introduction

Slurry application to soil is an efficient practice to increase soil quality but it has a strong environmental impact namely in terms of ammonia emissions. For this reason, soil injection is nowadays the recommended method for slurry application. However, it implies a strong investment in machinery and it might be difficult to practice in some soils. Therefore, some alternatives to slurry injections are needed. In the present work, we considered the surface application of liquid fraction obtained by solid-liquid separation or acidified slurry. Such alternatives are proposed mainly to minimize ammonia and greenhouse gases emissions. However, it is also important to consider the effect of new practices on the biological soil quality indicators, namely soil microbial and enzymatic activities.

The aim of the present work was to assess the impact of slurry pre-treatment and application method on total aerobic bacteria and fungi and four main enzymes activity over one year experiment.

Material and Methods

The experiment was carried out in field plots located at Castelo Branco. Eighteen plots (6m x 5m) were established in a Dystric Cambisol (IUSS, 2006). The main characteristics of the soils are: organic matter content - 15.3 g kg⁻¹; pH (H₂O) - 5,9; pH (KCl) - 4,4; extractable phosphorus and potassium (Egner-Riehm) - 311 mg P₂O₅ kg⁻¹ and 300 mg K₂O kg⁻¹; coarse sand (0,2 – 2 mm) - 381,1 g kg⁻¹; fine sand (0,02 - 0,2 mm) - 380,2 g kg⁻¹; silt (0,002 - 0,02 mm) - 152,1g kg⁻¹; clay (< 0,002 mm) - 86,7 g kg⁻¹. Two crops were grown over the experiment, oat and maize.

The slurry used was taken from a pig farm located near Castelo Branco. Slurry acidification was performed by addition of concentrated sulphuric acid (5ml to 1L slurry) to reach a final

pH of 5.5. Slurry separation was performed on farm with a decanter centrifuge. Slurry application rates were of 80 kg N ha⁻¹ in autumn (oat crop) and 170 kg N ha⁻¹ in spring (maize crop). Six treatments were considered here: non amended soil (control), slurry injection (Inj), untreated slurry application followed by incorporation (WS1), untreated slurry application without incorporation (WS2), acidified slurry application without incorporation (AWS), Liquid fraction application without incorporation (LF).

Soil samples were taken to a depth of 20 cm at two times during 2013: May (after oat crop) and September (after maize crop) and were kept at 4°C until analysis. Dehydrogenase, β -glucosidase, and acid and alkaline phosphomonoesterases activity in soils were determined by the methods described by Tabatabai (1994). For microbial counts, five grams of each soil sample were suspended in 45mL sterile distilled water containing 0,1% Tween 20, in a 50mL Falcon tube. After 10 min shaking at 120 rpm for 10 minutes, serial dilutions were prepared and 100 μ l aliquots were spread onto Tryptone Soy Agar (TSA) for total culturable bacterial counts and Rose-Bengal Chloramphenicol Agar (RBC) for total culturable fungal counts. After incubation at 25°C, for to 3-5 days, the colony forming units (CFU) were counted.

Results and Discussion

Concerning enzyme activities, the results obtained during the first year of the field experiment are presented in Fig 1.

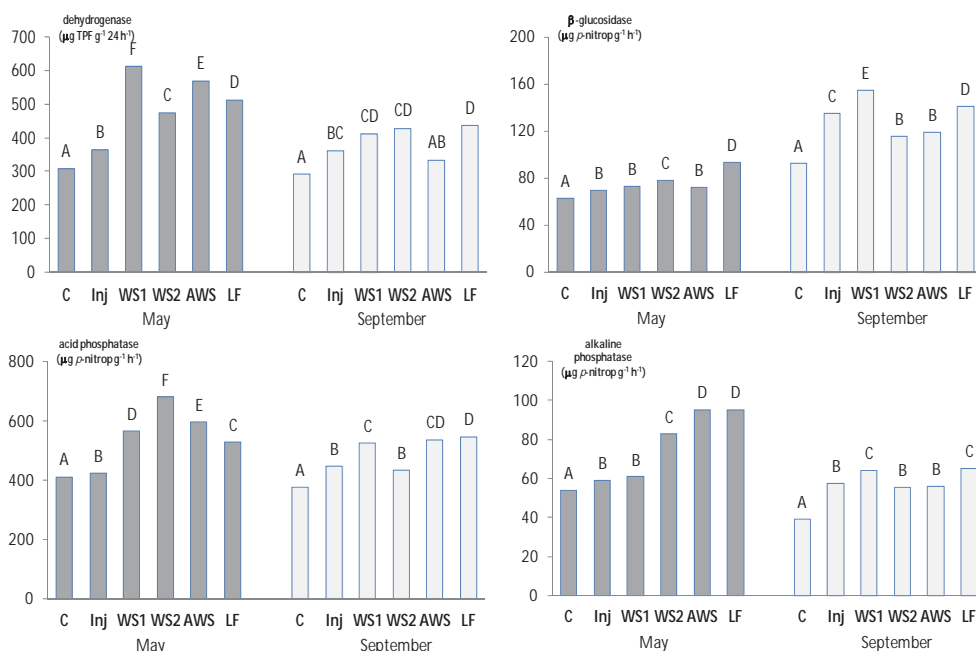


Figure 1 - Effect of the treatments under study on the activity of dehydrogenase, β -glucosidase, and acid and alkaline phosphatases on soil (values with similar letters at each date do not differ significantly for p < 0.05).

Between dates, the general pattern of activity differs among enzymes. Dehydrogenase, considered as an indicator of active microbial biomass (Makoi and Ndademi, 2008) and alkaline phosphatase decrease from May to September. Meanwhile, β -glucosidase, which hydrolysis products are an important energy source for microorganisms (Tabatai, 1994), increases its activity, probably due to the fact that maize residues are more abundant than oat

residues. Considering the different treatments, the effects on the activities were highly significant ($p < 0.001$) for all the enzymes and dates. For all the situations, soil from the control treatment presented enzymatic activities significantly lower than the soils from the plots receiving pig slurry, including acidified slurry. Among the latter, inconsistent results from enzyme assays suggest that different slurry application techniques may have variable effects on the different soil enzyme activities, although these observations need to be confirmed after several cycles of this crop rotation with pig slurry applications. Nevertheless, it may be pointed out that slurry acidification (AWS) does not appear to depress systematically these enzymatic activities in soils, when compared with similar treatment without acidification (WS2).

In regard to microbial counts, only results obtained at the end of the maize production, after two applications of the treatments, are presented in Figure 2.

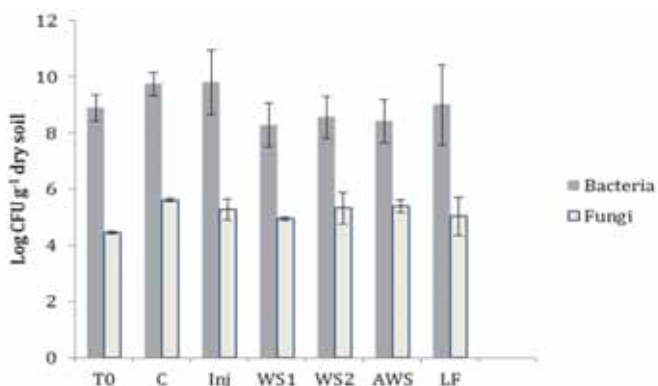


Figure 2 - Effect of the treatments under study on the culturable bacteria and fungal counts at the end of maize production (mean and standard error of 3 replicates). T0- counts before the installation of the experiment.

At the final of two crop rotation system the application of animal sludge induce a slight decrease of the culturable bacterial populations in the untreated slurry application, with (WS1) ou without (WS2) incorporation and in the acidified slurry (AWS). In the other treatments, such as the liquid fraction (LF) and in the injected slurry (Inj) this deleterious effect on bacterial populations was not observed probably due to the reduced amount of inhibitory compounds in the liquid fraction and in the deeper application of the sludge (Inj), not changing significantly the conditions of the top soil. Concerning the fungal populations, the various treatments had no significant effect in their counts. Therefore, the pre-treatment of the slurry by acidification seems do not induce significant changes in the microbial populations when compared with the untreated sludge soil application as also observed for enzymatic activities. However, the impact of these different application techniques on particular functional microorganisms deserves future attention.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/ 2010) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

References

- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Makoi, J.H.J.R. and Ndakidemi, P.A. 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African J Biotechnol*, 7: 181-191
- Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes. In R.W. Weaver et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis, part 2: Microbiological and Biochemical Properties* SSSA, Madison, Wisconsin, USA

Effect of cattle slurry amendment on soil enzymatic activity: impact of slurry treatment and application method

I. Fraga¹, S. Surgy², F.G. Monteiro³, J. Coutinho⁴, R. Bezerra¹, D. Figueiro^{2*}

¹CITAB, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

²UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal [*dfangueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfangueiro@isa.ulisboa.pt)

³DEF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

⁴Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

Acidified slurry application to soil surface is presented here as an alternative to slurry injection. The impact of this alternative on soil pH, electrical conductivity, organic matter and enzymatic activity was estimated after oat growth. Our results indicated that application of acidified slurry has no negative impact on soil enzymatic activity.

Introduction

Strategies to minimize the environmental impact of animal slurry application focus mainly on nitrogen, phosphorous and carbon losses to air and/or water. Nevertheless, poor importance is given to the impact of such strategies on soil quality and productivity.

Slurry injection is today the recommended method for slurry application to soil since it reduce strongly ammonia emissions compared to surface broadcast, the traditional method still in used in many countries as Portugal and Spain. However, slurry injection implies a strong investment in machinery and may not be applied in heavy soils or in permanent grassland. Furthermore, few is known about the residual effect of slurry injection on soil chemical characteristics.

Slurry acidification is now proposed in northern Europe as an alternative to slurry injection. Indeed, slurry acidification prevents ammonia emissions during both storage and soil application and consequently, acidified slurry can be applied on soil surface. But again, there is no information about the effect of acidified slurry application on soil quality.

Hence, the aim of the present work was to evaluate the effect of slurry treatment by acidification and/or of the soil application method on the soil enzymatic activity and some soil characteristics.

Material and Methods

The experiment was carried out in lizimeters located at the campus of ISA in Lisbon. Twenty-four plots (1m x 1m x 1m soil depth) were used in this experiment, half of them containing soil material from an Haplic Arenosol and the other half containing soil material from a Haplic Cambisol (IUSS, 2006). The Arenosol was collected in the Pegões area (near Lisbon) and the Cambisol in the center of Portugal (Castelo Branco). The former had a pH of 7.0 and its textural composition was 700 mg kg⁻¹ of coarse sand, 170 mg kg⁻¹ of fine sand, 97 mg kg⁻¹ of silt and 26 mg kg⁻¹ of clay. Cambisol had a pH of 6.1 and its textural composition was 271 mg kg⁻¹ of coarse sand, 558 mg kg⁻¹ of fine sand 72 mg kg⁻¹ of slit and 99 mg kg⁻¹ of clay. The slurry used was taken from a dairy farm located near Lisbon. Slurry acidification was performed by addition of concentrated sulphuric acid (5ml to 1L slurry) to reach a final pH of 5.5. Slurry application rates were of 90 kg N ha⁻¹ in autumn (oat growth).

Five treatments were considered here: non amended soil (control), slurry injection (Inj), untreated slurry without incorporation (WS), acidified slurry application followed by incorporation (AWS1), and acidified slurry application without incorporation (AWS2)

Oat was growth from October till March. Soil sampling was performed at the beginning of the experiment prior to slurry application and after oat harvest.

Soil samples were characterized using standard methods in terms of pH, electrical conductivity (EC) and organic matter. Dehydrogenase, β -glucosidase, and acid and alkaline phosphomonoesterases activity in soils were determined by the methods described by Tabatabai (1994).

Results and Discussion

As can be seen in Figure 1, the organic matter content increased in all treatments (including control) in the sandy soil with the higher increases observed in WS. In the loamy soil, organic matter content increase only in WS, AWS1 and AWS2 with the higher increase observed in AWS2 (14%). It is still to not that the Inj treatment in the Cambisol led to a non-significant increase of organic matter. A significant decrease of soil pH was observed in all treatments including the control in both Arenosol and Cambisol (Figure 2). Nevertheless, pH decrease was always more important in AWS1 and AWS2 relative to other treatments. It is also to refer that the pH decrease was more significant in the Cambisol (from ~ 6.1 to ~ 4.4) than in the Arenosol (~ 7.1 to ~ 6.0). An significant increase of EC was observed in Inj and WS treatments applied to the Arenosol while in the remainin treatments EC values remained constants. In the Cambisol, EC values remained constant in all treatments except the AWS2. In the arenosol, slurry application led to an increase of salts concentration in soils of Inj and WS. However, when applying AWS, most of the salts should have been lost by leaching, since acidification may induce a salt solubilisation (Fangueiro et al., 2009).

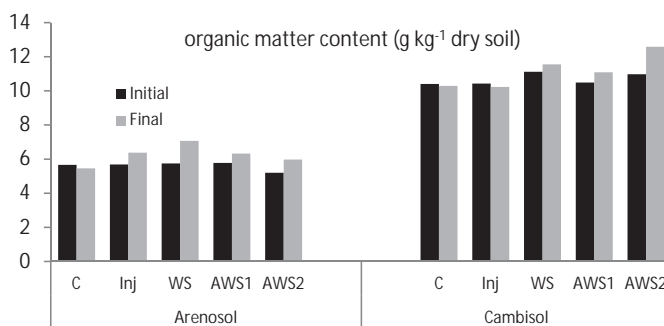


Figure 1- Evolution of the organic matter content in the two soils receiving the treatments considered - mean of 3 replicates

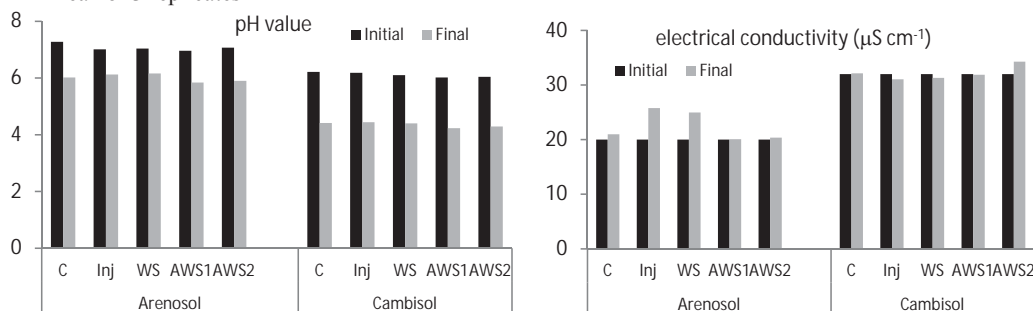


Figure 2 - Evolution of the pH and electrical conductivity values in the two soils receiving the treatments considered - mean of 3 replicates

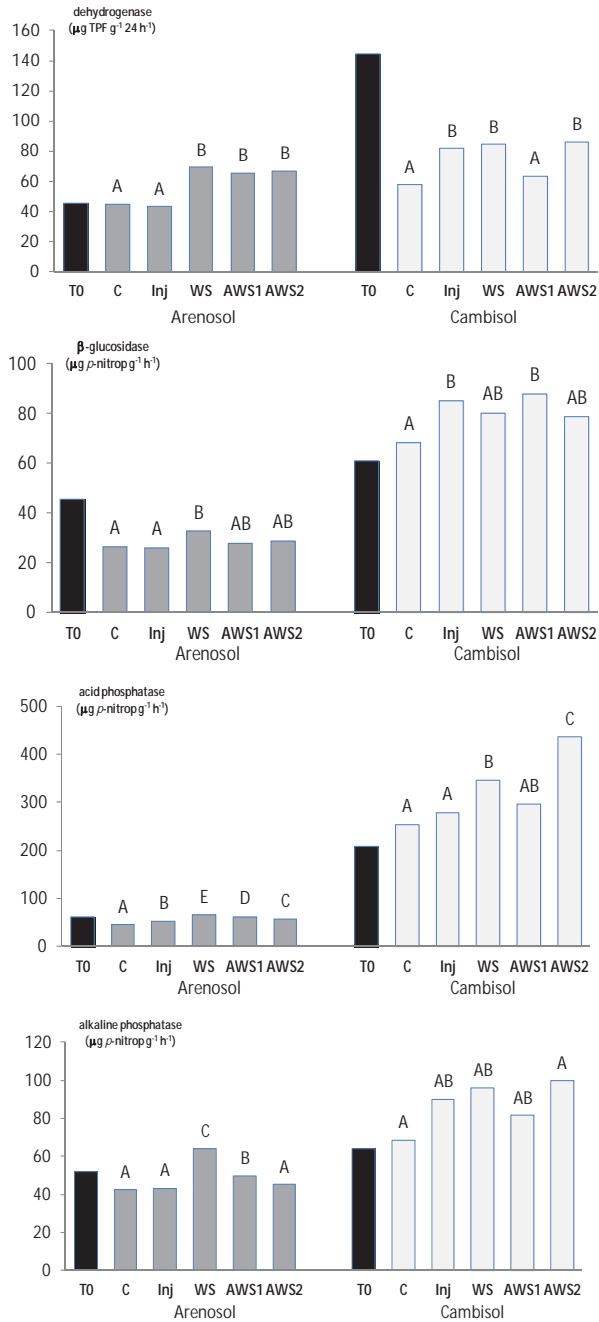


Figure 3 - Effect of the treatments under study on the activity of dehydrogenase, β-glucosidase, and acid and alkaline phosphatases on both soils (values with similar letters at each soil do not differ significantly for p<0.05).

Concerning enzyme activities, the results obtained during the first year of the field experiment are presented in Fig. 3. At the beginning of the experiment, the activity of all four enzymes was higher in the Cambisol than in the Arenosol, especially for dehydrogenase and acid phosphatase. Nevertheless, cultivation with oat presented different effects, depending on the nature of the soil type and enzyme. A notorious decrease in desidrogenase activity was notice in the Cambisol, while β -glucosidase presented a decrease much smaller in the Arenosol. For all the other combinations, cultivation presented a nil or positive effects, generally more relevant in the Cambisol.

Among treatments, slurry application has an effect less pronounced on soil enzyme activity in Arenosol when compared with the control, in particular for treatment Inj. Concerning treatments AWS1 and AWS2, acidification of the slurry does not seem to have major negative effects on soil enzyme activity, with the exception of alkaline phosphatase in the Arenosol. In this soil, much less buffered than the Cambisol, slurry acidification, lowering soil pH, presented a negative effect over the activity of this enzyme.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/2010) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

References

- Fangueiro D, Ribeiro H, Vasconcelos E, Coutinho J, Cabral F. 2009. Treatment by acidification followed by solid-liquid separation affects slurry and slurry fractions composition and their potential of N mineralization. *Bioresource Technology* 100 (20): 4914-4917.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes. In R.W. Weaver et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis*, part 2: Microbiological and Biochemical Properties SSSA, Madison, Wisconsin, USA

Quantificação da actividade de algumas enzimas em solo de cultura de arroz, e sua modulação em presença de As (III)

J.D. Nunes^{1,4*}, L. Mouquinho³, C. Alexandre¹, M. R. Martins²

¹ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Ap. 94, 7002-554 Évora, Portugal; *jdnunes@uevora.pt

²ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Departamento de Química, Universidade de Évora, Ap. 94, 7002-554 Évora, Portugal.

³Departamento de Química, Universidade de Évora, Évora, Portugal.

⁴Orivárzea-Orizicultores do Ribatejo, S.A., Lagoa das Donzelas, 2120-901 Salvaterra de Magos, Portugal

Resumo

O arroz absorve o As de forma mais eficiente do que outros cereais, em resultado das condições de anaerobiose em que é cultivado. Dada a importância que este cereal tem na alimentação humana, torna-se imperativo reduzir a acumulação de As neste alimento. Por outro lado a qualidade e a conservação dos solos tem vindo a ser uma prioridade, pelo que é extremamente importante fomentar uma gestão sustentável do recurso solo.

De modo a avaliar a qualidade de solos com culturas de arroz, procedeu-se à quantificação das actividades enzimáticas da fosfatase, arilsulfatase, β -glucosidase, desidrogenase e urease, em amostras de solo e estudou-se a sua modulação na presença de As (III).

Na caracterização bioquímica do solo, a quantidade de proteína para as diferentes parcelas de solo variou entre 0,38 e 0,42 mg/g. As actividades enzimáticas fosfatase, arilsulfatase, β -glucosidase, desidrogenase e urease foram de 8,0 - 21,5 $\mu\text{mol/h/g}$, 1,6 -3,7 $\mu\text{mol/h/g}$, 2,5 - 4,7 $\mu\text{mol/h/g}$, 21,2 - 65,5 $\mu\text{mol/h/g}$ e 3,9 e 36,0 $\mu\text{mol/h/g}$, respectivamente.

O estudo de modulação das actividades enzimáticas pelo As revelou que as actividades enzimáticas em estudo apresentam sensibilidade ao As(III) e que este apresentou toxicidades para todos os marcadores de qualidade do solo estudados, tendo-se obtido valores IC50 – concentração de As(III) correspondente a inibição de 50% de actividade – compreendidos entre os 126 e 1216 ppm.

Palavras-chave: Arsénio; qualidade do solo; Fosfatase, Arilsulfatase, Urease, β -Glucosidase; Desidrogenase; indicadores biológicos; IC50.

Introdução

A planta do arroz (*Oryza* spp.) absorve mais eficientemente o As do que outros cereais (Su *et al.*, 2010), devido às condições anaeróbias que ocorrem nos canteiros de cultivo. O arroz é o alimento básico para cerca de 50% da população do mundo, contribuindo com mais de 70% da energia e 50% de proteína fornecida por ingestão na sua alimentação diária (IRRI, 1993). Estudos alimentares na Europa e nos Estados Unidos mostram que o arroz é a fonte primária de As numa dieta sem alimentos de origem marinha (Robberecht *et al.*, 2002). Dada a importância que este cereal tem na agro-indústria e na economia rural europeia, tem-se assistido a uma pressão no sentido de reduzir a acumulação de As neste alimento.

As enzimas do solo, como fosfatase, arilsulfatase, β -glucosidase, desidrogenase e urease, são bons indicadores biológicos de fertilidade, uma vez que estão envolvidos em diversos ciclos microbiológicos e são proteínas com actividade catalítica de reacções biológicas específicas. Estas dependem de uma variedade de factores tais como pH, temperatura, presença (ou ausência) de inibidores, o clima, as técnicas de cultivo, tipo de cultura e propriedades edáficas (Pascual *et al.*, 1998).

A actividade enzimática do solo pode também ser utilizada como medida de actividade microbiana e produtividade (Pascual, *et al.*, 1998). As enzimas do solo são bons indicadores

biológicos de fertilidade do solo, uma vez que estão envolvidos em diversos ciclos microbiológicos e são proteínas com actividade catalítica de reacções biológicas específicas. Assim, neste estudo, procedeu-se à quantificação das actividades enzimáticas de fosfatase, arilsulfatase, β -glucosidade, desidrogenase e urease, com vista a avaliar o impacto da presença de arsénio e da cultura de arroz na qualidade do solo. Adicionalmente, avaliou-se a sensibilidade destes marcadores de monitorização do solo à presença de concentrações crescentes de As(III), com determinação dos valores de IC50 para cada um dos enzimas em estudo.

Material e métodos

Para este estudo foram colhidas amostras de solos de cultura de arroz de 4 agricultores, 2 do distrito de Lisboa e 2 do distrito Santarém, associados à Orivárzea-Orizicultores do Ribatejo, S.A.. Na tabela 1 apresentam-se as coordenadas e distribuição geográfica das parcelas de solo estudadas.

Tabela 1 - Localização das parcelas de estudo

Parcela/Solo	Coordenadas	Distrito
A	38,86639, -8,84506	Santarém
B	38,88482, -8,78637	Santarém
C	38,89831, -8,97902	Lisboa
D	38,94971, -8,95583	Lisboa

As amostras de solo foram colhidas à superfície do solo até aos 20 cm de profundidade, em pelo menos 12 pontos diferentes do terreno de cada agricultor, escolhidos aleatoriamente, com os quais foi preparada uma amostra composta, representativa do local em análise. A caracterização “*standard*” do solo foi realizada no Laboratório de Química Agrícola no Campus da Mitra, Universidade de Évora, Évora, Portugal, de acordo com as normas em vigor. Na tabela 2 apresenta-se um resumo dos principais parâmetros analisados nas parcelas de solo em estudo.

Tabela 2 - Dados dos solos utilizados nos testes de actividade enzimática

Parcela	pH (H ₂ O)	N	C.E.	Ca	Mg	Na	K	CTC	P	K
		g kg ⁻¹	mOhms ⁻¹	Bases de troca / cmol _c kg ⁻¹			cmol _c kg ⁻¹	Extract. / mg kg ⁻¹		
A	5.98	2.0	0.544	13.44	8.54	2.00	0.86	24.56	44.85	312.0
B	6.10	1.4	0.572	11.25	7.29	2.72	0.45	19.32	30.08	166.0
C	7.69	1.6	0.787	18.75	7.71	5.87	1.18	19.92	107.12	480.0
D	7.50	2.8	0.642	21.25	4.9	1.89	0.64	20.04	120.84	312.0

A determinação do teor proteico nas amostras de solo foi efectuada pelo método de Bradford, utilizando o Azul Coomassie G, o qual forma um complexo azul de intensidade proporcional à concentração de proteína presente (Bradford, 1976). A quantificação das actividades enzimáticas foi efectuada pelos seguintes métodos:

- fosfatase - método de Tabatabai e Bremner modificado - baseado na hidrólise do *p*-nitrofenilfosfato (*p*-NPP), com libertação de *p*-nitrofenol (*p*-NP) (Weaver *et al.*, 1994);
- arilsulfatase - método de Tabatabai e Klose - baseado na conversão do *p*-nitrofenilsulfato (*p*-NPS) em *p*-NP (Elgaard. *et al.*, 2003);
- β -glucosidase - método de Eivazi e Tabatabai modificado – no qual o *p*-nitrofenil- β -D-glucopiranosido (*p*-NPG) é hidrolisado, com formação de *p*-NP (Turner *et al.*, 2002).

- desidrogenase - método de Von Mersi e Schinner - utilizando o cloreto de 2-p-iodofenil-3-pnitrofenil-5-feniltetrazolio (INT), como substrato, o qual na presença de desidrogenases forma o sal tetrazólico, iodonitrotetrazólio-formação (INTF) (Martins *et al.*, 2010);
- urease - método de Berthelot - que se baseia na reação do salicilato de sódio com NH₃ na presença de ácido dicloroisocianúrico, a qual forma um complexo esverdeado (Martins *et al.*, 2010)

O efeito do arsénio foi estudado no solo D, uma vez que o arroz colhido nesta área, foi aquele que apresentava menor quantidade de As. Neste ensaio foram adicionados quantidades crescentes de solução As₂O₃ 1000 mg/L de modo a determinar a concentração de As (III) que causa inibição de 50% de atividade enzimática (IC50).

A avaliação dos valores de actividade enzimática dos diferentes solos foi efectuada por análise de variância (ANOVA - *one way*) e a comparação múltipla de médias foi efectuada pelo teste de Tukey ($P < 0,05$), utilizando o software estatístico “Statistical Package for Social Sciences” (SPSS) para o Windows versão 21, IBM.

Resultados e discussão

A actividade enzimática de fosfatases foi mais elevada nos solos A e B, o que poderá estar relacionado com o menor teor em fósforo presente nestes solos, bem como com o pH mais ácido. Os resultados obtidos parecem estar de acordo com os resultados tabelados (Burns e Dick, 2002), uma vez que a actividade da enzima fosfatase aumenta quando a quantidade de fósforo é baixa ou quando a planta não consegue utilizar o fósforo inorgânico disponível (Tran *et al.*, 2010).

Os valores de actividade enzimática arilsulfatase diferiram significativamente entre as quatro amostras de solo estudada, tendo sido máximo para a parcela D, com um valor de 3,65 µmol/h/g. Segundo a bibliografia, estes valores encontram-se de acordo com os valores tabelados o que confere aos solos quantidade de enxofre suficiente para o seu metabolismo (Burns e Dick, 2002).

A actividade enzimática β-glucosidase apresentou valores entre 2.6 e 4.7 µmol/h/g, tendo sido máxima e significativamente diferente para a parcela de solo B. Este facto poderá estar relacionado com os níveis de carbono orgânico presente neste solo, uma vez que esta enzima está envolvido no ciclo do carbono e degradação de compostos glucídicos presentes no solo.

A actividade desidrogenase, enzima presente apenas em células vivas, foi de 21,1 - 65,5 µmol/h/g, tendo sido significativamente superior parcelas de solo C e D. Este facto poderá ser indicativo da existência de uma elevada actividade microbiana, uma vez que esta é uma enzima intracelular relacionada com os processos de fosforilação oxidativa (Burns e Dick, 2002).

Os valores da actividade enzimática urease foram de 3,9 - 36,0 µmol/h/g, tendo sido mínima no solo B. Todas as outras parcelas apresentaram valores de actividade enzimática superior a 15 µmol/h/g. Este facto poderá estar relacionado com os teores de N mais elevados nos solos A, C e D (Burns e Dick, 2002, Martins *et al.*, 2010).

No estudo de modelação pelo As (III) observou-se todos os enzimas testados foram sensíveis à presença deste composto no solo, tendo-se obtido uma curva dose resposta, em que a atividade foi diminuindo à medida que aumentou a quantidade de As(III). Os valores de As (III) correspondentes a uma inibição de 50% da atividade enzimática (IC 50) oscilaram entre 138 e 1216 ppm para os diferentes enzimas estudados no solo D. A actividade enzimática de fosfatases foi a que se mostrou mais sensível à presença de As(III), com um valor de IC 50 de 138 ppm. Contrariamente, a atividade de desidrogenases, foi a que se mostrou mais resistente à presença de As (III), com um valor de IC 50 de 1216 ppm para este solo, o que poderá ser devido à adaptação dos microrganismos presentes no solo D a este xenobiótico. A elevada

sensibilidade para o As (III) das atividades enzimáticas de fosfatases e ureases poderá estar relacionada, respetivamente, com uma diminuição das concentrações de P e de N disponíveis para as plantas, na presença de elevados teores de As (II) e, assim, poder também ter implicações ao nível da produtividade do arroz.

Bibliografia

- Bradford M M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry* 72, 248-254.
- Burns RG, Dick Richard P. 2002. *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology, and Applications*, CRC Press.
- Elgaard L, Andersen GH, Eriksen J. 2002. Measurement of arylsulphatase activity in agricultural soils using a simplified assay. *Soil Biology and Biochemistry* 34:79-82.
- International Rice Research Institute (IRRI), 1993. *Rice in Human Nutrition*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Martins MR, Santos F, Candeias P, Cruz-Morais J. 2010. Efeito da temperatura, pH e vestígios de Hg²⁺ e Pb²⁺ na actividade de desidrogenases e urease num solo da região de Évora. *Rev. de Ciências Agrárias* 33(1): 314-322. ISSN 0871-018X
- Pascual JA, Hernandez T, Garcia C, Ayuso M. 1998. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: laboratory experimente. *Bioresource Technology* 64:131-138.
- Robberecht H, Van Cauwenbergh R, Bosscher D, Cornelis R, Deelstra H. 2002. Daily dietary total arsenic intake in Belgium using duplicate portion sampling and elemental content of various foodstuffs. *European Food Research and Technology* 214:27-32.
- Su YH, McGrath SP, Zhao FJ. 2010. Rice is more efficient in arsenite uptake and translocation than wheat and barley. *Plant Soil* 328:27-34.
- Tran HT, Hurley BA, Plaxton WC. 2010. Feeding hungry plants: The role of purple acid phosphatases in phosphate nutrition, *Plant Science* 179:14-27.
- Turner BL, Hopkins DW, Haygarth PM, Ostle N. 2002. β-Glucosidase activity in pasture soils. *Applied Soil Ecology* 20:157-162.
- Weaver RW, Mickelson SH. 1994. *Methods of soil analysis. Part 2 - Microbial and Biochemical properties*. Soil Science Society of America, Wisconsin, USA.
- Williams PN, Villada A, Raab A, Figuerola J, Green AJ, Feldmann J, Meharg AA. 2007. Greatly enhanced arsenic shoot assimilation in rice leads to elevated grain levels compared to wheat and barley. *Environ. Sci. Technol.* 41:6854-6859.

Agradecimentos

Este trabalho é financiado por Fundos FEDER através do Programa Operacional Factores de Competitividade – COMPETE e por Fundos Nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito do Projecto Estratégico PESt-OE/AGR/UI0115/2014. Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto “Produção de arroz com baixo teor de arsénio utilizando tecnologias de Agricultura de Precisão” financiado pelo programa PRODER.

SESIÓN 3:
USO Y MANEJO DEL SUELO

Teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations productivity related to soil fertility in Panama

J. Fernández-Moya^{1,2*}, A. Alvarado², J.M. Verjans³, A. San Miguel-Ayanz¹, M. Marchamalo-Sacristán⁴

¹ Departamento de Silvopascicultura, ETSI Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España
*jesusfmoya@gmail.com

² Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica

³ SGS - Panama Control Services Inc., Panamá

⁴ Departamento de Ingeniería y Morfología del Terreno, ESTI Caminos, canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid, España

Summary

Teak (*Tectona grandis* L.f.) has become a very important species in the context of productive planted forests. However, forest managers require a tool to interpret soil analyses in order to evaluate the nutritional status of their plantations and predict site productivity prior to the establishment of new plantations. Nutrient soil availability was analyzed in 89 stands, in which growth was regarded as good, medium or poor, to study the relationship between nutrition and tree growth in teak plantations in Panama. An analysis was carried out to determine the relationships of Site Index (SI), Mean Annual Increment in Diameter at Breast Height (DBH MAI) and Height (H MAI) with soil attributes of the stands. Soil Na saturation and K saturation are determinant for teak productivity (site index), while soil pH, K, Ca, Fe, B, acidity, acidity saturation and Na saturation are related to DBH MAI and H MAI. The present case study provides preliminary critical values for soil nutrients in teak plantations, but also highlights the necessity to undertake research on a broader scale to capture the variability in soils and climates in the region as well as to include more variables (especially soil physics and climate), which could not be taken into consideration in the present study.

Introduction

Teak (*Tectona grandis* L.f.) is an important species in the quality tropical hardwood sector worldwide, with a total planted area of $4.3 \cdot 10^6$ ha, of which 132,780 ha are in Central America (3%) and 55,000 in Panama, making it the ninth country in terms of area of planted teak forest (Kollert and Cherubini 2012). Given the socio-economic importance of the species, relatively little attention has been paid to nutrition and soil management in teak plantations (Kumar 2011), although some studies concerned with plant-soil relationships have been undertaken (for a revision see Kumar 2011; Alvarado 2012).

The use of environmental information to predict potential site productivity is a common practice in forestry, and many different techniques have been used for this purpose. Several authors have proposed models to estimate site index for teak, taking into account climate and soil parameters, although various deficiencies can be identified in their methodology (for a revision see Alvarado 2012). This lack of a good prediction model is seen as a research priority by teak forest managers in the region as site evaluation and selection as been pointed out as a main practice in order to achieve high productivity (Segura et al. 2013).

In addition, critical levels (p.ej. Richards and Bevege 1972; Alvarado y Raigosa 2012) are commonly used as a conceptual framework in plant nutrition (originally for foliar analysis but also extrapolated to soil properties), although there is no specific critical levels for teak plantations except for a 3% acidity saturation reported by Alvarado and Fallas (2004).

The present study stems from the need of forest managers for a tool to help them accurately interpret soil and foliar laboratory analyses. Hence, foliar nutrient concentration and soil

availability were analyzed in a number of stands in which growth was categorized as good, medium or poor, in order to study the relationship between nutrition and tree growth in teak plantations in Panama. More details about this research can be found in Fernández-Moya *et al.* (in press).

Material and methods

The study area was located at the Ecoforest teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations in the Panama Canal Watershed. The climate of the region is characterized by mean annual rainfall of 2,500–3,100 mm with 4 dry months. The soils of the study area are generally clayey and acidic red soils of low fertility (Ultisols) associated with low fertility Inceptisols and Entisols. Table 1 summarizes the soil information of the study sites

The sampling design established comprised a total of 89 permanent plots selected by the company managers, taking into account their apparent rate of growth: 29 considered good, 30 medium and 30 poor. These plots belonged to a network of permanent plots established by the company for monitoring plantation growth; hence, the following growth information was available: diameter at breast height (“DBH”), height (“H”) and age. Site index (“SI”) was calculated as a measure of relative growth using a modified version of the original models proposed by Bermejo *et al.* (2004). The modification consists of extending the original classification (three classes SI19, SI21 and SI23, related to tree height at a base age of 10 years) to five classes: SI<18 (considered very poor growth), SI19 (considered poor growth), SI21 (considered medium growth), SI23 (considered high growth) and SI>24 (considered very high growth).

Five soil micro-pits (0–40 cm) were dug at each sampling site (one at the center and one at each corner of the plot) and two soil samples were collected from each: topsoil (0–20 cm) and subsoil (20–40 cm). The five topsoil and subsoil samples were then composited to obtain one topsoil and one subsoil sample per plot. These soil samples were analyzed at “Agrotec Laboratorios Analíticos” (Costa Rica) for NO₃, NH₄, available nutrients (P, K, Ca, Mg, SO₄, Na, Fe, Mn, B, Cu, Zn), acidity, Effective Cation Exchange Capacity (ECEC), pH, K Saturation (K Sat), Ca Saturation (Ca Sat), Mg Saturation (Mg Sat), Na Saturation (Na Sat), acidity Saturation (A Sat), Organic Matter (OM), using pH in CaCl₂, the Kjeldahl method for N and Mehlich 3 methodology for the other available nutrients. Soil properties estimated at two depths were averaged to estimate soil properties for the total depth (0 – 40 cm). Soil sampling were carried out in August 2007, during the first stage of the rainy period, at a moment of maximum photosynthetic activity.

Site index was considered a multinomial variable with five levels. Hence, a multinomial regression approach was used (Fox and Weisberg 2011) to analyze, one-by-one, the relationships between SI and each of the 44 explanatory variables (foliar nutrient concentrations and soil properties). In addition, two tree regression models were adjusted to analyze the relationships between 1) SI and all 15 foliar nutrient concentrations, and 2) SI and all 29 soil properties. All the statistical analyses were done using R (R Development Core Team 2011). All statistical tests are considered significant throughout the text at $\alpha=0.1$, except where the contrary is stated.

Results and discussion

Site index displays significant relationships with NO₃ (p-value = 0.011), K (p-value < 0.001), Ca (p-value = 0.002), Mg (p-value = 0.004), SO₄ (p-value < 0.001), Fe (p-value < 0.001), B (p-value < 0.001), acidity (p-value = 0.001), ECEC (p-value = 0.003), pH (p-value = 0.002), K Sat (p-value = 0.008), Ca Sat (p-value = 0.001), Mg Sat (p-value = 0.002), Na Sat (p-value < 0.001), A Sat (p-value < 0.001).

Table 1. Soil properties (0–40 cm) at the study sites in *Tectona grandis* plantations in Panama (n=89)

Soil property	Mean	CV (%)	Min	Max	Soil property	Mean	CV (%)	Min	Max
Ca (cmol(+) L ⁻¹)	10.52	63	1.26	30.80	OM (%)	2.32	39	0.59	4.17
Mg (cmol(+) L ⁻¹)	7.71	60	1.01	18.74	pH	4.44	11	3.60	5.77
K (cmol(+) L ⁻¹)	0.66	65	0.12	2.24	NO ₃ (mg kg ⁻¹)	0.23	90	0.00	1.55
Na (cmol(+) L ⁻¹)	0.19	32	0.10	0.46	NH ₄ (mg kg ⁻¹)	0.13	86	0.00	0.58
Acidity (cmol(+) L ⁻¹)	1.02	59	0.12	2.59	P (mg kg ⁻¹)	14.23	24	8.72	26.68
ECEC (cmol(+) L ⁻¹)	20.09	52	4.06	47.60	SO ₄ (mg kg ⁻¹)	34.26	64	15.70	162.79
K Sat (%)	3.33	36	1.33	7.08	Fe (mg kg ⁻¹)	138.73	32	64.99	259.20
Ca Sat (%)	50.78	23	24.04	75.67	Mn (mg kg ⁻¹)	120.26	91	12.47	583.25
Mg Sat (%)	37.43	27	18.64	65.85	B (mg kg ⁻¹)	1.40	28	0.70	2.25
Na Sat (%)	1.15	49	0.38	3.83	Cu (mg kg ⁻¹)	3.73	45	0.29	9.08
A Sat (%)	7.31	96	0.46	40.89	Zn (mg kg ⁻¹)	3.97	156	0.74	49.95

However, the regression tree technique identified Na Sat as having the greatest influence on Site Index, followed by K Sat, with a cross-validation value of CV=0.629 (Figure 1). Hence, soil Na Sat and K Sat can be used to predict SI classes. Sites with soil Na Sat above 1.1 are probably classified as SI<18, while sites with soil Na Sat lower than 1.1 and K Sat higher than 3.09 would be classified as SI>24 (Figure 1).

Soil Na Sat seems to be the most important limiting factor affecting teak growth among all those analyzed. Na toxicity is usually found in saline areas but to our knowledge, no other cases of Na toxicity have been reported in teak plantations.

Soil K Sat, however, also have a strong influence on tree growth (Figure 1), reflecting the expected tendency, as K has been pointed out as one of the main nutrients which may be limiting teak productivity in Central America (Fernández-Moya *et al.* 2013). Fernández-Moya *et al.* (2014) also highlight the high K accumulation in the aboveground biomass of planted teak forests in contrast to the generally low soil K availability in the region. In addition, as soils where teak is usually planted generally contain high levels of Ca and Mg (Table 1), the equilibrium between the base cations is vital to teak growth, as evidenced by the importance of K Saturation rather than absolute value.

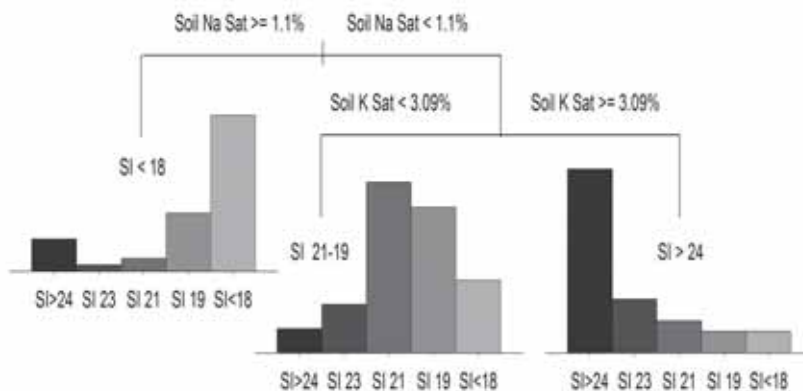


Figure 1. Regression tree between Site Index and soil attributes at the sampled sites in teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations in Panama (n=89).

References

Alvarado A. 2012. Nutrición y fertilización de *Tectona grandis* Linn. f. En: *Nutrición y fertilización forestal en regiones tropicales* (Alvarado A, Raigosa J eds.). Asociación Costarricense de las Ciencias del Suelo, San José, Costa Rica, p. 313-340.

- Alvarado A, Fallas JL. 2004. La saturación de acidez y el encalado sobre el crecimiento de la teca (*Tectona grandis* L.f.) en suelos ácidos de Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 28(1): 81-87.
- Alvarado A, Raigosa J (eds). 2012. *Nutrición y fertilización forestal en regiones tropicales*. Asociación Costarricense de las Ciencias del Suelo, San José, Costa Rica
- Bermejo I, Cañellas I, San Miguel A. 2004. Growth and yield models for teak plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 189: 97-110.
- Fernández-Moya J, Murillo R, Portuguez E, Fallas JL, Ríos V, Kottman F, Verjans JM, Mata R, Alvarado A. 2013. Nutrient concentrations age dynamics of teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations in Central America. *Forest Systems* 22(1): 123-133.
- Fernández-Moya J, Murillo R, Portuguez E, Fallas JL, Ríos V, Kottman F, Verjans JM, Mata R, Alvarado A. 2014. Nutrient accumulation and export in teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations of Central America. Aceptado en *iForest*
- Fernández-Moya J, Alvarado A, Verjans JM, San Miguel-Ayánz A, Marchamalo-Sacristán M. Relationships between nutrient soil availability, foliar concentration and tree growth in teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations. En revision.
- Fox J, Weisberg S. 2011. *An R companion to applied regression*. SAGE, California, USA
- Kollert W, Cherubini L. 2012. *Teak resources and market assessment 2010*. FAO Planted Forests and Trees Working Paper FP/47/E, Rome.
- Kumar BM. 2011. Soil management in teak plantations. En: *Proceedings of the International Training Programme "Innovations in the Management of Planted Teak Forests"* (Jayaraman K, Bhat KV eds.). TEAKNET/Kerala Forest Research Institute, Peechi, India, p 24-30.
- R Development Core Team (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria [<http://www.r-project.org>].
- Richards BN, Bevege DI. 1972. Principles and practice of foliar analysis as a basis for crop-logging in pine plantations: 1. Basic considerations. *Plant and Soil* 36: 109-119.
- Segura JM, Alvarado A, Vaidés EE. 2013. Clasificación de tierras aptas para el establecimiento de plantaciones forestales de teca (*Tectona grandis* L f.) en Petén, Guatemala. *VIII Congreso Forestal Centroamericano. San Pedro Sula, Honduras*

Predicción de parámetros edáficos de fertilidad en suelos de olivar mediante espectroscopía infrarroja

F. Comino¹, V. Aranda², A. Domínguez-Vidal¹, M.J. Ayora-Cañada¹, J. Calero²

¹Departamento de Química Física y Analítica, Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, 23071 Jaén, España; fcr00011@red.ujaen.es; adovidal@ujaen.es; mjayora@ujaen.es

²Departamento de Geología, Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, 23071 Jaén, España; varanda@ujaen.es; jcalero@ujaen.es

Resumen

El objetivo del presente estudio, es construir modelos predictivos para la cuantificación de los principales parámetros químicos del medio edáfico relacionados con la fertilidad, utilizando para ello los espectros infrarrojos de muestras de suelo, medidos en la franja de infrarrojo medio (mid-IR) e infrarrojo cercano (NIR). El estudio consta de cuarenta y tres muestras de suelo procedentes de Sierra Mágina (Jaén), clasificadas por sustrato geológico (coluvios calizos y margas) y tipo de manejo (olivar convencional, olivar orgánico y bosque natural).

Los espectros infrarrojos se sometieron, tras un preprocesado adecuado, a una calibración utilizando Partial Least Square Regression (PLSR), método que nos proporciona el modelo predictivo para los parámetros analíticos de interés. Los resultados obtenidos fueron excelentes para la predicción del contenido en carbono orgánico, muy buenos para la predicción del contenido en nitrógeno, y más débiles para la predicción de potasio y fósforo.

La predicción de parámetros edáficos utilizando espectroscopía infrarroja es una excelente técnica, que permitiría reducir tiempos y costes analíticos, obteniendo un resultado muy fiable y rápido, imprescindible en una agricultura de precisión.

Introducción

Durante las últimas décadas se ha intentando aumentar al máximo la productividad de los cultivos en todo el mundo, para lo cuál es indispensable conocer todos los factores que afectan a la producción. Entre ellos el conocimiento del medio edáfico y su composición se hace esencial, dado que es del suelo a partir del cual los cultivos toman la amplia mayoría de sus nutrientes, tales como N, P y K. También resulta importante conocer el contenido en materia orgánica presente, muy relacionada con la fertilidad física, química y biológica del suelo.

Es posible evaluar eficientemente el contenido en nutrientes y la fertilidad de un suelo usando espectroscopía infrarroja. Se ha demostrado ampliamente la utilidad del NIR y el mid-IR en este campo, siendo una técnica rápida y barata, además de objetiva, en la evaluación de los componentes y nutrientes del suelo, tales como C, N, P y K (Bellon-Maurel et al., 2010), que juegan un papel muy importante en la fertilidad química del suelo y el mantenimiento y desarrollo adecuado de los cultivos.

Numerosos trabajos han descrito un excelente desarrollo de predicciones de carbono orgánico y nitrógeno total en el suelo (Stevens et al., 2008). Esto es debido a que estos parámetros son los más sensibles y los que mejor responden a la espectroscopía infrarroja (Du and Zhou, 2009). En la mayoría de los casos las predicciones de los contenidos de P asimilable y K disponible son satisfactorias (Zornoza et al., 2008) aunque en ningún caso tan robustas como para C y N.

Nuestro estudio propone crear modelos predictivos para C, N, P y K del suelo, a partir de los espectros obtenidos tanto en el infrarrojo medio como en el infrarrojo cercano de muestras tomadas en suelos típicos del área mediterránea sometido a diferente manejo (convencional, orgánico y natural) y sobre material parental contrastado (coluvios calizos y margas).

Material y métodos

El muestreo se llevó a cabo en el Valle del Atanor, que está situado dentro del Parque Natural de Sierra Mágina (Jaén), con un clima Mediterráneo semiárido, con veranos muy secos y calurosos. Para la realización del muestreo se consideró el sustrato geológico presente (margas o material coluvial-calizo), así como el manejo (olivar orgánico sin laboreo, olivar convencional con laboreo intensivo, o suelo natural), obteniendo así 5 grupos: olivar orgánico sobre coluvios (OEM1), olivar orgánico sobre margas (OEM2), olivar convencional sobre coluvios (OCM1), olivar convencional sobre margas (OCM2) y suelo natural (SN). El olivar orgánico lleva sometido a este manejo más de 22 años, sin utilización de abonos minerales, ni realización de laboreo, tan solo se controla la cubierta vegetal con una siega mecánica en primavera. El olivar convencional se caracteriza por la ausencia de cubierta vegetal, debido a que es laboreado varias veces cada año, y a la utilización de herbicidas residuales. El suelo natural se encuentra sobre material coluvial-calizo, sobre el cual se desarrolla un bosque de *Quercus sp.* que permanece sin alterar. Estos suelos sobre material coluvial y margas, se clasificaron como Luvisol Cutánico y Regosol Háplico, respectivamente (FAO, 2006).

Las muestras de suelo se secaron en el laboratorio, se tamizaron con una malla de 2 mm, y esta fracción obtenida, llamada tierra fina, fue sometida a análisis químico para determinar su contenido en carbono orgánico (OC) con el método de Walkley-Black, el nitrógeno total (N) con el método Kjeldhal, el fósforo asimilable (P) por el método Olsen y el potasio disponible (K) por fotometría de llama. Los resultados de estos métodos fueron sometidos a un análisis estadístico descriptivo utilizando Statgraphics Centurion-XVI software.

Todas las muestras de tierra fina fueron homogeneizadas para obtener sus espectros infrarrojos. Los espectros NIR se obtuvieron realizando una medida de reflectancia difusa, utilizando un FT-NIR Antaris (Thermo Nicolet) con esfera integradora de oro con referencia interna, con un rango espectral de 4000-12000 cm^{-1} y resolución de 8 cm^{-1} . Por otro lado los espectros mid-IR se obtuvieron realizando una medida de reflexión total atenuada, utilizando un FT-IR Varian 660 con detector MCT y accesorio de ATR con cristal de diamante de 3 reflexiones y sistema de presión para medida de sólidos, con rango espectral de 4000-600 cm^{-1} y resolución de 2 cm^{-1} . Antes de realizar el análisis de los espectros, estos fueron sometidos a preprocesados para minimizar el ruido y favorecer así el posterior análisis. Para la construcción de los modelos se utilizó una Partial Least Squares Regression (PLSR), basada en una transformación lineal del elevado número de variables iniciales, en unas variables nuevas (variables latentes, LV). El número de LV se elige de manera que consigamos el máximo grado de correlación con las variables dependientes, primando siempre el seleccionar el menor número posible de ellas. La fiabilidad del modelo predictivo se mide utilizando el coeficiente de correlación (r^2) de la regresión lineal frente a los valores medidos en el laboratorio, así como el Ratio of Prediction to Deviation (RPD) que evalúa el error estándar de predicción en términos de la desviación estándar de los datos de referencia. Se calcula dividiendo la desviación estándar de los valores de referencia (datos medidos en laboratorio) entre el error obtenido en la validación del modelo (RMSECV).

Resultados y discusión

Los datos analíticos de las muestras de suelo utilizadas se resumen en la Tabla 1. Los resultados muestran una gran diferencia entre los suelos cultivados y el suelo natural (SN), dado que este último presenta unos niveles de carbono orgánico, nitrógeno y potasio muy superiores al de los demás. Solo el suelo de cultivo orgánico sobre coluvios (OEM1) se aproxima al suelo natural, siendo sus parámetros muy superiores al resto de suelos cultivados. En un escalón intermedio, y muy parecidos entre ellos, aparecen el suelo de cultivo orgánico sobre margas (OEM2) y el suelo de cultivo convencional sobre coluvios (OCM1), y muy por debajo de estos se encuentra el suelo de cultivo convencional sobre margas (OCM2).

Estos resultados parecen indicar que el suelo con mayor fertilidad química, al menos en lo referente a estos parámetros sería el SN, seguido por el OEM1, el OEM2 y OCM1 y por último el OCM2. Por tanto, los suelos bajo manejo orgánico son más fértiles que los convencionales, además los suelos situados sobre material coluvial son más fértiles que los situados sobre material margoso.

Tabla 1.- Resultados generales de los parámetros analíticos. Rango (mínimo-máximo), Valor medio y Desviación estándar

	OEM1 (n=9)	OEM2 (n=9)	OCM1 (n=9)	OCM2 (n=12)	SN (n=4)
OC (g/kg)	2.2-5.34 4.13 (0.85)	1.14-3.63 2.43 (0.8)	1.05-2.57 1.69 (0.5)	0.4-1.19 0.81 (0.2)	6.12-7.49 6.74 (0.61)
N (g/kg)	0.18-0.47 0.28 (0.10)	0.08-0.28 0.17 (0.07)	0.08-0.21 0.13 (0.04)	0.04-0.1 0.07 (0.02)	0.3-0.46 0.37 (0.08)
P (mg/kg)	340-995 579 (199)	84-323 201 (88)	148-640 327 (179)	97-173 127 (25)	526-824 661 (133)
K (mg/kg)	2-65 25.4 (20.1)	2-22 8.8 (5.7)	6-43 16.2 (11.2)	3-23 13.4 (6.9)	4-7 5.5 (1.7)

OC: carbono orgánico total, N: nitrógeno total, P: fósforo asimilable, K: potasio disponible. OEM1: Olivar orgánico sobre material coluvial. OEM2: Olivar orgánico sobre margas. OCM1: Olivar convencional sobre material coluvial. OCM2: Olivar convencional sobre margas. SN: Suelo natural (bosque de *Quercus sp.*).

La forma de los espectros infrarrojos de las muestras de suelo, mostrados en la Figura 1, exhiben perfiles muy similares, un poco diferenciado para el caso del suelo natural, debido a que se encuentran muy condicionados por la mineralogía y la materia orgánica del suelo, lo que podría explicar parcialmente las variaciones en los patrones espectrales en las muestras estudiadas. Estos espectros, tras recibir el preprocesado adecuado, son sometidos al análisis PLSR, con validación cruzada de random subsets (basada en utilizar una serie de muestras del grupo de manera aleatoria, para usarlas en la validación), de 5 splits y 5 iteraciones en nuestro caso, a partir del cual creamos el modelo predictivo. Los datos sobre el ajuste del modelo se muestran en la Tabla 2.

Los modelos obtenidos utilizando PLSR demuestran ser muy eficaces a la hora de predecir el carbono orgánico y el nitrógeno total, con RPD > 2, valor a partir del cual los modelos empiezan a considerarse válidos, aunque insuficiente para el caso del potasio y el fósforo, a pesar de que el modelo presenta un ajuste bastante bueno para este último $r^2 > 0.74$ en ambos casos (mid-IR y NIR). Comparando los modelos obtenidos con mid-IR y NIR, el modelo de NIR ha demostrado ser mucho más potente para la predicción de estos parámetros, con excepción del fósforo cuyo resultado es superior en el caso de mid-IR.

La espectroscopía infrarroja ha demostrado ser capaz de sustituir en parte al análisis de laboratorio; aunque aún queda mucho por estudiar, como la capacidad de esta metodología para predecir eficientemente otras variables edáficas, o la utilización de otro tipo de modelos regresivos que pudieran mejorar los resultados obtenidos.

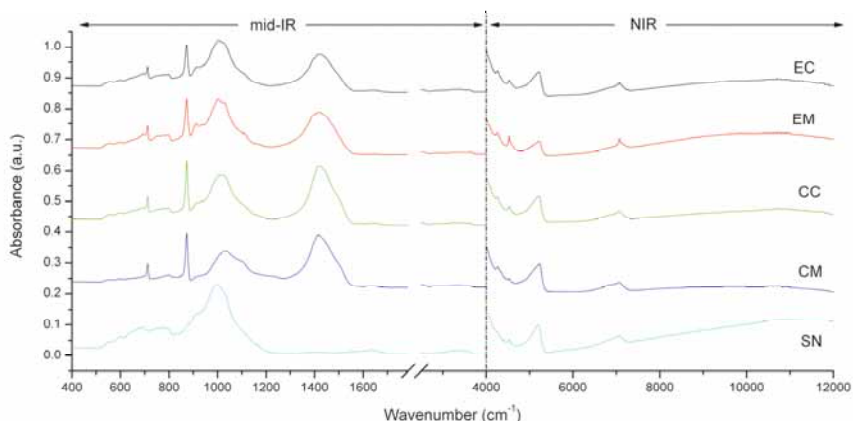


Figura 1.- Espectros representativos de las muestras. EC: orgánico coluvial; EM: orgánico margas; CC: convencional coluvial; CM: convencional margas; SN: suelo natural.

Tabla 2.- Ajuste del modelo para los espectros mid-IR y NIR, para las variable estudiadas

	NIR				MIR			
	OC	N	P	K	OC	N	P	K
Preprocesado	2ª derivada Mean Center	2ª derivada Mean Center	Mean Center	Mean Center	Mean Center	Smoothing 2ª derivada Mean Center	Mean Center	Mean Center
n° LV	7	4	10	6	9	8	6	6
RMSEC	0.113719	0.034854	355.115	784.578	0.27521	0.0383675	890.014	95.138
RMSECV	0.395829	0.0515637	816.229	112.571	0.499742	0.0588408	124.402	126.233
r² Calibración	0.9963	0.90887	0.976817	0.610089	0.97833	0.88957	0.854379	0.426674
r² Validación	0.960035	0.810379	0.900366	0.322584	0.940583	0.7689	0.741639	0.143783
RPD	4.84	2.29	0.29	0.11	3.83	2.01	1.92	0.10

Bibliografía

- Bellon-Maurel, V., Fernández-Ahumada, E., Palagos, B., Roger, J.M., McBratney, A., 2010. Critical review of chemometric indicators commonly used for assessing the quality of the prediction of soil attributes by NIR spectroscopy. *Trends in Analytical Chemistry* 29, 1073-1081.
- Du, C., Zhou, J., 2009. Evaluation of soil fertility using infrared spectroscopy: a review. *Environmental Chemistry Letters* 7, 97-113.
- FAO, 2006. World Reference Base for Soil Resources. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports*, 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Scow, K.M., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., 2008. Near infrared spectroscopy for determination of various physical, chemical and biochemical properties in Mediterranean soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 1923-1930.

Estudo da fertilidade dos solos cultivados com milho em Portugal e suas consequências para a adubação.

J. Castro Pinto ¹

¹ADP – Fertilizantes SA. Apartado 88, 2616-907 Alverca do Ribatejo, Portugal;
*castropinto@adp-fertilizantes.pt

Resumo

O conhecimento da fertilidade do solo é um dos factores-chave na tomada de decisão da fertilização a efectuar. O estudo da fertilidade química dos solos portugueses cultivados com milho ganha interesse na medida em que poderá servir de orientação à fertilização a praticar, na ausência de uma análise de terra actualizada. Efectuaram-se análises estatísticas aos parâmetros das análises de terra de rotina realizadas pela ADP-Fertilizantes entre 2008 e 2013. Verifica-se uma grande diversidade entre as várias regiões, sendo os solos do Minho e Beira Litoral mais ricos em matéria orgânica, mais ácidos e muito férteis em fósforo e potássio. Particular atenção deverá ser dada ao facto de 90% das parcelas a norte do Vale do Mondego necessitar de uma correcção calcária, e em grande parte com doses de calcário superiores a 5000 kg/ha. A evolução recente da fertilidade dos solos do Minho, Beira Litoral, Beira Interior e Mondego, revela um empobrecimento progressivo em matéria orgânica, fósforo e potássio assimiláveis, verificando-se o contrário no Ribatejo e Alentejo. Os conselhos de adubação da ADP-Fertilizantes para a cultura do milho podem adoptar duas estratégias distintas: adubação total em fundo com Nergetic C-PRO (protecção de todos os nutrientes), ou adubação em fundo com Amicote C-VIDA (actividade enzimática, microbiana e bioestimulante), seguida de adubação de cobertura com NERGETIC 30 ou 37, ou solução azotada em fertirrega.

Introdução

O conhecimento da fertilidade do solo é um dos factores-chave na tomada de decisão da fertilização a efectuar, conjuntamente com a estimativa das necessidades nutritivas da cultura, em função da produção esperada e critérios de qualidade, a escolha dos fertilizantes mais adequados, de acordo com as respectivas características técnicas e eficiência agronómica dos seus nutrientes, e ainda a decisão a respeito das doses de adubo a aplicar em cada momento, e o modo da sua distribuição ao solo.

O solo de cada parcela homogénea de cultivo deveria ser analisado cada quatro anos, mas sabe-se que tal pratica não está devidamente instituída, sendo mesmo muito frequente a adubação das culturas sem o recurso a uma análise de terra. Neste contexto, o estudo da fertilidade química dos solos portugueses cultivados com milho ganha interesse na medida em que poderá servir de orientação à fertilização a praticar, na ausência de uma análise de terra actualizada. O presente trabalho vem na sequência de um estudo idêntico publicado na extinta revista *Ao Serviço da Lavoura* referente a análises de solos cultivados com milho entre 1989 e 1993, analisando-se também a evolução da fertilidade do solo nos vinte anos que medeiam ambos os trabalhos, bem como a evolução nos últimos anos.

Material e métodos

O estudo foi realizado com base em 7049 análises de terra de rotina, realizadas pela ADP-Fertilizantes de 2008 a 2013, pertencentes aos seguintes distritos: Viana do Castelo, Porto, Braga, Aveiro, Coimbra, Bragança, Vila Real, Guarda, Viseu, Castelo Branco, Leiria, Santarém, Lisboa, Portalegre, Évora, Beja e Açores. As diferentes regiões do país foram definidas de acordo com os seguintes distritos: Minho - Viana do Castelo, Porto e Braga; Beira Litoral – Aveiro; Beira Interior - Vila Real, Guarda, Viseu e Castelo Branco; Vale do Mondego – Coimbra; Ribatejo e Setúbal – Santarém, Lisboa e Setúbal; Alentejo - Portalegre, Évora e Beja.

Considerou-se que cada análise corresponde a uma parcela de cultura e que durante os seis anos do estudo a mesma parcela foi analisada uma só vez. Seleccionaram-se apenas as análises de terra correspondentes a parcelas cultivadas com milho, independentemente de ser milho grão ou forragem, e da produção esperada.

Realizaram-se análises estatísticas, médias e frequências, aos seguintes parâmetros de fertilidade do solo da análise de rotina: matéria orgânica, pH(H₂O), necessidade em calcário (dados não mostrados), fósforo (P₂O₅) e potássio (K₂O) assimiláveis (método Egner-Riehm). Não se considerou a textura de campo, por falta de fiabilidade nos seus resultados.

Resultados e discussão

Os quadros seguintes caracterizam a situação actual da fertilidade dos solos portugueses cultivados com milho, para os diferentes parâmetros e regiões.

Quadro 1. Teor de matéria orgânica dos solos cultivados com milho – Distribuição percentual e média.

	Distribuição percentual (%)					Média (%)
	Muito baixo (< 1%)	Baixo (1-2%)	Médio (2-4%)	Alto (4-6%)	Muito alto (>6%)	
Minho	1	1	11	36	52	5,8
Beira Litoral	9	4	27	35	25	4,6
Beira Interior	8	33	24	7	28	4,4
Vale do Mondego	2	26	66	4	1	2,6
Ribatejo e Setúbal	19	47	32	2	0	1,8
Alentejo	8	61	29	2	1	1,9
País	3	8	22	36	31	5,0

Quadro 2. Reacção, pH (H₂O), dos solos cultivados com milho

	Distribuição percentual (%)						Média (%)
	Muito ácido (< 4,5)	Ácido (4,5-5,5)	Pouco ácido (5,6-6,5)	Neutro (6,6-7,5)	Pouco alcalino (7,6-8,5)	Alcalino (8,6-9,5)	
Minho	4	50	44	2	0	0	5,5
Beira Litoral	10	50	31	8	1	0	5,3
Beira Interior	11	51	33	5	1	0	5,3
Vale do Mondego	2	29	49	14	6	0	6,0
Ribatejo e Setúbal	1	10	27	30	32	0	6,9
Alentejo	1	13	36	41	9	0	6,5
País	4	45	41	7	3	0	5,0

Quadro 3. Teor de fósforo (P₂O₅) assimilável (ppm), dos solos cultivados com milho

Método Egner-Riehm	Distribuição percentual (%)					Média (ppm)
	Muito baixo (< 25)	Baixo (25-50)	Médio (51-100)	Alto (101-200)	Muito alto (>201)	
Minho	2	6	15	30	47	223
Beira Litoral	6	3	16	24	51	232
Beira Interior	13	7	12	23	35	206
Vale do Mondego	1	8	28	24	39	199
Ribatejo e Setúbal	5	6	9	25	55	249
Alentejo	3	9	19	31	26	217
País	3	6	16	28	47	223

Quadro 4. Teor de potássio (K₂O) assimilável (ppm), dos solos cultivados com milho

Método Egner-Riehm	Distribuição percentual (%)					Média (ppm)
	Muito baixo (< 25)	Baixo (25-50)	Médio (51-100)	Alto (101-200)	Muito alto (>201)	
Minho	1	1	11	36	52	235
Beira Litoral	5	3	14	38	40	195
Beira Interior	3	3	17	49	27	160
Vale do Mondego	1	7	26	50	16	136
Ribatejo e Setúbal	1	8	14	38	38	192
Alentejo	1	4	34	38	23	163
País	1	2	13	37	45	217

No que respeita à matéria orgânica, pode observar-se no Quadro 1 que os solos do Minho e Beira Litoral apresentam altos teores de matéria orgânica, que terá origem na continuada fertilização com chorumes, enquanto os do sul do país têm teores mais baixos. Em consequência, poderá pensar-se no aproveitamento dos nutrientes orgânicos no primeiro caso, e em adubações que valorizem a matéria orgânica, no segundo.

Há uma grande percentagem de solos ácidos como se vê no Quadro 2, com níveis de pH a exigirem correcções calcárias, situação que é particularmente grave no norte do país, com mais de 50% dos solos com pH abaixo dos 5,5, onde se verificam os fenómenos de toxicidade de alumínio. No Ribatejo cerca de um terço dos solos são alcalinos, susceptíveis de afectarem a eficiência de utilização dos nutrientes e originarem deficiências em micronutrientes.

Atendendo à reacção dos solos e aos mais altos níveis de matéria orgânica, cerca de 90% das parcelas a norte do Vale do Mondego necessitam de uma correcção calcária, e em 50% das parcelas a dose de calcário deverá ser superior a 5000 kg/ha. Esta aplicação de calcário é indispensável para se minimizarem os efeitos negativos da acidez.

De uma maneira geral, não há solos cultivados com milho pobres em fósforo, apresentando-se mais de metade com um teor elevado neste nutriente. As regiões com maior percentagem de solos com mais baixos teores de fósforo são a Beira Litoral, Mondego e Alentejo. Apesar da riqueza dos solos em fósforo, não se deverá descurar a fertilização com este nutriente, principalmente nas sementeiras temporãs e quando se pretendam atingir altas produções.

No Quadro 4, observa-se que com excepção do Alentejo, mais de 70% da área cultivada com milho apresenta altos níveis de potássio. Também neste caso não se deverá negligenciar a adubação com potássio atendendo às elevadas extracções em potássio do milho, e também elevadas exportações, principalmente do milho forragem.

Quadro 5. Evolução da fertilidade dos solos de Portugal cultivados com milho (valores médios anuais)

	M.O. (%)	pH (H ₂ O)	P ₂ O ₅ (ppm)	K ₂ O (ppm)
1989-93	3,6	6,0	103	142
2008	5,7	5,5	223	241
2009	5,0	5,5	238	241
2010	5,3	5,6	237	197
2011	3,6	6,0	234	193
2012	5,1	5,7	207	209
2013	4,1	5,6	200	174

Como se pode observar no Quadro 5, comparativamente com o período 1989-93, os níveis de matéria orgânica, fósforo e potássio assimiláveis estão mais elevados, e os solos estão ligeiramente mais ácidos. No entanto, avaliando a evolução dos diferentes parâmetros nos últimos cinco anos, pode afirmar-se que os níveis de matéria orgânica, fósforo e potássio assimiláveis estão a baixar progressivamente, enquanto a reacção do solo está relativamente

estável. Analisando também a evolução dos níveis de fósforo e potássio assimiláveis região a região (dados não mostrados), verifica-se que a tendência de descida é muito acentuada no Minho, Beira Litoral, Beira Interior e Mondego, enquanto no Ribatejo e Alentejo, pelo contrário, há uma tendência de subida. Este facto não será alheio às baixas doses de adubação que actualmente se praticam no norte do país, muito abaixo das exportações da cultura e não compensadas pela introdução de chorumes, que conduz inexoravelmente a uma descida da fertilidade do solo.

Conclusões

Face à fertilidade regional dos solos cultivados com milho, às práticas habituais dos agricultores e a diversas preocupações ambientais, os conselhos de adubação da ADP-Fertilizantes para a cultura do milho podem adoptar duas estratégias distintas:

- Adubação total em fundo com adubos Nergetic C-PRO (a adoptar no Minho, Beira Litoral e algumas parcelas do Vale do Mondego). Os Nergetic C-PRO são formulados com uma Macromolécula que protege todos os nutrientes das perdas por lixiviação e com o bioestimulante C-MOV que promove a hidrólise da matéria orgânica, potencia a acção dos nutrientes, e aumenta a sua eficiência de utilização. A Macromolécula é um polímero orgânico quimicamente modificado que, recobrando o adubo, regula a libertação dos nutrientes sem prejudicar a sua disponibilidade para as plantas. Actua formando uma barreira físico-química em cada grânulo de adubo, que numa primeira fase protege os nutrientes de uma lixiviação indesejada, e numa segunda fase, retém-nos na zona de dissolução do grânulo, graças à formação de um gel específico que impede a mobilidade dos nutrientes, e possibilita a sua lenta libertação e absorção pelas plantas, protegendo-os da lixiviação

- Adubação em fundo com adubos Amicote C-VIDA, seguida de adubação de cobertura com os adubos NERGETIC 30 ou 37, ou solução azotada, no caso da rega por pivot (a adoptar na Beira Interior, Ribatejo, Setúbal e Alentejo). Os adubos Amicote C-Vida são formulados com o C-MOV (Consórcio de moléculas orgânicas de origem vegetal) com acção enzimática e bioestimulante, e com Metabolitos de Microrganismos Benéficos que estimulam a vida microbiana dos solos e solubilizam vários nutrientes. São os adubos ideais para os solos sujeitos a uma maior intensificação cultural e quando se pretenda alcançar altas produções, pois a sua actividade enzimática e microbiana promove um maior aproveitamento dos nutrientes dos solos e do adubo, aumentando também a eficiência de utilização dos nutrientes pela cultura.

Bibliografia

Pinto J.C.1994. Estudo da fertilidade dos solos cultivados com milho. *Ao Serviço da Lavoura* 200: 5-20.

Response of rice to increasing nitrogen rates in five soils with different mineralizable nitrogen levels

J. Hirzel C.¹, F. Rodríguez

¹ Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Avenida Vicente Méndez 515, Chillán, Chile. jhirzel@inia.cl

² Departamento Ciencias de la Educación, Facultad de Educación y Humanidades, Universidad del Bío-Bío, Chillan, Chile. frrodriguez@ubiobio.cl

Acknowledgements: This study was funded by FONDECYT 11110232 Project, Chile.

Abstract

Nitrogen fertilization rates in rice crop in Chile are generally based on crop yield without considering the soil's capacity to supply it. Five rice soils in central Chile were incubated at 20°C for 21 d in the 2011-2012 season, and their N mineralization capacity was determined. These soils were cropped with rice fertilized with 0, 80, and 160 kg N ha⁻¹; grain yield and grain sterility were determined. Mineralized N was associated with chemical properties of each soil, and with the response to N rates in grain yield and grain sterility. N rates to be used in rice must consider soil N mineralization capacity. The best response to the N rates used and the effect on grain sterility was achieved with 80 kg N ha⁻¹, and there was a relationship inversely between both response of grain and grain sterility to the increase in N rate.

Introduction

Rice production depends on several factors such as climate, soil properties, water management, sowing date, cultivar, seeding rate, weed control, and fertilization with N and other nutrients (Angus *et al.*, 1994). To adjust the N rate in rice, it is important to know how much N was supplied by mineralization in the soil (Angus *et al.*, 1994); this is highly dynamic over time, difficult to estimate, and represents only a very small fraction of total soil N (Scott *et al.*, 2005; Wienhold, 2007). These generated local recommendations that cannot be easily applied to all cultivars, crop management, and regions of the world. In summary, the general concept to determine N rates is the relationship with yield potential (N extraction) and mineralizable N as a reverse proportional function (Hirzel *et al.*, 2011a). As research became more specialized, anaerobic soil incubation without shaking at different temperatures and times was conducted, and a high adjustment coefficient of N extraction in field crops was obtained at 20°C for 21 d (Hirzel and Stolpe, 2014). The objective of this study was to determine the effect of increasing N rates on grain yield and grain sterility in five paddy rice soils with different mineralizable N potential.

Materials and Methods

The study was carried out in five soils with a rice monocrop in south central Chile during the 2011-2012 season in five paddy rice soils, including the Inceptisol, Alfisol, and Vertisol orders with the following soil types: Achibueno loam (fine, mixed, superactive, thermic Fluventic Xerochrepts), Quilmen loam (fine, mixed, thermic Typic Xerochrepts), Parral clay loam (fine, mixed, active, thermic Aquic Haploxeralfs), Quella1 clay loam (fine, smectitic, thermic Aquic Durixererts), and Quella2 clay loam (fine, smectitic, thermic Aquic Durixererts) (CIREN, 1997). The climate is Mediterranean, which is characterized by high temperatures and low rainfall during summer and low temperatures and high rainfall during winter. Soil samples were collected in cores of 0-20 cm depth before crop establishment and subsequently characterized for physical and chemical properties (Table 1). Soil anaerobic incubation was used to estimate N mineralization as N-NH₄⁺ for which 5 g of soil and 12.5

mL of distilled water were placed in a test tube and incubated without shaking at 20°C for 21 d (Hirzel and Stolpe, 2014). Soil ammonium extracts were obtained by adding 12.5 mL 2M KCl to the soil tubes and the mixture was shaken for 1 h, filtered, and N-NH₄⁺ measured with a Skalar auto-analyzer. Soils were fertilized with N rates of 0, 80, and 160 kg ha⁻¹ as urea in the five locations; in addition, 60 kg P₂O₅ and 60 kg K₂O as triple superphosphate and potassium chloride, respectively, were applied. These N rates were chosen because they were verified in previous experiments as producing a range of crop responses in the same study area (Hirzel *et al.*, 2011b; Ortega, 2007). The crop was harvested at grain maturity (20% grain moisture content). The evaluated parameters were grain yield and grain sterility percentage.

A split-plot experimental design was used and split plot, where the principal plot was the soil and the N rates were the split plot. Results were analyzed with ANOVA and Tukey's test ($p = 0.05$) by the SAS general model procedure (SAS Institute, 1989). The relationships between mineralized N and the evaluated agronomic parameters were determined by the SAS simple regression procedure.

Results y Discussion

Properties directly proportional to N mineralization, such as organic matter (OM) and reducible iron (Fe) (Rodríguez *et al.* 2008; Sahrawat, 2006), showed differences among soils where Parral and Quella1 consistently had the highest and lowest values, respectively, for both parameters (Table 1). Differences in mineralizable N among evaluated soils ($p < 0.01$) were associated with chemical properties such as OM (Parral, Quilmen, and Quella1) and reducible Fe (Parral and Quella1) (Figure 1 and Table 1); these properties were pointed out by some authors (Rodríguez *et al.* 2008; Sahrawat, 2006). The highest mineralized N concentration occurred in the Parral soil; the same concentration in Quilmen and Quella2 was higher than Achibueno and Quella1 ($p < 0.01$). The grains yields fluctuaten between 5.0 and 11.0 Mg ha⁻¹ and were similar to those found by several authors for the same study area (Artacho *et al.*, 2009; Hirzel *et al.*, 2011b; Ortega, 2007) although yield in Quella1 was higher because of its greater response to N fertilization (data not shown). By separating effects for soil type and N rate (data not shown), were differences in yield among some soils; Quella1 was higher than Achibueno, Quilmen, Parral ($p < 0.01$), and Quella2 ($p < 0.05$) whereas Quella2 was higher than Achibueno and Quilmen ($p < 0.01$). The highest grain production for all the soils in general occurred when 80 kg N ha⁻¹ was applied (data not shown), and it fluctuated between 1.7 and 5.3 Mg ha⁻¹ higher than the control without N (equivalent to 21.3 to 66.3 kg grain production for kg N applied⁻¹). There was no response in Parral and Quilmen at the 160 kg N ha⁻¹ rate because of higher mineralized N concentration (Figure 1), higher OM content in both soils (Table 1), and higher reducible Fe content in Parral (Table 1). The relationship between grain yield and mineralized N in all the soils for both N rates was inversely proportional and statistically significant, and corresponded to; Increase of grain yield (Mg ha⁻¹) = $-0.047 * N \text{ mineralized} + 6.044$ for N-80 kg ha⁻¹ and Increase of grain yield (Mg ha⁻¹) = $-0.089 * N \text{ mineralized} + 7.953$ for N-160 kg ha⁻¹ in the five soils evaluated; however, the clearest effect ($R^2 = 0.601$) was found with the highest N rate. These results help to estimate the response capability when N is applied based on the mineralizable N reached and therefore adjust the N rate to be used in rice cultivation. The grain sterility percentage ranged from 1.4% to 11.5% (data not showed). On the other hand, the 160 kg N ha⁻¹ rate generated higher grain sterility than the lower rate (80 kg ha⁻¹) or zero N ($p < 0.01$). Grain sterility in both N rates (80 and 160 kg ha⁻¹) exhibited a directly proportional (Grain sterile (%) = $0.023 * N \text{ mineralized} + 0.154$ for N-80 kg ha⁻¹ and Grain sterile (%) = $0.08 * N \text{ mineralized} + 1.685$ for N-160 kg ha⁻¹ in the five soils evaluated) and highly significant relationship with mineralized N concentration in all soils and similar R^2 values. This confirms that grain sterility increases as soil N availability increases (N fertilization and natural N supply), which has been mentioned by other authors (Hirzel *et al.* 2011b; Jing, 2007; Ortega, 2007). Therefore, the

adjusted N rate to be used must consider N mineralization in the soil in order to improve this yield component.

In conclusion to determine the N rate to be used in rice cultivation in the area included in this study, N mineralization capacity and yield potential of each soil must be considered and thus optimize factors such grain sterility, which are closely associated with grain yield. Of the three N rates evaluated with the Zafiro-INIA cultivar, the best response to N rate and grain sterility in most of the soils under study was 80 kg ha⁻¹.

Table 1: Soil physical and chemical properties (0-20 cm depth)

Parameters	Rice paddy soil				
	Quilmen	Achibueno	Parral	Quella1	Quella2
Clay (%)	31.4	34.4	34.1	36.1	40.4
Silt (%)	31.6	41.3	38.8	32.6	30.7
Sand (%)	37.0	24.3	27.1	31.2	28.9
Bulk density (g cm ⁻³)	1.77	1.72	2.09	1.89	2.17
Total porosity (%)	33.2	35.1	22.3	28.7	18.1
pH (soil:water 1:5)	5.5	5.8	5.2	5.7	5.6
Organic matter (g kg ⁻¹)	40.0	29.0	48.0	22.0	26.0
EC (dS m ⁻¹)	0.08	0.04	0.10	0.04	0.08
Ratio C:N	10.8	12.0	12.0	11.4	12.2
P Olsen (mg kg ⁻¹)	13.2	4.3	12.0	4.9	7.0
Exchangeable K (cmol _c kg ⁻¹)	0.44	0.24	0.26	0.17	0.21
Exchangeable Ca (cmol _c kg ⁻¹)	7.72	7.27	6.26	7.80	7.05
Exchangeable Mg (cmol _c kg ⁻¹)	2.65	2.75	2.30	3.26	3.60
Exchangeable Na (cmol _c kg ⁻¹)	0.31	0.22	0.30	0.26	0.22
Exchangeable Al (cmol _c kg ⁻¹)	0.09	0.05	0.12	0.02	0.02
Available Fe (mg kg ⁻¹)	127.0	173.0	266.0	47.5	137.0
Available Mn (mg kg ⁻¹)	90.0	159.0	189.0	77.6	198.0
Available Zn (mg kg ⁻¹)	0.8	0.9	2.3	0.6	1.8
Available Cu (mg kg ⁻¹)	3.0	4.3	5.1	3.6	3.9
Available B (mg kg ⁻¹)	0.19	0.11	0.19	0.05	0.15
Available S (mg kg ⁻¹)	27.0	14.6	31.5	1.0	14.9

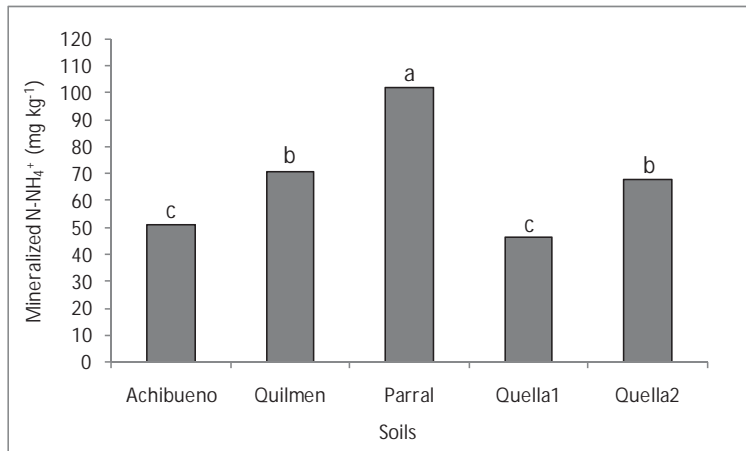


Figure 1: Mineralized N-ammonium in anaerobic conditions without shaking at 20°C for 21 d. Different letters over the bars of the same soil indicate statistical differences according to Tukey's test ($p < 0.05$).

Literature cited

- Angus, J.F., M. Ohnishi, T. Horie, and L. Williams. 1994. A preliminary study to predict net nitrogen mineralization in a flooded rice soil using anaerobic incubation. *Australian Journal of Exp. Agric.* 34:995-999.
- Artacho, P., C. Bonomelli, and F. Meza. 2009. Nitrogen application in irrigated rice growth in Mediterranean conditions: Effects on grain yield, dry matter production, nitrogen uptake, and nitrogen use efficiency. *J. Plant Nut.* 32(9):1574-1593.
- Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 1997. Descripción de Suelos, Materiales y Símbolos, Estudio Agrológico VII Región: Publicación N° 117. Centro de Información de Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura, República de Chile. 659 p.
- Hirzel, J., K. Cordero, C. Fernández, J. Acuña, M. Sandoval, and E. Zagal. 2011a. Soil potentially mineralizable nitrogen and its relation to rice production and nitrogen needs in two paddy rice soils of Chile. *J. Plant Nut (Japan)*. 35:396-412.
- Hirzel, J., A. Pedreros, and K. Cordero. 2011b. Effect of nitrogen rates and split nitrogen fertilization on grain yield and its components in flooded rice. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:437-444.
- Hirzel, J. and N. Stolpe. 2014. Anaerobic incubation without shaking over a prolonged period as a method to determine mineralizable nitrogen in rice soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* (In Press).
- Jing, Q. 2007. Improving resources use efficiency in rice-based cropping systems: Experimentation and modelling. PhD thesis, Wageningen University, the Netherlands, 145 pp.
- Ortega, R. 2007. Analysis of factors affecting spikelet sterility in flooded rice under field conditions in Chile. *Archives of Agronomy and Soil Science* 53:183-192.
- Rodrigues, A., W. Hoogmoed, and L. Brussaard. 2008. Soil quality assessment in rice production systems: establishing a minimum data set. *J. Environ. Qual.* 37:623-630.
- SAS Institute. 1989. Usage and Reference. Version 6. 501 p. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA.
- Sahrawat, K. 2006. Organic matter and mineralizable nitrogen relationships in wetland rice soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37:787-796.
- Scott, D., A.McLarren, and J. Burger. 2005. Rapid indices of potential nitrogen mineralization for intensively managed hardwood plantations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36:1421-1434.
- Wienhold, B. 2007. Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in a irrigated silt-loam soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38:1721-1732.

Crop and soil response to phosphorus application through different types of manure

D. Fangueiro^{1*}, E. Vasconcelos¹, M. Roboredo², H. Ribeiro¹, F. Cabral¹, J. Coutinho²

¹UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

[*dfangueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfangueiro@isa.ulisboa.pt)

²Centro de Química Vila Real, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

A pot experiment was performed to assess the impact of manure type and initial soil P content on crop and soil response. Maize and ryegrass were grown in a sandy loam soil (with and without P enrichment) after the application of four different manures and a solid fraction obtained after solid/liquid separation. Our results showed that P losses by leaching were residual in all treatments and crop yields relied more on the amount of nitrogen applied than on the amount of P. Furthermore, it appears that manure application to soil affected significantly the results and accuracy of soil P tests.

Introduction

Animal manures are commonly applied to soil as organic amendments. Indeed, such practice is fundamental to close the so-called nutrients cycle even if it also originates several environmental problems as greenhouse gases emissions or nutrient leaching. Studies related with manure management focused primarily on nitrogen (N) dynamics since N is, in most cases, a limiting factor for plant growth and also leads to severe environmental impact. Nevertheless, more emphasis has been given to phosphorous (P) dynamics in the recent years. Increase of soil P content is a major concern in areas with high manure inputs to agricultural soils due to potential P losses by leaching that can cause severe pollution problems.

Guidelines for manure application to soil consider only the total content of P and N and do not attend to the speciation of these two elements. However, previous studies showed that significant differences exist between manure types and we hypothesized, here, that such differences might affect the P dynamics in soil. Furthermore, several methods are available to estimate the plant available P in soil but few is known about the impact of soils amendments on information obtained with these methods.

The intensification of livestock production led to an increase of slurry based systems relative to farmyard manure and the agricultural area available to receive the amount of slurry produced is generally too low leading to an over application. Therefore, many farmers perform solid-liquid separation of slurry; the solid fraction obtained is rich in phosphorous and organic matter, and can easily be transported out of the farm; on the other hand, the liquid fraction, with lower nutrient contents, can be used at farm scale for fertigation. Nevertheless, the impact of these manure management strategies on crop and soil P is still scarcely studied, especially when P-rich soils are considered.

In the present study, we compare the crops yield, P leaching and soil P, as evaluated through different methods, after the application of different manures and derived solid fractions to a sandy loam soil with distinct P contents.

Material and Methods

An experiment was carried out over one year in 12 L lysimeter pots. A dystric regosol derived from granite (sandy loam texture) sieved at 5 mm was used at its original P content and enriched with mineral P at 66 mg P kg⁻¹. After P enrichment, the soil was submitted to drying-wetting cycles during 3 months, giving final Olsen extractable P of 8.6 and 28 mg P kg⁻¹ in

the original and enriched soil, respectively. Four animal manures were considered: pig slurry, dairy slurry, dairy farmyard manure and duck slurry; Furthermore, pig solid fraction (SF) obtained by screw-press separation was also considered. An equivalent amount of manure or derived solid fraction was applied to each soil to provide an application rate of 53 mg P kg⁻¹ soil. A total of 5 treatments + control (no amendment), three times replicated, were considered for each level. After soil amendment, a maize crop was grown over three months followed by ryegrass grown for 4 months. During ryegrass growth, a leaching event was simulated to induce drainage of 200 mL in each pot (90 days after sowing). The collected leachates were analysed for total P and mineral N. Plant production was assessed for each crop and post-harvest soil samples were collected and P extracted through the following methods: CaCl₂ extraction (CaCl₂-P); modified Ammonium Lactate (AL-P); Olsen-P; anionic/cationic exchange membrane (ACM-P); anionic exchange membrane (AM-P).

Results and Discussion

Maize dry matter yield was significantly affected by the manure type applied (Figure 1). Higher dry yields were obtained with dairy farmyard manure and dairy slurry relative to other treatments. These differences were significant in the original soil whereas in the enriched soil, pig slurry presented significantly lower yield relative to the other treatments. Curiously, the opposite trend was observed with ryegrass: higher yields were obtained with pig slurry addition and lower with dairy slurry. When considering plant production, the initial P content of soil seems to have no effect except in the case of the maize growth where differences between manure were smoothed in the enriched soil. The differences observed between treatments in terms of plant production could also be attributed to the amounts of nitrogen applied. Excess of NH₄⁺ in soil (treatment with dairy, duck and pig slurries) or deficit of plant available N (treatment with dairy FYM) may have limited plant growth.

P losses by leaching were lower than 5 mg pot⁻¹ in all treatments (less than 2% of applied P) and similarly, the amount of mineral N lost by leaching was residual in all the treatments (Figure 2).

The Olsen-P and AL-P values determined in post-harvest soils did not depend on the treatment applied (Figure 3). However, the AM-P was significantly affected by the manure type namely in the enriched soil: an increase was observed in all amended treatments except the 66-pig slurry treatment and the highest increase was observed in the 66-dairy FYM treatment. The same trend was observed with the ACM-P even if increases in the enriched soil were lower than in the AM-P. The most significant differences between treatments were observed in CaCl₂-P. For the enriched soil, dairy manures registered higher increases while decreases were observed in 66-duck slurry and 66-pig slurry treatments. In the non-enriched soil, CaCl₂-P increased in all amended treatments except the 0-pig SF. It is still to refer that no significant correlation was found between P removal by plants and results of the soil P tests considered here.

Our results showed that the manure type has to be considered when manure application rates are based on P since plant growth is mainly ruled by N availability and the N:P ratio varied strongly between manures. Nevertheless, the initial soil P content seems to have a low impact on P dynamics.

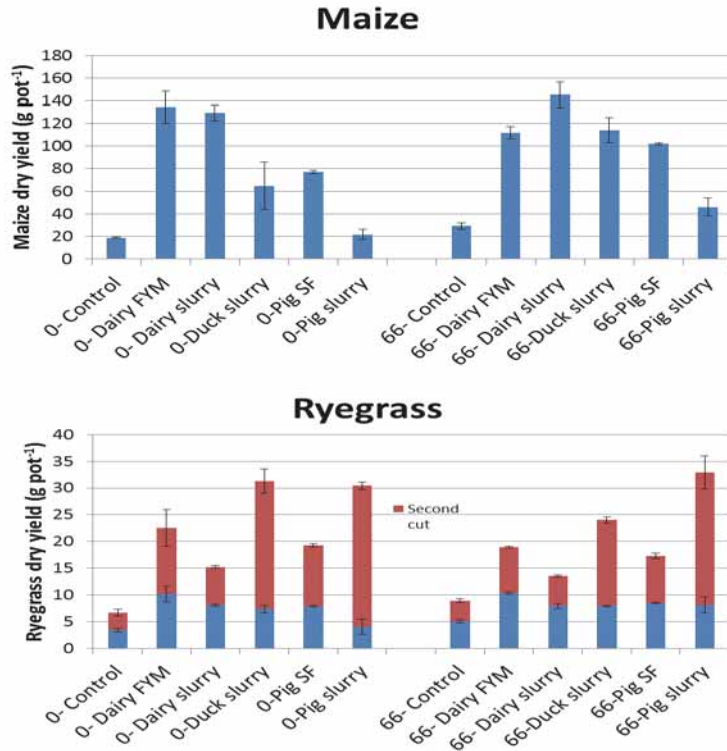


Figure 1: Dry matter yield obtain for maize and ryegrass crop in the treatments considered. Mean and standard error of three replicates.

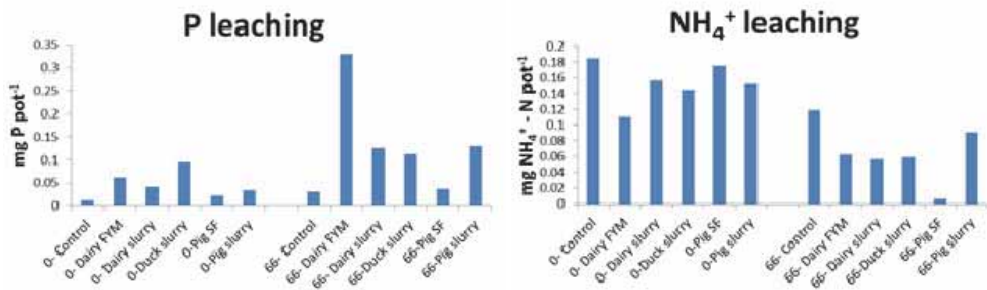


Figure 2 : Phosphorous and mineral nitrogen losses by leaching in the treatments considered. Mean of three replicates

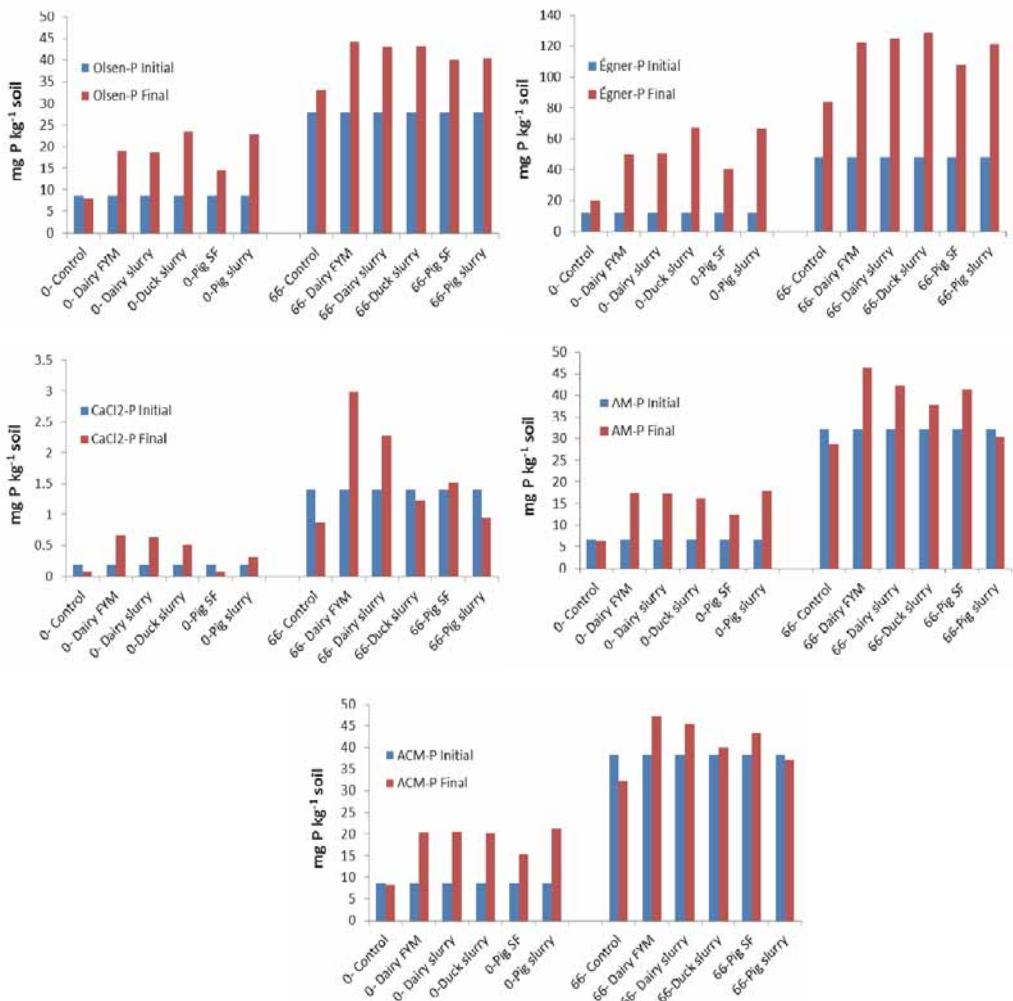


Figure 3: Plant available P determined using different soil P tests in initial and post ryegrass harvest soils. (n=3)

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Assessment of phosphorus bioavailability from animal manures applied to Portuguese soils and site vulnerability to phosphorus losses” (PTDC/AGR-ALI/112127/2009) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangeiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

Estudio preliminar de la evolución del contenido de materia orgánica de un Kastanozem Petrocálcico sometido a diferentes tipos de manejo y su influencia en el desarrollo y la estabilidad estructural.

A. Sánchez-Navarro, R. Ortiz-Silla, M.C. Ortega-Bolarín, M.J. Delgado-Iniesta

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Universidad de Murcia, España; ansanav@um.es; delini@um.es.

Resumen

Se estudió entre los años 2005 y 2007 la influencia del modelo de gestión del suelo (agricultura ecológica frente a convencional) en el contenido de materia orgánica, así como en la estabilidad y el desarrollo estructural de un Kastanozem Petrocálcico dedicado al cultivo de apio en unas condiciones de clima continental frío.

Los resultados preliminares indican que el modelo de gestión F1, basado en la agricultura ecológica, supone un incremento estadísticamente significativo del contenido de carbono orgánico (CO) así como del desarrollo de la estructura del suelo (DE) frente a los otros dos tratamientos. Por el contrario, el modelo de gestión no ha tenido ninguna repercusión en la estabilidad de los agregados (EE), no mostrando diferencias significativas entre tratamientos. En base a ello todo parece indicar que la actividad agrícola asociada al cultivo de apio, como puede ser la preparación del suelo para el trasplante, el riego y la recolección del cultivo es el principal factor que frena la formación de agregados estables, de forma que, aunque en una primera etapa, la aplicación de estiércol de oveja permite la formación de un mayor número de agregados con respecto a los otros dos tratamientos, éstos no llegan a madurar suficientemente.

Introducción

La estabilidad y el desarrollo de la estructura del suelo vienen condicionados por sus componentes y por las interacciones físico-químicas entre las arcillas, los grupos funcionales de la materia orgánica y otros agentes cementantes minerales y orgánicos. La contracción del suelo al secarse, la acción mecánica de parte de la fauna del suelo y de las raíces y el movimiento y expansión del agua al congelarse son los principales factores naturales implicados en la agregación y formación de grandes poros estructurales, mientras que el tipo de manejo agrícola o ganadero son los factores antrópicos que pueden alterar el desarrollo y la estabilidad estructural. En este sentido, la presión ejercida sobre el suelo debida a la compactación por el paso de maquinaria y ganado, el uso de aperos de labranza inadecuados o a la humectación continua por la acción del riego pueden hacer colapsar los agregados.

Como se ha comentado anteriormente, las prácticas agrícolas y ganaderas tienen mucho que ver en la degradación de la estructura del suelo. Los agregados, aunque pueden mantenerse durante mucho tiempo, son elementos frágiles que se ven afectados por el laboreo, riego, paso de maquinaria, pisoteo del ganado, etc. pudiéndose romper o dispersarse. Los poros pueden comprimirse o destruirse, especialmente en suelos muy húmedos o muy secos. El exceso de labranza conduce a la degradación del suelo generando compactación, falta de oxígeno y desagregación de las partículas del suelo (Cambardella y Elliott, 1993). La clase y frecuencia de las labores, el estado de humedad del suelo al efectuarlas, la maquinaria utilizada, etc. favorecen o perjudican la estructura del suelo. El paso de maquinaria y el pisoteo del ganado sobre del suelo, especialmente cuando está húmedo, provocan compactación, proceso en donde se produce una compresión del suelo no saturado, durante el cual disminuye el volumen de huecos y, en consecuencia, aumenta la densidad aparente. En muchas ocasiones

los efectos de estas prácticas sobre el sistema edáfico pueden llegar a ser muy negativos, plasmados en la aparición de procesos de degradación que disminuyen la calidad del suelo. Este trabajo se desarrolló entre los años 2005 y 2007 y el objetivo global fue el estudio comparativo de la influencia en el contenido de materia orgánica, así como en la estabilidad y el desarrollo estructural de un suelo dedicado al cultivo de apio, donde se ensayaron dos modelos de gestión: el primero de acuerdo con los principios de la agricultura ecológica, en el que se utilizaron dos enmiendas orgánicas una natural y otra de síntesis, frente a una tercera donde se siguió en todo momento los programas de cultivo convencionales de la zona.

Material y métodos

El estudio fue realizado en una parcela agrícola de regadío situada en el subsistema agrario “Altiplanices” que pertenece al sistema agrario “La Penibética”, situada a 1010 msnm de altitud, dentro del término municipal de Huéscar, en la provincia de Granada. Desde el punto de vista geológico, pertenece a las Cordilleras Béticas, sobre todo, al dominio Subbético y se corresponde con una superficie de glacis desarrollada al pie de la sierra de la Sagra, formada por un cabalgamiento de calizas y dolomías jurásicas sobre margas cretácicas. El clima es continental, con una temperatura media anual de 12,7 °C y una oscilación térmica de 15 °C. Las precipitaciones apenas alcanzan los 400 mm anuales y se concentran en otoño y primavera. Bajo estas condiciones, el régimen de humedad de los suelos es predominantemente xérico y el de temperatura mésico. La superficie cultivada fue de 5100 m², en las que se instaló un sistema de riego localizado de alta frecuencia. Se realizaron tres experimentos independientes entre sí, en un cultivo de apio (*Apium graveolens* var. *dulce*) sobre la variedad Golden Spartan.

El diseño experimental fue de “bloques completos al azar” (Little y Hills, 1976; Petersen, 1994). El experimento constaba de tres tratamientos anuales, con tres repeticiones cada uno. Cada repetición estaba constituida por 63 m² de cultivo. Los tratamientos fueron los siguientes:

- Fertilización orgánica usando como abonado el fondo de estiércol de oveja de origen local a razón de 1,7 kg m⁻² (F1).
- Fertilización mineral convencional, utilizada como testigo (F2).
- Fertilización orgánica aplicando como abonado de fondo una enmienda orgánica comercial, obtenida de estiércol de oveja y materias orgánicas de origen vegetal, a razón de 0,7 kg m⁻² (F3).

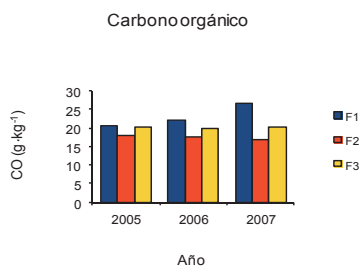
Para este estudio se han analizado 72 muestras de capa arable del suelo, obtenidas a partir de tres calicatas perfectamente homogenizadas para asegurar la representatividad de las mismas. La estabilidad estructural (EE) se ha determinado por el método de Lax et al. (1994), mientras que el desarrollo de la estructura (DE) se ha cuantificado a partir del número de agregados presentes en el suelo. Para ello se ha determinado el porcentaje en peso de agregados mayores de 2 mm en 100 gramos de suelo, previo secado al aire de cada muestra. Dicha proporción se obtiene pesando la fracción de agregados existente entre esos calibres y calculando el porcentaje con respecto al total de la misma. Para el análisis de la materia orgánica se ha empleado el método Anne (1945), modificado por Duchaufour (1970), basado en la oxidación con K₂Cr₂O₇ en medio sulfúrico.

El tratamiento estadístico se ha efectuado con el programa MINITAB 15.

Resultados y discusión

A lo largo de los tres años de estudio, como puede comprobarse en la Figura 1, existe un claro aumento en el contenido en CO en el tratamiento F1, mientras que F3 presenta contenidos muy estables y F2 experimenta un ligero descenso. En términos absolutos, al final del

experimento en 2007, los niveles de CO eran significativamente más altos en el tratamiento F1 que en el resto.



En relación con la estructura del suelo (Tabla 1), aparentemente el tratamiento F3 es el que presenta valores de EE más altos, con una media de 39,3 % de agregados estables, un máximo de 62,6 % y un mínimo de 18,1 %, obtenidos en F3 y F1, respectivamente. Los tratamientos F1 y F2, correspondientes a la enmienda con estiércol de oveja y abonado convencional, respectivamente, presentan valores medios de EE de los agregados muy semejantes, oscilando entre 34,5% para F1 y 36,0 % en F2.

Figura 1. Evolución del CO

Asimismo, su evolución entre 2005 y 2007 puede indicar un ligero descenso en el primer año y una recuperación en el siguiente, pasando en F1 de 35,1 % en 2005 a 33,0 % en 2006 y 35,4 % en 2007. En cuanto a los estadísticas generales oscilan entre los valores de 57,2 % de máximo y 18,1 % de mínimo en F1 y 55,1 % y 19,4 %, máximo y mínimo, respectivamente, para F2, manteniéndose la desviación estándar en niveles moderadamente bajos, al igual que pasaba en F3.

En cuanto a DE, el valor medio más alto se da en tratamiento F1, con un valor de 27,8 %. Asimismo, es de destacar el descenso importante a lo largo de los tres años que se ha realizado el experimento, pasando de un valor próximo al 50 % en el año 2005 hasta el 18% en 2006 y 15,8 % en 2007.

El ensayo F2 es el que presenta menor porcentaje de agregados, de forma que en algunos casos ha sido casi imposible identificar agregados mayores de 2 mm. F2 presenta un valor medio para los tres años de 1,1 % y una desviación estándar mucho más baja que la anterior con un valor de 0,5. Finalmente, el tratamiento F3 tiene un valor medio para los tres años del experimento de 14,8%, mayor que en F2 pero notablemente más bajo que F1.

Los resultados preliminares indican que el modelo de gestión basado en la agricultura ecológica F1 supone un incremento estadísticamente significativo del contenido de CO así como DE frente a los otros dos tratamientos. Por el contrario, el modelo de gestión no ha tenido ninguna repercusión en la estabilidad de los agregados (EE), no mostrando diferencias entre tratamientos. Este comportamiento ha sido puesto de manifiesto por otros autores (Kay, 1998; Schulten and Leinweber, 2000). Estos autores concluyen que el CO del suelo influye notablemente en las propiedades químicas relacionadas con la formación de complejos arcillo-húmicos y éstos favorecen la agregación. Asimismo, la fracción lábil del CO es la que tiene los efectos más rápidos pero al mismo tiempo transitorios, mientras que la fracción más recalcitrante es de descomposición más lenta pero sus efectos sobre la agregación del suelo pueden ser de más larga duración (Martens, 2000).

Tabla 1: Porcentaje de agregados estables (EE) y desarrollo de la estructura (DE) según tratamientos.

	F1		F2		F3		Total	
	EE	DE	EE	DE	EE	DE	EE	DE
2005	35,1	49,6	41,5	0,9	41,9	19,8	39,5	22,4
2006	33,0	18,0	31,3	1,3	38,6	12,0	34,2	10,5
2007	35,4	15,8	34,4	1,1	37,4	12,5	35,7	9,8
Media	34,5	27,8	36,0	1,1	39,3	14,8	36,6	14,6
Mediana	33,8	22,5	34,4	1,0	37,6	13,0	35,0	11,0
Máximo	57,2	65,0	55,1	2,0	62,6	30,0	62,6	65,0
Mínimo	18,1	10,0	19,4	0,0	25,8	1,0	18,1	0,0
Desv.Estándar	8,4	17,0	9,3	0,5	8,9	8,8	9,0	15,5

A la vista de los resultados, todo parece indicar que el escaso grado de humificación de la enmienda orgánica adicionada a base de estiércol de oveja, con altos niveles de C lábil, ha favorecido la formación inicial de agregados y, por tanto, puede justificar el incremento de DE en F1 frente a F2 y F3, pero el escaso contenido en C recalitrante junto a la actividad agrícola asociada al cultivo de apio, como puede ser la preparación del suelo para el trasplante, el riego y la recolección de la cosecha ha frenado la maduración y estabilización de dichos agregados.

Bibliografía

- Anne. 1945. Ann. Agro. 2:161-172.
- Cambardella CA, Elliot ET. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Ed. Soil Science Society American
- Duchafour Ph. 1970. Pédologie. Ed. Masson. París.
- Kay BD. 1998. Soil structure and organic carbon: a review. In: Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart, BA (Eds.), Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 169– 197.
- Lax A, Díaz E, Castillo V, Albaladejo. 1994. Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by organic amendment. *Arid Soil and Rehabilitation* 8, 9-17
- Little T M, Hills FJ. 1978. Agricultural Experimentation. Wiley, New York.
- Martens DA. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32, 361– 369.
- Petersen RG. 1994. Agriculture field experiments: Design and analysis. Marcel Dekker, New York.
- Schulten HR, Leinweber P. 2000. New insights into organic–mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. *Biol. Fertil. Soils* 30, 399– 432.

Influencia de las cubiertas vegetales sobre la materia orgánica del suelo en un olivar en clima mediterráneo semiárido

A. García-Díaz¹, B. Sastre Rodríguez¹, R. Bienes Allas¹

¹Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) Alcalá de Henares, España. *andres.garcia.diaz@madrid.org

Resumen

Los suelos agrícolas de cultivos leñosos del centro de España presentan bajos contenidos de carbono orgánico debido a las condiciones climáticas, los bajos *inputs* de materia orgánica y a un manejo del suelo consistente en un laboreo intenso con el suelo desnudo todo el año. Para intentar revertir esta situación de degradación se propone el uso de una cubierta vegetal permanente de *Brachypodium distachyon*, dos cubiertas sembradas anualmente (cebada y esparceta) y vegetación espontánea anual (VEA) con un laboreo al año. Se compararon los contenidos de carbono orgánico total (SOC) y del carbono orgánico particulado (C-POM). La cubierta vegetal permanente mostró contenidos más altos significativamente en ambos parámetros respecto a VEA, no siendo así en el caso de las cubiertas de cebada y esparceta. En las condiciones del estudio, la siembra de *Brachypodium distachyon* es una alternativa eficaz para aumentar la fertilidad del suelo a través de un incremento de la materia orgánica.

Introducción

El manejo tradicional del suelo en los cultivos leñosos en la zona centro de España se basa en la eliminación sistemática de las hierbas adventicias a través de diversos pases de labor. Esta circunstancia ha conducido a un gran deterioro de la fertilidad y un aumento de la erodibilidad de los suelos que requiere manejos alternativos. Por ello, a pesar de las reticencias de los agricultores de la zona, es necesaria la búsqueda de alternativas que den lugar a una mejora de las propiedades de los suelos y, en particular, de la materia orgánica. La materia orgánica contribuye a la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Porta et al., 2003). Debido a unas condiciones climáticas que favorecen la mineralización y los bajos *inputs* de materia orgánica que tienen lugar en los sistemas agrarios, especialmente en los cultivos leñosos, el contenido en carbono orgánico en suelos mediterráneos es bajo (Pandi et al., 2004). De esta forma, un leve incremento de materia orgánica puede dar lugar a una gran mejora en las características del suelo. Por otro lado, investigaciones de no laboreo en cereal de secano bajo clima semiárido han mostrado que no siempre se producen importantes aumentos en el carbono orgánico total del suelo (López-Garrido et al., 2012). En consecuencia, se hace necesario el análisis de fracciones de la materia orgánica lábiles, que respondan de forma más rápida ante un cambio en el manejo de un suelo.

A diferencia de la materia orgánica mineral, más estable y recalcitrante, la materia orgánica particulada (POM) es una fracción de tamaño arena USDA, más joven, compuesta principalmente por residuos derivados directamente de la planta y más lábil (Cambardella y Elliot, 1992).

En las condiciones descritas anteriormente, el *input* de materia orgánica en un cultivo leñoso se ve muy reducido a eventuales restos de poda, a las cada vez más escasas aportaciones de materia orgánica realizadas por el hombre, y a los restos y secreciones de los microorganismos del suelo. Para intentar revertir esta situación, se propone la implementación de cubiertas vegetales que aumenten las entradas de materia orgánica al sistema. El objetivo de ese trabajo es, por tanto, el análisis del carbono orgánico total (SOC) y el carbono orgánico particulado (C-POM) bajo diferentes cubiertas vegetales en un olivar

en el centro de la Península Ibérica, después de tres años de empleo de diferentes cubiertas vegetales.

Material y métodos

El olivar objeto de estudio se encuentra situado en el término municipal de Colmenar de Oreja, (WGS84: X: 455654; Y: 4435965). Se trata de un olivar de la variedad Cornicabra plantado en 2004 en sistema intensivo (6x7 m² de marco de plantación). Las condiciones climáticas se corresponden con un clima semiárido con precipitaciones medias anuales de 390 mm, pero que algunos años no supera los 300. El suelo es un entisol, Typic Xerorthent, (Soil Survey Staff, 2010) desarrollado sobre margas yesíferas.

Los tratamientos que conforma el estudio son:

- Cebada (*Hordeum vulgare*), pase único de cultivador para preparar el terreno y siembra a continuación cada mes de noviembre desde 2010.
- Esparceta (*Onobrichys viciifolia*): pase único de cultivador para preparar el terreno y siembra a continuación cada mes de noviembre desde 2010.
- *Brachypodium distachyon*: sembrada en noviembre de 2010.
- Vegetación espontánea anual (VEA): pase único de cultivador cada mes de noviembre para enterrar los restos de la vegetación arvense del año anterior.

Todas las calles son segadas a la vez en primavera. La altura de corte fue de 10 cm para todas las cubiertas, excepto para *Brachypodium* que se segó a 15 cm para dejar alrededor del 15% de espigas que permitieran la resiembra de la siguiente campaña.

En junio de 2013 se tomaron muestras de suelo compuestas en las calles centrales de los distintos tratamientos, con 3 repeticiones por cada tratamiento y dos profundidades (24 muestras en total). El carbono orgánico total de la tierra fina (<2 mm) se determinó por Walkley y Black (1934). La metodología para la separación de la fracción mineral de la particulada se realizó como describió Cambardella y Elliot (1992). Después se determinó el carbono orgánico de la fracción mineral por oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934), obteniéndose la C-POM por diferencia con el carbono orgánico total.

El programa estadístico empleado ha sido el SPSS Statistics 19. Los análisis empleados han sido ANOVA cuando se cumplían los requisitos del modelo, para los que no lo cumplían se ha aplicado el test no paramétrico Kruskal Wallis. Para observar grupos homogéneos se utilizó el test Duncan y el nivel de significación se fijó en 95%.

Resultados y discusión

La cubierta vegetal de *Brachypodium* presentó los valores más altos de SOC, tanto en las dos profundidades estudiadas por separado, como en su conjunto (Tabla I). En superficie (0-5 cm) el *Brachypodium* presentó diferencias significativas con los tratamientos de esparceta y VEA. Tres años de establecimiento han sido suficientes, en el presente estudio, para incrementar la cantidad de carbono orgánico del suelo de forma significativa, pero solo ha ocurrido en el caso de una cubierta vegetal permanente.

Tabla 1. Promedios de carbono orgánico total a diferentes profundidades y el total del perfil estudiado (0-10 cm). Letra mayúscula diferente indica diferencias significativas entre profundidades para el mismo tratamiento y letra minúscula diferente indica diferencias significativas entre tratamientos para una misma profundidad.

	SOC (0-5 cm) g·kg ⁻¹ ± SD	SOC (5-10 cm) g·kg ⁻¹ ± SD	SOC (0-10 cm) g·kg ⁻¹ ± SD
Brachypodium	10,608 ± 0,986 Aa	7,884 ± 0,671 Ba	9,246 ± 1,634 a
Cebada	8,827 ± 1,808 Aab	6,856 ± 0,618 Bab	7,842 ± 1,648 ab
Esparceta	7,467 ± 1,524 Ab	6,242 ± 0,746 Ab	6,855 ± 1,310 b
VEA	7,894 ± 0,597 Ab	7,562 ± 1,185 Aa	7,728 ± 0,911 b
	n=6	n=6	n=12

Tabla 2. Promedios de C-POM a diferentes profundidades y en el total del perfil estudiado. Letra mayúscula diferente indica diferencias significativas entre profundidades para el mismo tratamiento y letra minúscula diferente indica diferencias significativas entre tratamientos a la misma profundidad.

	Average C-POM (0-5 cm) g kg ⁻¹ ± SD	Average C-POM (5-10 cm) g kg ⁻¹ ± SD	Average C-POM (0-10 cm) g kg ⁻¹ ± SD
<i>Brachypodium</i>	3,130 ± 1,029 Aa	1,796 ± 0,845 Ba	2,463 ± 1,136 a
Cebada	2,476 ± 1,297 Aab	1,290 ± 0,460 Aa	1,883 ± 1,115 ab
Esparceta	1,936 ± 0,629 Aab	0,774 ± 0,302 Aa	1,355 ± 0,768 b
VEA	1,728 ± 0,851 Ab	1,782 ± 1,042 Aa	1,760 ± 0,908 ab
	n=6	n=6	n=12

En el análisis de la C-POM de 0 a 5 cm la única diferencia significativa se obtuvo entre *Brachypodium* y VEA (Tabla 2). No existen diferencias entre las cubiertas sembradas y VEA. Esta circunstancia puede deberse a la concurrencia de dos hechos. El primero es que tanto cebada, como esparceta y VEA son labradas una vez al año, con el consiguiente enterrado de residuos vegetales, ruptura de la estructura del suelo y su aireación, provocando una mayor mineralización de la materia orgánica fresca y lábil (C-POM); no permitiendo que estas se diferencien de la VEA. En segundo lugar, el *Brachypodium* es el tratamiento que deja mayor cantidad de residuos vegetales, tanto aéreos como subterráneos, mientras que VEA apenas presentó desarrollo de una cubierta vegetal.

Franzluebbers (2002) definió la tasa de estratificación como un indicador de calidad del suelo debido a que las formas de producción sostenibles tienden a imitar a la naturaleza y, en ella, la mayor parte de la materia orgánica se concentra en los primeros centímetros del suelo. Este hecho es especialmente importante debido a que se trata de la interfase que recibirá fertilizantes, pesticidas, impacto de las gotas de lluvia y flujos de agua y gases. En el presente trabajo las tasas de estratificación del SOC muestran valores bajos, de 1,20 a 1,35, lejos del 2 que Franzluebbers fija como valor referencia para suelos de calidad. Sin embargo, si se observan las tasas de estratificación del C-POM, estas varían entre 1,75 y 2,5. Al ser la C-POM un reflejo de la materia orgánica fresca, esto podría indicar que, si bien lento, el suelo está evolucionando positivamente y la materia orgánica total seguirá incrementándose en las cubiertas vegetales respecto al tratamiento de vegetación espontánea anual.

El uso de cubiertas vegetales sembradas anualmente como la cebada y la esparceta se presentan como una alternativa al manejo del suelo tradicional proporcionando una protección al suelo contra la erosión. Paralelamente, estos tratamientos no han servido para elevar el contenido en carbono orgánico total ni particulado respecto a la vegetación espontánea anual que recibe un único pase de cultivador. Dejando a un lado el ahorro de costes por labores de maquinaria, la siembra de una cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* muestra incrementos significativos en los dos parámetros estudiados, mejorando así las propiedades del suelo relacionadas con un mayor contenido de materia orgánica, lo que puede ser interpretado como una mejora de la calidad del suelo.

Bibliografía

- Cambardella CA, Elliot ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56:777-783.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66: 95–106.
- Pandi Zdruli, Jones R, Montanarella L. 2004. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. EUR 21083 EN, 16pp.
- Porta J, López-Acevedo M, Roquero. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª Edición. Ediciones Mundi-Prensa, 960pp. Madrid.
- Soil Survey Staff. 2010. *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Walkley A, Black AI. 1934. An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration methodology. *Soil Science*, 37: 29-38.

Seguimiento de la mineralización de C en suelos de viñedo ácidos enmendados con residuos vitivinícolas

I. Rodríguez-Salgado¹, L. Cutillas-Barreiro¹, M. Díaz-Raviña², D. Fernández-Calviño³, J.C. Nóvoa-Muñoz¹, M. Arias-Estévez¹

⁽¹⁾ Soil Science and Agricultural Chemistry Area, Faculty of Sciences of Ourense, University of Vigo, Galicia, Spain. isabelrs@uvigo.es.+34 988 387 070

⁽²⁾ Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia, IIAG-CSIC, Santiago de Compostela, Spain

⁽³⁾ Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen, Frederiksberg, Denmark

Resumen

En este trabajo se estudia la mineralización del carbono, mediante la medida del CO₂ desprendido por el suelo durante su incubación en condiciones de laboratorio, en cinco suelos de viñedo ácidos (AC, PX, FR, PR y RG) a los que se adicionan dos dosis diferentes de residuo bentonítico (RB). Los resultados muestran que los suelos presentan unos valores bajos de CO₂ desprendido y, por consiguiente, de actividad metabólica. Los valores más altos corresponden a los suelos con un mayor contenido de C; sin embargo, los coeficientes de mineralización están inversamente relacionados con el contenido de C del suelo. La adición del residuo aumenta entre 2-5 veces la cantidad total de C mineralizado respecto al suelo control (sin residuo), observándose que el efecto depende tanto del tipo de suelo como de la dosis del residuo.

Introducción

La clarificación de los vinos blancos es una etapa crítica en el proceso de vinificación dado que en ella se eliminan las sustancias perjudiciales para la calidad de los vinos. Una de los compuestos más utilizados en la clarificación, debido a su elevada capacidad de adsorción, es la bentonita. Su uso se genera un residuo, residuo bentonítico (R), enriquecido en C, N y otros nutrientes, que ya ha sido evaluado exitosamente como enmienda de suelos agrícolas (Arias-Estévez et al., 2007). La aplicación de este residuo a suelos de viñedo podría cerrar un ciclo, de forma que el residuo generado se reutiliza incorporándolo a una etapa del mismo proceso productivo. Esta alternativa de gestión del residuo puede suponer una reducción del elevado coste de manejo de estos materiales para las pequeñas explotaciones (Mosse et al., 2012), mejorando la imagen social del sector productivo (Ruggieri et al., 2009). Queda pendiente evaluar el efecto de la adición de este tipo de residuo en la mineralización del C en suelos ácidos, una vez que en suelos calcáreos se ha observado que mejoran la respiración del suelo y la dinámica del C (Bustamante et al., 2010). Con estos antecedentes, el objetivo principal de este trabajo es evaluar la influencia de la adición de residuo bentonítico sobre los procesos de mineralización de la materia orgánica en suelos de viñedo ácidos.

Material y métodos

Para éste estudio se utilizan cinco suelos de viñedo localizados en la D.O. Ribeiro (Ourense, España), denominados AC, PX, FR, PR y RG, y cuyo material de partida es esquisto (Tabla 1). Para evaluar la mineralización de la materia orgánica se procede a realizar incubaciones de cada uno de los cinco suelos con dos dosis de R: una dosis alta correspondiente a un aumento sobre el C total nativo del suelo de un 10% (Ra), y una dosis baja que aumentaría el C total inicial de los suelos en un 5% (Rb). Así, las dosis altas de R añadido varían entre 9 y 55 Mg ha⁻¹, mientras que el intervalo para las dosis bajas es 5-28 Mg ha⁻¹.

Tabla 1: Principales características de los suelos y residuo (R) empleados en este estudio

Propiedades	Unidades	AC	PX	FR	PR	RG	R
pH H ₂ O		5,0	5,0	5,0	6,2	5,9	5,1
pH KCl		4,2	3,9	4,2	5,1	4,5	5,3
Arena	%	44,9	68,6	67,9	66,2	69,6	-
Limo	%	32,8	14,5	20,1	17,7	17,8	-
Arcilla	%	22,3	16,9	12,1	16,1	12,5	-
C	g kg ⁻¹	45,1	34,6	24,6	20,2	7,3	163,9
N	g kg ⁻¹	3,0	2,5	1,8	1,7	0,6	18,9
C/N		15	14	13	12	12	8,5
Na*	cmol _c kg ⁻¹	1,3	1,4	1,4	1,4	1,6	2,6
K*	cmol _c kg ⁻¹	1,6	0,3	0,6	1,2	0,6	164,9
Ca*	cmol _c kg ⁻¹	5,7	1,4	2,4	5,6	2,6	0,68
Mg*	cmol _c kg ⁻¹	0,7	0,2	0,3	1,5	0,7	1,55
CICe*	cmol _c kg ⁻¹	9,4	3,6	4,8	9,8	5,5	170,5

*cationes intercambiables; CICe: Capacidad de intercambio catiónico

Las incubaciones consisten en la mezcla de 20 g de suelo (<2 mm) con la dosis correspondiente de R y una cantidad de agua equivalente al 80% de la capacidad de campo. Las mezclas de suelo y residuo, por cuadruplicado para cada combinación de suelo y dosis de R, y cuatro adicionales para cada suelo sin enmienda (blancos) se introdujeron en botes de cristal herméticos junto con un bote con 10 mL de NaOH 0,5 N, que actúa a modo de trampa capturando el CO₂ desprendido durante la mineralización de la materia orgánica de las mezclas. La incubación, en condiciones de humedad constante, oscuridad y temperatura entre 27-30°C, se prolongó durante 14 días. Para evaluar la liberación de C, la trampa de NaOH se cambió a los 2, 4, 6, 8, 11 y 14 días, procediéndose a su valoración con HCl 0.5N en un titulador automático a pH final de 10,0, obteniendo la cantidad de C-CO₂ desprendido por el suelo. El coeficiente de mineralización endógena (CEM) se calculó como la relación entre el C desprendido por los suelos sin residuo (ER) (x 1000) y el C total nativo del suelo y el coeficiente de mineralización de los suelos enriquecidos (CESM) se estima como la relación entre la diferencia de C desprendido por los suelos enmendados y los suelos sin residuo (ER) (x1000), y la suma de C total nativo del suelo y el C aportado por la dosis de residuo (Díaz-Raviña et al., 1988).

Resultados y discusión

La mayor parte de la liberación de CO₂ se produce durante los primeros días de incubación tanto de los suelos control como de las mezclas (2-4 días), disminuyendo posteriormente (Figura 1). Este comportamiento, que es más patente en los suelos más ricos en materia orgánica nativa y en las mezclas con R de éstos suelos, podría relacionarse con un aumento en la actividad microbiana debido al incremento de materia orgánica disponible (Guerrero et al., 2007; Mahía et al., 2008). Los valores de C-CO₂ (Figura1) durante el periodo de incubación alcanza los 265 mg kg⁻¹ en el suelo de AC mezclado con la dosis más elevada de residuo, siendo de 183 y 107 mg kg⁻¹ para éste mismo suelo con la dosis baja de residuo y sin adición del mismo, respectivamente. En el caso de las mezclas de los suelos PX, FR y PR, los valores de C mineralizado varían entre 159 y 236 mg kg⁻¹ en respuesta a la dosis más elevadas de residuo, y entre 124 y 158 mg kg⁻¹ para la dosis baja de residuo, siendo de 45 a 158 mg kg⁻¹ para los suelos control. En el suelo más pobre en C (RG), los valores de C-CO₂ liberado varían en menor medida entre el suelo control y la mezcla de suelo con la dosis más alta de residuo, entre 40 y 67 mg kg⁻¹ respectivamente. La adición de R aumenta la liberación de CO₂ en todos los suelos ensayados, y el efecto se manifiesta en la primera semana de incubación. Los valores bajos de respiración en los suelos no enmendados muestran una escasa actividad

de la población microbiana que aumenta considerablemente tras la adición del residuo bentonítico debido probablemente a un incremento de C disponible (Díaz-Raviña et al., 1988; Mahía et al., 2008).

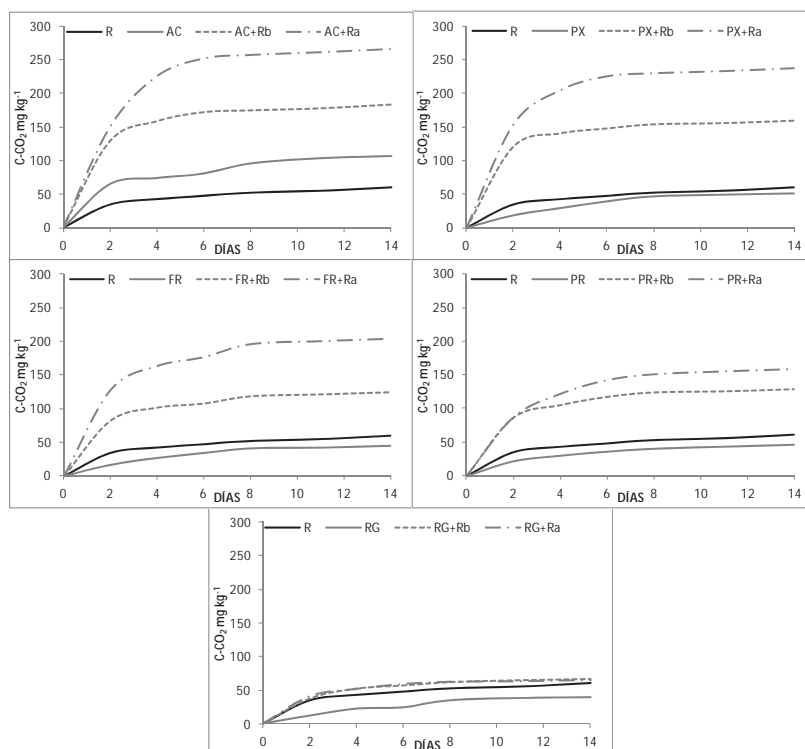


Figura 1. Liberación acumulada de CO₂ en los suelos control (AC, PX, FR, PR y RG), en el residuo bentonítico y en los suelos enmendados con la dosis alta (+Ra) y baja (+Rb) de residuo.

Por otro lado, se observa que el suelo con un mayor CEM (Figura 2) es el suelo RG, siendo el de menor valor el del suelo PX. El suelo RG mineraliza casi 3 veces más C nativo que el suelo AC, que es el siguiente suelo con mayor CEM. Esto es debido a que, aunque el C inicial de suelo RG sea al más bajo, tiene una mayor proporción de C lábil con respecto al C total nativo que los demás suelos. El CESM (Figura 2) nos muestra que el efecto positivo de la adición de residuo en la mineralización del C depende de la dosis y se produce, sobre todo, en los 6 y los 8 primeros días de incubación, tendiendo luego a estabilizarse o descender. El efecto del residuo y de la dosis varía dependiendo del suelo considerado, siendo mayor en los suelos con contenido inicial de C intermedio (PX, FR y PR) y menor en los suelos AC y RG. La comparación de los valores de los coeficientes de mineralización de los suelos no enriquecidos (CEM) y enriquecidos (CESM) también parece indicar que la adición de residuo, además de aportar C lábil, cambia la cinética de mineralización de los suelos. En resumen, los datos indican que la mineralización de C y, por consiguiente, la actividad de estos suelos ácidos es baja y que la adición al suelo del residuo vitivinícola incrementa la mineralización del C del suelo en mayor o menor medida dependiendo del suelo y de la dosis del residuo.

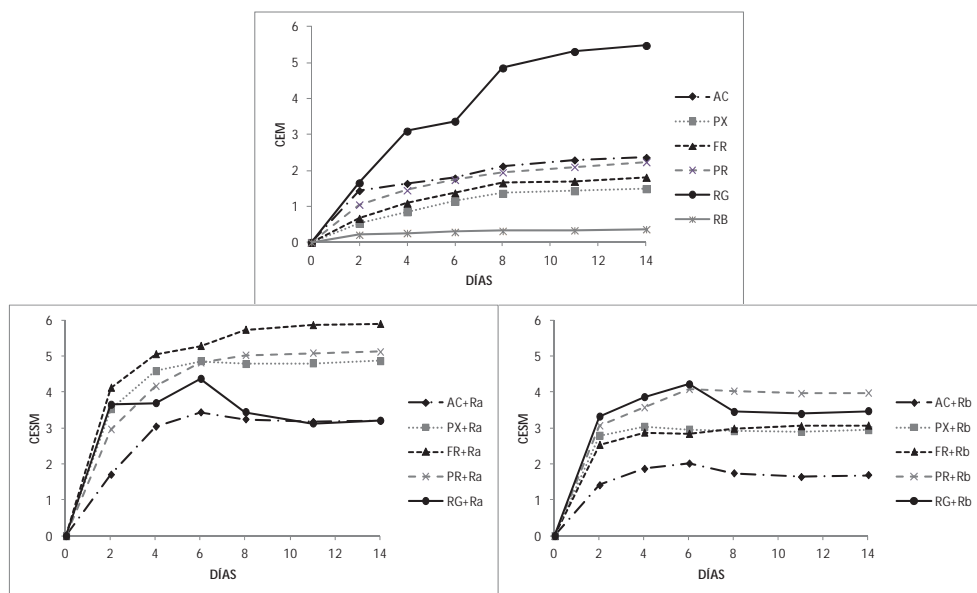


Figura 2. Coeficiente de mineralización endógena (CEM) y coeficiente de mineralización de los suelos enriquecidos (CESM) durante los 14 días.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado parcialmente a través de los fondos FEDER otorgados al CIA bajo el Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Consellería de Educación de la Xunta de Galicia

Bibliografía

- Arias-Estévez M, López-Periago E, Nóvoa-Muñoz JC, Torrado-Agrasar A, Simal-Gándara J. 2007. Treatment of an acid soil with bentonite used for wine fining: Effects on soil properties and the growth of *Lolium multiflorum*. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 55:7541-7546.
- Bustamante MA, Said-Pullicino D, Paredes C, Cecilia JA, Moral R. 2010. Influences of winery-distillery waste compost stability and soil type on soil carbon dynamics in amended soils. *Waste Management* 30:1966-1975.
- Díaz-Raviña M, Carballas T, Acea MJ. 1988. Microbial biomass and metabolic activity in four acid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20:817-823.
- Guerrero C, Moral R, Gomez I, Zornoza R, Arcenegui V. 2007. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. *Bioresource Technology* 98:3259-3264.
- Mahía J, Cabaneiro A, Carballas T, Díaz-Raviña M. 2008. Microbial biomass and C mineralization in agricultural soils as affected by atrazine addition. *Biology and Fertility of Soils* 45:99-105.
- Mosse KPM, Patti AF, Smernik RJ, Christen EW, Cavagnaro TR. 2012. Physicochemical and microbiological effects of long- and short-term winery wastewater application to soils. *Journal of Hazardous Material* 201-202:219-228.
- Ruggieri L, Cadena E, Martínez-Blanco J, Gasol CM, Rieradevall J, Gabarrell X, Gea T, Sort X, Sánchez A. 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *Journal of Cleaner Production* 17:830-838.

Evaluación de la amonificación en suelos de viñedo enmendados con un residuo vitivinícola

I. Rodríguez-Salgado¹, P. Pérez-Rodríguez¹, M. Díaz-Raviña², D. Fernández-Calviño³, J.C. Nóvoa-Muñoz¹, M. Arias-Estévez¹

⁽¹⁾ Soil Science and Agricultural Chemistry Area, Faculty of Sciences of Ourense, University of Vigo, Galicia, Spain. isabelrs@uvigo.es.+34 988 387 070

⁽²⁾ Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia, IIAG-CSIC, Santiago de Compostela, Spain

⁽³⁾ Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen, Frederiksberg, Denmark

Resumen

Se evalúa el proceso de amonificación en tres suelos de viñedo (PX, PR, RG) a los que se ha añadido diferentes dosis de un residuo vitivinícola (R) derivado del proceso de clarificación. Los resultados obtenidos muestran que las características iniciales del suelo determinan el proceso predominante, de amonificación o inmovilización, del N. Los porcentajes máximos de amonificación en las mezclas de suelo y residuo varían entre 0.2% (suelo PR + dosis baja de R) y 2.4% (suelo PX + dosis alta de R), lo que ocurre tras 7 y 21 días de incubación respectivamente. Por otro lado, la inmovilización máxima de N en el suelo PR sin residuo y enmendado con ambas dosis de R fue de 1.3% y se produjo a los 14 días de incubación. En ausencia de residuo, en los tres suelos estudiados el proceso de amonificación no llegó a producirse durante el periodo de duración del experimento. Finalmente, características iniciales de los suelos determinan cómo y en qué medida la adición de residuo influye en los procesos de amonificación e inmovilización del N.

Introducción

La industria vitivinícola es una de las industrias alimentarias más importantes de Galicia desde el punto de vista socioeconómico, teniendo como consecuencia negativa la generación de una gran cantidad de residuos. Una gestión adecuada de estos residuos, tendentes a reducir el impacto ambiental generado por su desecho incontrolado, genera un alto coste para los pequeños productores (Mosse et al., 2012). No obstante, algunos estudios abogan que su gestión resulta tanto en beneficios económicos como sociales Ruggieri et al. (2009). La clarificación de los vinos blancos se realiza empleando bentonita, debido a su elevada capacidad de adsorción y su eficiencia en la retirada de sustancias perjudiciales para la calidad de los caldos. Como consecuencia, se genera un residuo bentonítico (R) notablemente enriquecido en C, N, P, K y otros oligoelementos, siendo considerado idóneo como enmienda de suelos de cultivo (Arias-Estévez et al., 2007; Novoa-Muñoz et al., 2008). En este trabajo se evalúa la influencia de la adición de R a suelos de viñedo en los procesos de amonificación del N con el objetivo de evaluar la dinámica de este nutriente fuertemente enriquecido en el R debido a la retención de proteínas y poblaciones de levaduras muertas durante la vinificación (Bustamante et al., 2008) y, por otro lado, la aplicación del residuo al suelo podría llevar a un exceso de N que afectaría negativamente a la producción de uva y a la calidad de los vinos.

Material y métodos

En este estudio se emplean tres suelos de viñedos pertenecientes a la D.O. Ribeiro (Ourense, España) denominados PX, PR y RG. Se trata de suelos derivados de materiales esquistos y cuyas principales características y las del residuo bentonítico (R), se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Principales características de los suelos y el residuo (R) empleados en este estudio

Propiedades	Unidades	PX	PR	RG	R
pH H ₂ O		5.0	6.2	5.9	5.1
pH KCl		3.9	5.1	4.5	5.3
C _{TOTAL}	g kg ⁻¹	34.6	20.2	7.5	163.9
N _{TOTAL}	g kg ⁻¹	2.5	1.6	0.6	18.9
C/N		14.0	12.0	12.0	8.5
N-NH ₄ ⁺ _L	mg kg ⁻¹	10.45	27.63	3.42	104.6
Na*	cmol _c kg ⁻¹	1.4	1.4	1.6	2.6
K*	cmol _c kg ⁻¹	0.3	1.2	0.6	164.9
Ca*	cmol _c kg ⁻¹	1.4	5.6	2.6	0.68
Mg*	cmol _c kg ⁻¹	0.2	1.5	0.7	1.55
CICe*	cmol _c kg ⁻¹	3.6	9.8	5.5	170.5

*cationes intercambiables; CICe: Capacidad de intercambio catiónico

La evaluación de los procesos de amonificación se llevó a cabo en mezclas de suelo (<2 mm) y dos dosis de residuo bentonítico (R) que suponen un incremento del nivel de N nativo en los suelos entre el 7-8% con las adiciones bajas y 14-16% con las adiciones más altas de residuo. Así, al suelo PX se añadieron 21 (PX + Rb) y 42 (PX + Ra) Mg ha⁻¹ de residuo, al suelo PR 12 (PR + Rb) y 25 Mg ha⁻¹ (PR + Ra) y al suelo RG 5 (RG + Rb) y 9 (RG + Ra) Mg ha⁻¹. Las mezclas de suelo y residuo (70 g de suelo y la cantidad correspondiente de R) se realizaron por triplicado en cada combinación de suelo y dosis de R, siendo incubadas en condiciones controladas (oscuridad, 27-30°C y humedad al 80% de la capacidad de campo) durante 0, 7, 14, 21 y 42 días. A cada uno de estos tiempos, en las muestras incubadas se realizó una extracción con KCl 2M en el que se determinó la concentración de amonio mediante reducción con hidrazina. Para cada incubación se calculó el incremento de N neto amonificado como la diferencia entre la concentración de amonio final en cada tiempo y la concentración inicial de amonio del suelo correspondiente. En el caso del porcentaje de amonificación neta, se divide el valor obtenido de N neto amonificado entre el N total inicial de cada suelo.

Resultados y discusión

Los niveles de N amoniacal y N neto amonificado (Figura 1), revelan que la producción de amonio en el suelo PX enmendado con la dosis más elevada de R (PX + Ra) es máxima entre los días 7 y 21 de incubación, periodo durante el cual tiende a aumentar, al contrario que sucede en la mezcla de este suelo con la dosis menor de R (PX + Rb) donde el N neto amonificado tiende a disminuir. En el resto de los suelos ensayados, los valores de N neto amonificado son negativos, especialmente en el suelo PR y las mezclas de éste con las diferentes dosis de R. Los valores negativos de N neto amonificado indican un consumo de amonio superior a su producción, lo que puede atribuirse a una pérdida de amonio en forma de amoniaco (volatilización), a su nitrificación o bien a una inmovilización microbiana. Teniendo en cuenta el rango de pH de las mezclas de suelo y R, que en ningún caso supera 6.1, podemos suponer que esas condiciones son favorables para que tenga lugar una rápida nitrificación del amonio.

En cuanto a los porcentajes de mineralización neta con respecto al N total inicial de los suelos (Figura 2), observamos que los mayores porcentajes de amonificación se producen en el suelo PX en los primeros 21 días, alcanzando un máximo de 2.4% para la dosis más alta a los 21 días. En los suelos PR y RG se produce amonificación a los 7 días para los suelos con adición de R, alcanzando porcentajes de amonificación de 0.6% y 1% con la dosis más alta en PR y RG, respectivamente. En los demás casos se produce una inmovilización del N, manteniéndose para el suelo de PR y sus mezclas en 1.3% entre los 14 y 42 días. En el caso

del suelo PX sin enmienda, el N inmovilizado se mantiene en torno a 0.3% a partir de los 7 días, alcanzando ese valor en las mezclas a los 42 días. El suelo RG sin enmienda o con la dosis baja de R (Rb), la inmovilización de N alcanza un 0.2% tras 14 días de incubación, alcanzando ese mismo valor para la dosis alta a los 42 días.

Así, la tendencia de los tres suelos sin enmienda es la inmovilización del N, observando en el caso del suelo PX una mayor influencia de la adición de residuo en la transformación del N. Una vez que comienza la inmovilización de N en los suelos y sus mezclas con R, en el suelo PX a los 42 días, en PR a los 14 y en RG a los 21, el porcentaje de amonificación neta no se ve influido por la dosis de residuo añadida. Los resultados obtenidos indican que las transformaciones de N en el suelo por efecto de la adición de R, respecto a los procesos de amonificación e inmovilización, están influenciados por las características iniciales de suelo.

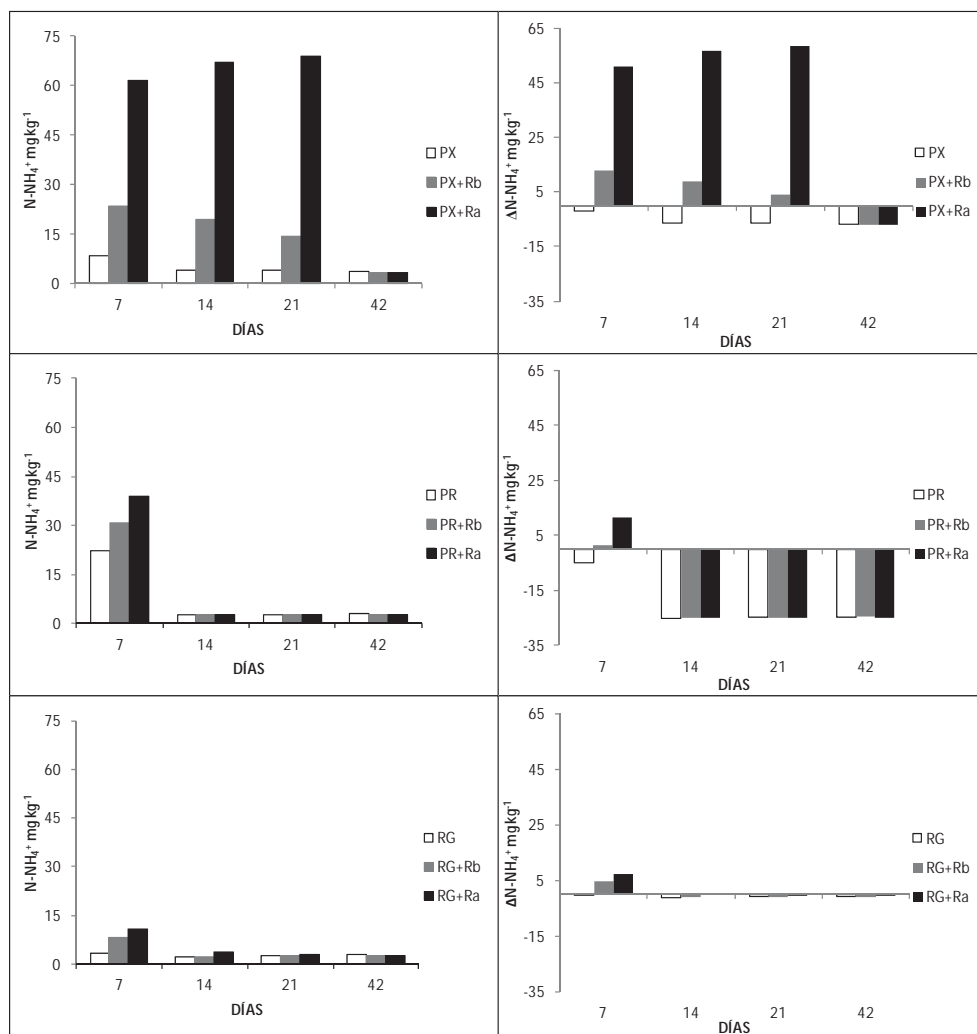


Figura 1. Evolución del $N-NH_4^+$ (derecha) y la amonificación neta del N (izquierda) en los suelos sin enmienda (PX, PR y RG) y enmendados con distinta dosis de residuo (Ra, dosis alta; Rb, dosis baja) durante el periodo de incubación.

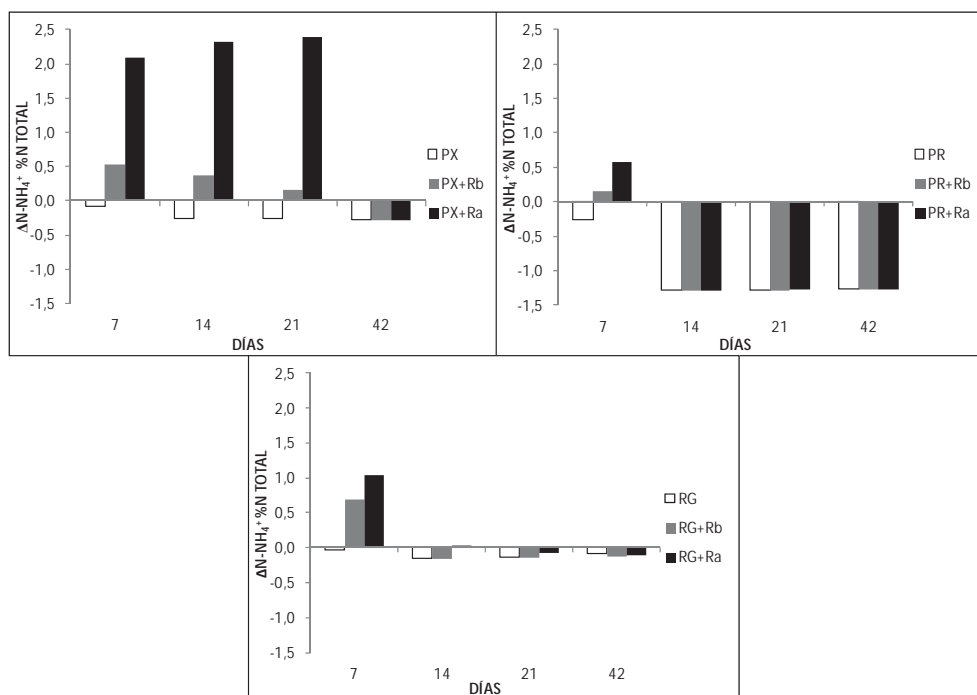


Figura 2. Porcentaje de amonificación neta del N en los suelos sin enmienda (PX, PR y RG) y enmendados con distinta dosis de residuo (Ra, dosis alta; Rb, dosis baja) a lo largo del periodo de incubación.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado parcialmente a través de los fondos FEDER otorgados al CIA bajo el Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Consellería de Educación de la Xunta de Galicia

Bibliografía

- Arias-Estévez M, López-Periago E, Nóvoa-Muñoz JC, Torrado-Agrasar A, Simal-Gándara J. 2007. Treatment of an acid soil with bentonite used for wine fining: Effects on soil properties and the growth of *Lolium multiflorum*. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 55:7541-7546.
- Bustamante MA, Moral R, Paredes C, Pérez-Espinosa A, Moreno-Caselles J, Pérez-Murcia MD. 2008. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Management* 28:372-380.
- Mosse KPM, Patti AF, Smernik RJ, Christen EW, Cavagnaro TR. 2012. Physicochemical and microbiological effects of long- and short-term winery wastewater application to soils. *Journal of Hazardous Material* 201-202:219-228.
- Nóvoa-Muñoz JC, Simal-Gándara J, Fernández-Calviño D, López-Periago E, Arias-Estévez M. 2008. Changes in soil properties and in the growth of *Lolium multiflorum* in an acid soil amended with a solid waste from wineries. *Bioresour Technol* 99:6771-6779.
- Ruggieri L, Cadena E, Martínez-Blanco J, Gasol CM, Rieradevall J, Gabarrell X, Gea T, Sort X, Sánchez A. 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *Journal of Cleaner Production* 17:830-838.

Impact of slurry acidification on nitrogen dynamics after soil application

D. Fangueiro^{1*}, A. Bichana¹, S. Surgy¹, F. Cabral¹, J. Coutinho³

IUIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

[*dfangueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfangueiro@isa.ulisboa.pt)

²Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

Slurry acidification is an useful tool to prevent ammonia emissions during storage and soil application. Furthermore, previous works indicated that slurry acidification modifies the slurry composition and the nitrogen dynamics in amended soils, namely the nitrification rates. Our laboratory study followed the nitrogen dynamics in a Cambisol amended with cattle slurry and derived liquid fractions treated by acidification or by addition of a nitrification inhibitor (DMPP).

We observed that acidification affects the nitrogen dynamics, namely in the liquid fraction even if at a lower extend than in previous studies. Furthermore, acidification has a lower effect on nitrification than DMPP.

Introduction

Animal slurry is commonly applied to soil to provide nutrients and organic matter. However, it also led to significant losses of ammonia that decrease the slurry fertilizing value and strongly impact the environment (Erisman et al., 2008). A solution to minimize ammonia emissions consists in decreasing the slurry pH by acid addition. Such practice is very effective to prevent ammonia emissions but few is known about the global impact of acidified slurry application to soil (Kai et al., 2008). Since more ammonium nitrogen remained in soil after acidified slurry application, the potential risk of nitrate leaching might be higher compared to non acidified slurry and consequently slurry acidification could be source of pollution swapping rather than an efficient solution for slurry management. Nevertheless, previous studies by Fangueiro et al. (2010, 2013) indicated that soil application of acidified slurry led to a decrease in soil respiration, nitrification, and microbial-biomass-C values, relative to soil application of non acidified slurry. The effect of slurry acidification on nitrogen dynamics was so significant that the previous authors hypothesized that it could be comparable with the effect of nitrification inhibitors. However, such effect was observed only in acid sandy soils and no information is available in other soils types.

Therefore, the aim of the present work was to follow the nitrogen dynamics in a sandy loam soil amended with acidified slurry and slurry treated with DMPP, a well-known nitrification inhibitor. The effect of acidification on the liquid fraction of slurry obtained by solid-liquid separation was also considered since slurry separation is now a common tool used at farm scale.

Material and Methods

The main characteristics of the Dystric Cambisol used here are: pH (H₂O): 5.9; pH (KCl)4.4; organic matter: 2.13 %; P₂O₅: 311 mg kg⁻¹; K₂O: 300 mg kg⁻¹; coarse sand (0.2 – 2 mm): 381.1 g kg⁻¹; fine sand (0.02 - 0.2 mm): 380.2 g kg⁻¹; silt (0.002 - 0.02 mm): 152.1g kg⁻¹; clay (< 0.002 mm): 86.7 g kg⁻¹. The slurry (WS) used in this study was sampled in a commercial dairy farm and the liquid fraction (LF) was obtained by centrifugation. One third of WS and LF was acidified to pH 5.5 by addition of concentrated sulphuric acid and a second third was treated with 2.5 ml kg⁻¹DMPP (5g L⁻¹). A total of six cattle slurry derived materials were obtained: non acidified (WS) and acidified (AWS) slurry, non-acidified (LF) and

acidified (ALF) Liquid Fraction, DMPP-amended WS (WS-DMPP) and LF (LF-DMPP). An amount of these materials equivalent to 4 mg of total N (equivalent to 250 kg N ha⁻¹) was surface applied to 50 g of soil. Final soil moisture was adjusted to 65% of Water holding capacity. A control treatment (non amended soil) was also considered. 48 units (12 sampling dates * 4 repetitions) were prepared for each treatment since destructive sampling was used. The experimental units were aerobically incubated during 90 days at 25°C. Ammonium (NH₄⁺) and nitrate (NO₃⁻) concentrations in soil were regularly evaluated by extraction with 2M KCl (1:5 w/v) followed by quantification using a Skalar segmented flow auto analyser.

Results and Discussion

Ammonium concentration in original soil at the beginning of the experiment was relatively low (10 mg N kg⁻¹) and remained between 5 and 10 mg N kg⁻¹ all over the incubation (Figure 1). Soil application of treated and untreated WS strongly increased NH₄⁺ concentration to ~40 mg N kg⁻¹. However, this concentration decreased strongly over the first 20 days in WS to reach the same values as observed in control. In AWS and WS-DMPP treatments, the NH₄⁺ concentrations also decreased with time but at a lower rate relative to WS. NH₄⁺ concentration remained higher than 15 mg N kg⁻¹ in WS-DMPP until day 42 and then decrease to values close to control. Values of NH₄⁺ concentration in AWS were significantly higher than in WS and lower than in WS-DMPP between days 7 and 42 but from day 49 onward, the higher concentrations of NH₄⁺ were observed in AWS compared to WS and WS-DMPP. Considering the treatments amended with treated and untreated LF, a similar trend as those previously described was observed. NH₄⁺ concentration in LF reached the control values on day 21 and in ALF, NH₄⁺ concentration decreased strongly until day 21 but remained higher than in LF and control until the end of the experiment. The NH₄⁺ concentration remained higher than 30 mg N kg⁻¹ in LF-DMPP until day 42 and only reached the same values observed in ALF on day 77. The effect of acidification on NH₄⁺ concentration was not so pronounced here when compared to results reported by Fangueiro et al. (2013) probably because, in the present work, the slurry was not mixed with the soil. Acidified slurry exposure to air may have led to an increase of slurry pH explaining the lower effect on NH₄⁺ concentration maintenance.

The soil used in the present experiment has an initial nitrate concentration of 30 mg N kg⁻¹ (Figure 2). As expected, nitrate concentration in WS-DMPP remained close to control during the first 20 days of experiments but then, quickly increased to reach values similar to those observed in WS and AWS. No significant differences were observed between AWS and WS in terms of nitrate concentration. When considering soil amended with treated and untreated LF, the effect of DMPP seems to be more prolonged since nitrate concentration remained lower in LF-DMPP than in LF or ALF until day 67. Furthermore, a lower nitrate concentration was observed in ALF relative to LF from day 7 to day 77. The effect of acidification on nitrification was observed here only when considering LF. It might be due to the fact that AWS remained on soil surface and may have suffer a pH increase during the first hours while the ALF that infiltrate faster in soil may have kept a lower pH during a longer time.

An effect of slurry treatment by acidification or DMPP addition can also be observed in terms of applied N mineralization (Table 1). Slurry acidification increase the apparent N mineralization relative to WS on days 4, 63 and 91 and decrease N immobilization on days 21 and 42. The opposite effect was observed in WS-DMPP. When considering LF, the effect of acidification and DMPP was not so clear. Over the whole experiment, similar or lower values of apparent N mineralization were observed in ALF and LF-DMPP compared to LF.

The present study indicates that acidification has a significant impact on the ammonium concentration in soil amended with AWS and ALF. However, the effect of acidification on nitrification was observed only when considering ALF and such effect was very limited when

compared to DMPP. These results are in contrast with previous works that reported a significant effect of acidification on nitrification. Such differences might be due first to the application method, surface application or incorporation, as previously stated, or to the soil characteristics. A systematic study comparing the effect of acidified slurry application to different soils on nitrification is therefore recommended.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/ 2010) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

Table 1: Apparent N mineralization (% of N applied) evolution in the treatments considered here (mean of 4 replicates)

Days after application	4	21	42	63	91
AWS	16.68	-6.27	-3.71	12.39	14.44
WS-DMPP	2.11	-23.42	-7.69	4.52	3.86
WS	9.13	-20.37	-14.21	7.98	-3.90
LF	14.80	1.20	7.99	34.29	9.14
ALF	14.94	-3.74	1.58	21.53	13.19
LF-DMPP	3.51	0.43	5.42	16.96	7.73

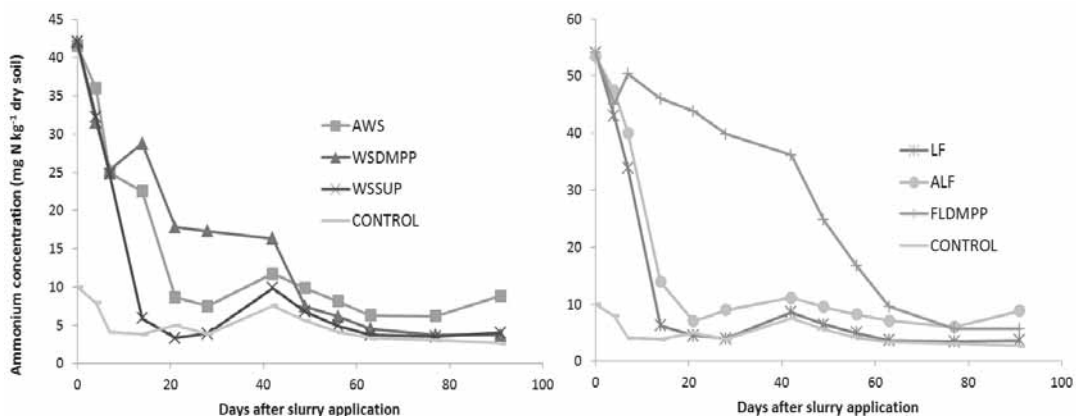


Figure 1: Evolution of the ammonium concentration in soil amended with treated and untreated cattle slurry or derived liquid fraction - mean of 4 replicates.

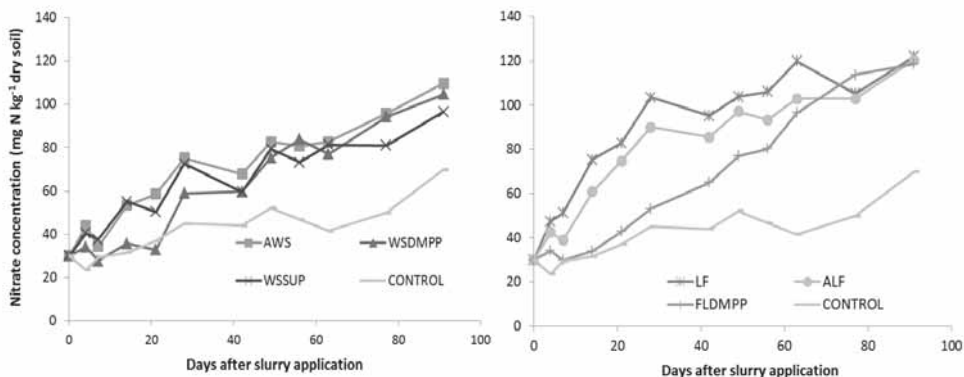


Figure 2: Evolution of the nitrate concentration in soil amended with treated and untreated cattle slurry or derived liquid fraction - mean of 4 replicates.

References

- Erisman, J.W., Bleeker, A., Hensen, A., Vermeulen, A., 2008. Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmospheric Environment* 42: 3209-3217.
- Fangueiro D, Ribeiro H, Coutinho J, Cardenas L, Trindade H, Cunha-Queda C, Vasconcelos E, Cabral F. 2010. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soil* 46 (4): 383-391.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., Vasconcelos, E., 2013. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176: 540-550.
- Kai P, Pedersen P, Jensen JE, Hansen MN, Sommer SG, 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28: 148-154.

Estudio de la mineralización del carbono en un suelo enmendado con un compost a base de algas y restos de pescado.

M. Illera-Vives¹, M.E. López-Mosquera¹, H. M., Ribeiro²

¹Instituto de Biodiversidad Agraria y Desarrollo Rural (IBADER), Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España.

²UIQA, Instituto Superior de Agronomía, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.

Resumen

Con el fin de estudiar la mineralización del carbono de una enmienda elaborada por medio del compostaje de algas y restos de pescado (MO del 83%), se realizó una incubación aeróbica de un suelo de invernadero al que se le aplicaron distintas dosis de la mencionada enmienda (C: 0 t ha⁻¹; C1: 39 t ha⁻¹, C2:49 t ha⁻¹ y C3:66 t ha⁻¹). Para describir la cinética del proceso fue utilizado un modelo exponencial de primer orden, que presentó un buen ajuste a los datos obtenidos. Todos los tratamientos que recibieron la enmienda presentaron una liberación de C significativamente mayor con respecto al tratamiento control. Al final del ensayo (110 días) el % de carbono mineralizado se situó entre 1,7 y 2,7% siendo significativamente mayor en la dosis más alta de compost. No obstante, todas las dosis presentaron un bajo nivel de mineralización, lo que indica que la mayor parte del C presente en la enmienda estaba bajo formas muy estables.

Introducción

En las zonas costeras se generan grandes cantidades de restos de pescado procedente de las industrias de transformación, así como de algas de arribazón que son retiradas de las playas. Estos materiales suponen un recurso de gran valor, no obstante si no son gestionados adecuadamente, pueden llegar a constituir un residuo. Uno de los posibles usos que se les puede dar es el agrícola, siendo especialmente interesante la posibilidad de ser utilizadas en sistemas de manejo ecológico. Las algas y los restos de pescado pueden ser compostados para producir una enmienda o un fertilizante de calidad, representando esta alternativa un método apropiado para la gestión de estos subproductos desde un punto de vista económico y medioambiental.

Entre las propiedades que posee el compost de algas y restos de pescado, cabe destacar su alto contenido en nutrientes y materia orgánica (Illera et al., 2013). Esto último lo hace un producto ideal para ser utilizado como enmienda orgánica, pudiendo ser utilizado en sistemas de agricultura ecológica debido a que cumple con los requerimientos exigidos para la obtención de la etiqueta ecológica europea (EC, 2006).

El proceso de mineralización de esta materia orgánica, difiere entre los distintos tipos de compost ya que este proceso depende de muchos factores, entre ellos la relación C/N, el proceso de compostaje, la madurez y la calidad del compost (Amlinger et al., 2003). Por esta razón, es necesario estudiar la dinámica de mineralización de cada tipo de compost, con el fin de establecer directrices para su uso. Aunque existen en la bibliografía numerosos trabajos describiendo la dinámica de mineralización de distintos fertilizantes orgánicos, actualmente no hay ningún trabajo describiéndola en un fertilizante de estas características.

Por todos estos motivos, en este trabajo se ha estudiado durante 110 días, la dinámica de mineralización del C de un suelo abonado con distintas dosis de un compost de algas y restos de pescado.

Material y métodos

El compost (tabla 1) se obtuvo a partir de (a) algas de arribazón, (b) restos de pescado (*Trachurus trachurus* L.), y (c) corteza de pino; con una proporción final de 1:1:3 (v/v) (Illera -Vives et al., 2013). El experimento de incubación se llevó a cabo en un terreno no abonado procedente de la capa superior de un suelo clasificado como Cambisol húmico. Se estudiaron tres dosis distintas de abonado, junto con un tratamiento control sin abonar: C: 0 t ha⁻¹; C1: 39 t ha⁻¹, C2:49 t ha⁻¹ y C3:66 t ha⁻¹ (0; 13,64; 17,06 y 22,74 g C kg⁻¹ suelo, respectivamente. Previamente a la incubación se ajustó la humedad del suelo al 100% de la capacidad de campo y se sometió a una preincubación a 25 °C durante 7 días. Para cada tratamiento se pesaron cuatro muestras de 60 g (peso equivalente a suelo seco) y fueron depositadas en recipientes de plástico de 250 mL. Posteriormente cada una de las muestras fueron colocadas en frascos de vidrio de 1,5 L que contenían un recipiente con 20 mL de agua destilada para evitar la desecación del suelo y un recipiente con 20 mL de solución de NaOH 1M. Los frascos fueron cerrados herméticamente y se incubaron a 25 °C durante 110 días. Al cabo de 1, 7, 14, 21, 28, 42, 56, 70, 84 y 110 días, los recipientes de NaOH fueron extraídos. Su contenido fue almacenado herméticamente para analizar posteriormente su contenido en CO₂ y sustituido con NaOH fresco. Para cuantificar CO₂ desprendido se realizó una determinación volumétrica (Zibilske, 1994).

Los resultados del estudio se sometieron a análisis de varianza de una vía, seguido del test de Duncan en caso de varianzas homogéneas y el test de Games-Howell para varianzas no homogéneas. Para describir la mineralización se utilizó un modelo cinético de primer orden (Stanford y Smith, 1972) $C_{\min} = C_0 \times (1 - e^{-(k \times t)})$ donde C_0 es la mineralización máxima potencial (mg kg⁻¹ suelo), k es la tasa de mineralización por día y t es el tiempo (días).

Resultados y discusión

Durante todo el ensayo se produjo una liberación de C en todos los tratamientos, no observándose en ningún caso una tendencia a la estabilización, por lo que se puede deducir que el proceso de mineralización aún continuaba activamente a los 110 días (figura 1). La aplicación de compost produjo un aumento en la liberación de C como ya ha sido comprobado en numerosos estudios (Ribero et al., 2010). A pesar de que el suelo poseía un alto contenido de C (48,08 mg kg⁻¹suelo), durante todo el ensayo los tratamientos tratados con la enmienda orgánica mostraron una mayor liberación de este elemento respecto al tratamiento control (tabla 2), especialmente la dosis C3, que fue significativamente mayor al resto de tratamientos. Por su parte, en los suelos tratados con las dosis C1 y C2, el carbono liberado fue bastante similar durante todo el ensayo, no encontrándose diferencias significativas entre ambos durante el último mes (tabla 2).

Para describir la dinámica de mineralización, se utilizó un modelo exponencial de primer orden que mostró un buen ajuste a los datos obtenidos, con valores de R² por encima de 0,95 y valores de $p < 0.001$ en todos los casos. Este modelo ya ha sido utilizado con éxito para describir procesos de mineralización del carbono en tratamientos con un solo fertilizante (Ribeiro, 2010). El C potencialmente mineralizable (C_0) (tabla 3) aumentó con la dosis, siendo en todos los casos significativamente mayor que en el tratamiento control, aunque por el contrario las tasas de mineralización se mantuvieron muy homogéneas en todas las dosis de abonado.

En cuanto al porcentaje de C mineralizado respecto del total aportado (tabla 4), también se observa un aumento al incrementar la dosis de abonado, obteniendo el tratamiento C3 el mayor porcentaje de mineralización (PMC) durante todo el ensayo. A los 110 días, solo se mineralizó alrededor de un 2% del C total presente en el compost, lo que supone una cantidad muy por debajo de los valores obtenidos en otros ensayos de mineralización de carbono de suelos abonados con compost, como el 15% encontrado por Ribeiro et al (2010) o el 9% por

Bernal et al (1998). Esto indica que se trata de un compost muy estable, lo cual puede resultar útil desde el punto de vista de secuestro de carbono.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de: Xunta de Galicia (Proyectos PGIDT05TAM097E y 09MRU016291PR y la beca de postgrado a Marta Illera-Vives), a la Unión Europea y el Gobierno de Portugal (Projeto ProDer, Medida 4.1 "Cooperação para a Inovação", PA 24071, Parceria 397, FERTILPODA) y al Banco Santander por financiar la movilidad con la que se realizó este estudio.

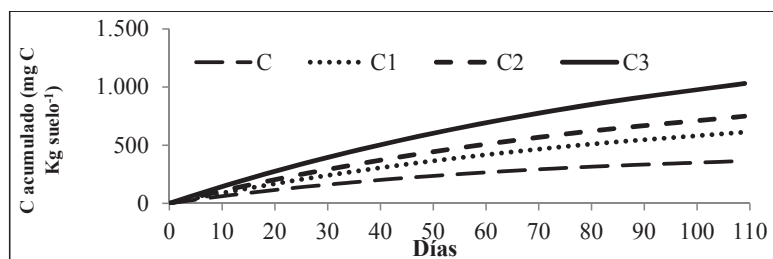


Figura 1. Modelización de la liberación de C inorgánico (mg C kg⁻¹ suelo). (C: 0, C1:39, C2:49 y C3:66 t ha⁻¹)

Tabla 1. Características químicas del compost y del suelo. Valores medios ± desviación estándar de cinco repeticiones.

Compost		Suelo	
pH 1:5	6,72±0,28	pH ext.sat	4,18±0,09
CE 1:5 (dS m ⁻¹)	2,21±0,26	CE ext.sat. (dS m ⁻¹)	6,30±1,69
C/N	22,89±008	C/N	7,27±0,57
C (%)	48,08±0,18	C (%)	2,28±0,35
N (%)	2,10±0,01	N (%)	2,25±0,04

CE: conductividad eléctrica; C: carbono; N: nitrógeno

Tabla 2. C acumulado observado durante la incubación (mg kg⁻¹ suelo). Valores medios ± desviación típica de cinco repeticiones. En cada fila, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0.05).

Días	C	C1	C2	C3
1	1,98 ± 2,15 a	11,46 ± 2,51 b	20,73 ± 2,58 c	27,98 ± 7,10 d
3	20,25 ± 1,67 a	36,25 ± 3,49 b	48,89 ± 2,20 c	59,48 ± 6,26 d
7	44,49 ± 7,74 a	72,44 ± 8,70 b	94,17 ± 2,75 c	117,46 ± 11,87 d
14	90,44 ± 5,60 a	128,99 ± 10,05 b	153,83 ± 5,44 c	185,22 ± 17,06 d
21	125,15 ± 10,36 a	182,88 ± 14,84 b	212,20 ± 4,51 c	245,92 ± 19,24 d
28	156,86 ± 12,01 a	230,07 ± 19,24 b	264,42 ± 4,68 c	302,95 ± 20,63 d
42	205,59 ± 15,43 a	313,95 ± 32,57 b	358,46 ± 4,99 c	410,31 ± 20,00 d
56	243,99 ± 20,18 a	376,54 ± 30,85 b	417,24 ± 16,46 b	519,73 ± 50,06 c
70	288,35 ± 16,82 a	438,71 ± 38,55 b	503,16 ± 20,87 b	730,71 ± 113,09 c
84	301,29 ± 16,86 a	464,49 ± 55,70 b	532,67 ± 50,38 b	827,65 ± 168,45 c
109	343,31 ± 28,47 a	552,81 ± 75,30 b	656,30 ± 68,26 b	962,98 ± 170,63 c

C: 0; C1:39; C2:49 y C3:66 toneladas de compost por ha⁻¹ suelo.

Table 3. Parámetros del modelo exponencial de primer orden. Media \pm desviación estandar de cinco repeticiones. Para cada columna letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

	Co ^b		k ^c		R ²	p valor
C	461,22 \pm 20,19	a	0,014 \pm 0,002	b	0,99	<0,001
C1	908,48 \pm 194,06	b	0,010 \pm 0,001	a	0,97	<0,001
C2	1132,78 \pm 168,76	b	0,010 \pm 0,002	a	0,97	<0,001
C3	1606,87 \pm 444,07	c	0,009 \pm 0,003	a	0,95	<0,001

^aMineralización potencial (mg kg⁻¹ suelo) ^bConstante de mineralización.

Tabla 4. Porcentaje de carbono potencialmente mineralizable (% CPM) respecto al carbono aportado predicho por el modelo. Valores medios \pm desviación estándar de cinco réplicas. Para cada fecha letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

Días	%CPM = <i>Carbono liberado/N organic aplicado</i> \times 100					
	C1		C2		C3	
1	0,018 \pm 0,007	a	0,026 \pm 0,004	b	0,033 \pm 0,004	c
3	0,055 \pm 0,019	a	0,077 \pm 0,013	b	0,098 \pm 0,010	c
7	0,129 \pm 0,043	a	0,178 \pm 0,029	b	0,227 \pm 0,022	c
14	0,258 \pm 0,080	a	0,350 \pm 0,052	b	0,446 \pm 0,039	c
21	0,386 \pm 0,114	a	0,518 \pm 0,072	b	0,657 \pm 0,055	c
28	0,512 \pm 0,144	a	0,680 \pm 0,088	b	0,860 \pm 0,072	c
42	0,758 \pm 0,203	a	0,988 \pm 0,114	b	1,241 \pm 0,116	c
56	0,992 \pm 0,263	a	1,274 \pm 0,135	b	1,592 \pm 0,175	c
70	1,211 \pm 0,325	a	1,536 \pm 0,156	a	1,914 \pm 0,247	b
84	1,415 \pm 0,390	a	1,777 \pm 0,180	a	2,208 \pm 0,327	b
109	1,741 \pm 0,511	a	2,155 \pm 0,234	a	2,669 \pm 0,482	b

References

- Amlinger F, Götz B, Dreher P, Geszti, J, Weissteiner C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology* 39: 107-116.
- Bernal, M. P., Sanchez-Monedero, M. A., Paredes, C., & Roig, A. 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69(3): 175-189.
- Illera-Vives M., Labandeira S, López-Mosquera ME. 2013. Production of compost from marine waste: evaluation of the product for use in ecological agriculture. *Journal of Applied Phycology* 25: 1395-1403.
- Ribeiro, H. M., Fangueiro, D., Alves, F., Vasconcelos, E., Coutinho, J., Bol, R., & Cabral, F. (2010). Carbon-mineralization kinetics in an organically managed Cambic Arenosol amended with organic fertilizers. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173(1): 39-45.
- Stanford G, Smith S 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal* 36: 465-472.
- EC Council 799/2006. 2006. Commission Decision 799/2006 establishing revised ecological criteria and the related assessment and verification requirements for the award of the community ecolabel to soil improvers. *Official Journal of European Communities* L325: 38–34.
- Zibilske LM. 1994. Carbon Mineralization. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties* (Weaver RW, Angle J S, Bottomly P eds.). Soil Science of America Inc., madison, pp. 835–863.

Valorização agrícola de resíduos orgânicos de pecuária: avaliação da fitodisponibilidade em fósforo

C. Horta^{1,2}, P. Ribeiro¹, M. Batista¹, J. P. Carneiro^{1,2}, M. Roboredo³, J. Torrent⁴

¹Instituto Politécnico de Castelo Branco, Escola Superior Agrária, Quinta Sra. de Mércules, 6001-909 Castelo Branco, Portugal.

²CERNAS, Quinta da Sra. de Mércules, 6001-909 Castelo Branco, Portugal; carmoh@ipcb.pt

³Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Centro de Química Vila Real, Quinta dos Prados, 5001-801 Vila Real, Portugal.

⁴Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, Edificio C4, 14071 Córdoba, España.

Resumo

Este trabalho teve como objetivo avaliar a adequação de dois métodos analíticos, o método de Olsen (Olsen-P) e o de Egnér-Riehm (AL-P), na quantificação do fósforo (P) fitodisponível, após aplicação ao solo, num ensaio de campo, de resíduos orgânicos de pecuária como fertilizantes. Efetuaram-se as seguintes modalidades: Controlo, sem aplicação de P (C); estrume de vaca (M); fração sólida, obtida após desidratação do efluente proveniente de suinicultura (S) ou de avicultura-patos (D); adubo mineral, superfosfato de cálcio (F). Realizou-se a incorporação dos resíduos orgânicos e adubo mineral, numa quantidade correspondente à aplicação de 50 kgP/ha e a cultura utilizada foi o azevém. Observou-se que tanto o Olsen-P como o AL-P apresentavam correlação significativa com o P extraído pela cultura nas diversas modalidades. O método de Olsen apresentava um mais alto valor preditivo. Este facto pode ser explicado pelo efeito significativo de formas de P associadas a fosfatos de cálcio lábeis, presentes nalguns resíduos e extraídas pelo método de Egnér-Riehm que possui uma solução extrativa muito ácida, enquanto o método de Olsen mostra extrair fundamentalmente as formas de P não ocluídas associadas a compostos de Fe e AL e em complexos organo-metálicos. Os resíduos orgânicos utilizados mostraram constituir uma fonte de P fitodisponível e não tiveram efeito significativo sobre as formas de P orgânico no solo. Na modalidade D registou-se o valor mais elevado em P inorgânico. Os resíduos comportaram-se de forma distinta relativamente à partição das formas lábeis de P no solo, que por sua vez parecem estar relacionadas com a alimentação e metabolismo das diferentes espécies pecuárias. O método de Olsen evidenciou ser mais robusto como índice de fitodisponibilidade, havendo no entanto que aprofundar nos resíduos orgânicos de pecuária metodologias mais adequadas à quantificação do seu valor como fertilizante fosfatado.

Introdução

A utilização do fósforo tem sido caracterizada por apresentar um ciclo aberto, ao longo do qual ocorre a incorporação de P em diversos produtos/resíduos originados quer pela atividade agro-pecuária quer humana. O conteúdo em P destes resíduos pode ter interesse fertilizante, contribuindo esta valorização agrícola para fechar o ciclo de utilização do P. Deste modo, diminuirá não só a entrada de P nos cursos de água como também o uso de adubos químicos com a consequente proteção das reservas fosfatadas. A avaliação da fitodisponibilidade do P em resíduos orgânicos de pecuária tem sido efetuada por vários autores (Heckrath et al., 1995; Sharpley e Moyer, 2000; Serrão et al., 2007; Sing e Jones, 1976; Toor et al., 2006). O objetivo deste trabalho foi avaliar a adequação de dois testes laboratoriais, o método de Olsen e o método de Egnér-Riehm na quantificação do P fitodisponível, após aplicação ao solo de resíduos orgânicos de pecuária como fertilizantes.

Material e Métodos

Este trabalho foi realizado no Campo Experimental de Erosão Hídrica da Escola Superior Agrária de Castelo Branco (39° 49' 25,0252 N; 7° 26' 48,582" W), localizado num Regossolo (IUSS, 2006) originário de Granito e constituído por um conjunto de 18 talhões, cada um com uma área de 42 m² e declive de 9%. Na parte inferior de cada talhão localiza-se uma caleira metálica e um tanque coletor, para transportar e recolher a água e os sedimentos de cada talhão, após a ocorrência de precipitação. O ensaio foi instalado em 30 outubro de 2012 com a incorporação dos resíduos orgânicos e do adubo mineral, numa quantidade correspondente à aplicação de 50 kg P/ha. A sementeira do azevém ocorreu a 13 de novembro e a sua colheita a 27 de maio de 2013. Efetuou-se uma colheita compósita de amostras de terra/talhão antes da instalação do ensaio, 29 agosto de 2012, e outra após a colheita do azevém a 3 de junho de 2013. As modalidades efetuadas foram as seguintes: Controlo, sem aplicação de P (C); estrume de vaca (M); fração sólida, obtida após desidratação do efluente proveniente de suinicultura (S) ou de avicultura-patos (D); e adubo mineral (superfosfato de cálcio, F). Foi efetuada uma adubação azotada de fundo, correspondente à aplicação de 20 kg N/ha à instalação da cultura nas modalidades C e F, e em cobertura igual quantidade de azoto em todas as modalidades. Os resíduos foram caracterizados quimicamente com a metodologia utilizada no Laboratório de Solos e Fertilidade da ESACB (Normas EN para resíduos orgânicos). O P no solo foi quantificado pelo método de Olsen et al (1954) (Olsen-P) e pelo método do lactato de amónio e ácido acético tamponizado a pH 3,75 (Egnér et al, 1960; AL-P). Efetuou-se também o fracionamento sequencial das formas de P no solo através da metodologia descrita por Ruiz et al (1997). O material vegetal foi seco a 65°C e pesado para obtenção da matéria seca produzida. Após digestão com HNO₃-HClO₄ quantificou-se o P. O P foi quantificado pelo método de Murphy e Riley (1962).

Resultados e Discussão

Caracterização dos resíduos

Como se pode observar pela Tabela 1 os resíduos apresentavam uma elevada variação no teor de humidade tendo o resíduo de porco valores relativamente elevados, o que origina maiores custos de transporte por unidade de nutrientes aplicada.

Tabela 1- Teores de N e P totais dos resíduos (matéria original) usados no ensaio do campo de erosão hídrica- da ESACB de outubro, de 2012 a junho de 2013

Tipo resíduo	N/P	N-total (% na mat. orig.)	P-Total (% na mat. orig.)	Humidade %	C/N
Pato (D)	3,5/1	1,6	0,45	21,7	12
Suíno (S)	2,2/1	0,92	0,42	61,5	21
Estrume vaca (M)	8,4/1	1,51	0,18	46,6	14

Relativamente à razão N/P, esta é alta no estrume de vaca conduzindo para uma aplicação de 50 kg P/ha a um valor de N-total de 420 kg, muito acima do valor recomendado pelo Código das Boas Práticas Agrícolas (1997). Os teores em micronutrientes ou metais pesados (dados não apresentados) situavam-se abaixo dos limites referidos no DL 118/2006 de 21 de junho.

P biodisponível no solo

No início do ensaio o teor em P biodisponível no solo situava-se entre a classe de fertilidade baixa (modalidade C, Olsen-P 9,3 mg/kg) valor significativamente inferior ao das restantes modalidades, e a classe de fertilidade média (Olsen-P entre 15,4 e 19,8 mg/kg) nas restantes modalidades, sem diferenças significativas entre si. No final do ensaio e após a colheita do azevém, observa-se que a aplicação de 50 kg P/ha conduziu a um aumento significativo em P biodisponível em todas as modalidades relativamente à modalidade testemunha independentemente da origem do P aplicado. Os níveis finais de P no solo situavam-se nas

classes de fertilidade alta e muito alta (Olsen-P entre 30,7 e 48,3 mg/kg). Observou-se também que existe uma correlação significativa entre o P fitodisponível quantificado pelos métodos de Olsen-P e AL-P no início do ensaio, expressa pela seguinte equação de regressão linear: Olsen-P (mg/kg) = 0,4077AL-P + 2,563 ($R^2 = 0,8146$; $p < 0,001$). No final do ensaio a correlação é ainda significativa mas de menor valor, sendo possível indicar a seguinte equação de regressão linear: Olsen-P = 0,1123AL-P + 20,06 ($R^2 = 0,6971$; $p < 0,001$). O fracionamento sequencial permitiu observar que no final do ensaio as formas de P no solo associadas a fosfatos de cálcio de origem pedogénica (P_{CB}) variavam significativamente com o tipo de resíduo aplicado. A modalidade D apresentava uma maior proporção destas formas nomeadamente das mais lábeis (P_{CB}). O método Egnér-Riehm utilizando uma solução extrativa muito ácida pode originar a dissolução de algumas dessas espécies químicas. A seguinte equação de regressão linear evidencia o efeito significativo das formas de P associadas a fosfatos de cálcio lábeis (P_{CB}) na quantificação do AL-P enquanto o método de Olsen extrai fundamentalmente as formas de P não ocluídas associadas a compostos de Fe e Al e em complexos organo-metálicos (P_{NaOH}): AL-P(mg/kg) = 0,647 P_{NaOH} + 1,329 P_{CB} - 40,731 ($R^2_{aj} = 0,9958$; $p < 0,001$) e Olsen-P (mg/kg) = 0,392 P_{NaOH} - 16,165, ($R^2 = 0,965$; $p < 0,001$). A partição do P, entre formas orgânicas (P_o) e inorgânicas (P_i) no final do ensaio, mostra que independentemente do tipo de fertilizante utilizado o P_o não difere significativamente entre modalidades. A modalidade D apresenta um teor de P_i significativamente maior seguindo-se a modalidade S, não apresentando as outras modalidades diferenças significativas. É significativa a correlação entre o P_i e os métodos de avaliação de P fitodisponível (Olsen-P e AL-P).

Produção do azevém

Na produção de azevém observaram-se diferenças significativas entre as modalidades na seguinte ordem: D>S=M>F>C. A exportação de P pela planta (produção X teor de P) seguiu o mesmo comportamento, variando entre 1 a 5 kgP/ha. A correlação entre o P exportado pelo azevém e o P quantificado pelo método de Olsen (Olsen-P; mgP/kg) é significativa e pode ser estimada através da seguinte equação de regressão linear: Pexportado (kg P/ha) = 0,1094Olsen-P - 0,231 ($R^2 = 0,9235$; $p < 0,001$), enquanto no método de Egnér-Riehm (Al-P; mgP/kg) a correlação e a estimativa é menor: Pexportado (kg P/ha) = 0,01295AL-P + 1,902 ($R^2 = 0,7149$; $p < 0,001$). Quanto à produção, expressa em matéria seca o método de Olsen apresenta um melhor valor preditivo ($R^2 = 0,8307$; $p < 0,001$) relativamente ao método de Egnér-Riehm ($R^2 = 0,485$; $p < 0,05$). Os resíduos orgânicos aplicados mostraram constituir uma fonte alternativa de P fitodisponível para as plantas, originando produção significativamente mais elevada do que a conseguida com a aplicação de adubação mineral. Este facto pode ser devido à composição dos resíduos noutros nutrientes que o adubo por si só não veicula. Também o facto de o N ter sido aplicado na mesma dose em cobertura em todas as modalidades independentemente do fertilizante utilizado pode explicar parte da diferença observada, pois os resíduos com uma razão C/N relativamente baixa terão mineralizado N para a cultura.

Conclusões

Os resultados obtidos permitem concluir que os resíduos utilizados podem ser uma fonte alternativa de P para as culturas. Estes resíduos possuem P em formas fitodisponíveis e têm uma ação na nutrição das plantas similar ou superior à adubação mineral tradicional. O método de Olsen mostrou ser mais robusto e menos dependente das formas de P presentes nos resíduos orgânicos de pecuária que o método de Egnér-Riehm na quantificação do P fitodisponível do solo. Os resíduos diferem significativamente no que respeita às formas de P que possuem estando estas relacionadas com os aspetos particulares da alimentação das diversas espécies animais.

Agradecimentos:

Trabalho financiado pelo projeto FCT PTDC/AGR-PRO/112127/2009, “Assessment of phosphorus bioavailability from animal manures applied to Portuguese soils and site vulnerability to phosphorus losses”.

Bibliografia

Heckrath G., Brookes P.C., Poulton P.R. and Goulding K.W.T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal Environmental Quality* 24: 904–910.

IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Reports* No. 103. FAO, Rome.

Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. 1997. Código de Boas Práticas Agrícolas. Para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Ed. Auditor de Ambiente do MADRP, Lisboa.

Murphy, J. and Riley, J. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31–36.

Ruiz, J., Delgado, A. and Torrent, J. 1997. Iron related phosphorus in overfertilized European soils. *Journal of Environmental Quality* 26, 1548–1554.

Serrão M. G., Pedra F., e Domingues H. 2007. Comparação entre dois corretivos orgânicos quanto à disponibilidade do fósforo para o azevém. *Revista de Ciências Agrárias* 30(2):109-121.

Sharpley A. e Moyer B. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29(5):1462-1469.

Singh, B. B. e Jones, J. P. 1976. Phosphorous Sorption and Desorption Characteristics of Soil as Affected by Organic Residues. *Soil Science Society of America Journal* 40:389–394.

Toor G. S., Hunger S., Peak J. D., Sims J. T. e Sparks D. L. 2006. Advances in the Characterization of Phosphorus in Organic Wastes: Environmental and Agronomic Applications. *Advances in Agronomy* 89:1-72.

Efeitos agronômicos resultantes da utilização de diferentes técnicas de aplicação de chorume ao solo

J.P. Carneiro^{1,2*}, D. Soares², J. Monteiro², S. Surgy³, J. Pereira^{4,5}, J. Coutinho⁶, H. Trindade⁵,
D. Fangueiro³

¹CERNAS, Instituto Politécnico de Castelo Branco, Escola Superior Agrária, Portugal *jpc@ipcb.pt

²Instituto Politécnico de Castelo Branco - Escola Superior Agrária, Portugal

³UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

⁴Instituto Politécnico de Viseu, Escola Superior Agrária, Portugal

⁵CITAB, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

⁶Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Resumo

A aplicação de chorume ao solo por injeção, ou após tratamento através da separação mecânica de sólidos ou da acidificação, são práticas consideradas como suscetíveis de reduzirem emissões de amoníaco (NH₃). Com o objetivo de avaliar, em condições mediterrânicas, o efeito destas técnicas de aplicação de chorume na produção de silagem de milho e na eficiência da utilização pelas plantas do azoto (N) aplicado, foi estabelecido na região de Castelo Branco, Portugal, um ensaio em campo. Dos resultados apurados pôde verificar-se que a utilização de qualquer uma dessas metodologias de aplicação será viável nas condições do estudo, na medida em que não resultaram em reduções na produção nem em efeitos negativos no aproveitamento pelas plantas do N aplicado através do efluente.

Introdução

Em Portugal, durante 2011, foram emitidas para a atmosfera cerca de 47 kt de amoníaco (NH₃) (Dias et al., 2013). A atividade agrícola contribuiu com cerca de 89% das emissões de NH₃ (EEA, 2013), estando as mesmas particularmente associadas à volatilização que ocorre a partir dos dejetos produzidos pelos animais, nomeadamente quando da aplicação de chorume ao solo. Usualmente, os chorumes são aplicados sob a superfície dos solos, e foi já verificado ocorrerem importantes reduções nas emissões de NH₃ quando em alternativa se procede à sua injeção no solo (Smith et al., 2000), quando antes da aplicação se acidifica o efluente (Kai et al., 2007), ou quando se procede à separação mecânica do efluente e se aplica ao solo unicamente a fração líquida (Nyord et al., 2012). Para além disso, o recurso a uma técnica de aplicação de chorume ao solo capaz de reduzir emissões de NH₃, pode proporcionar uma maior eficiência de utilização de azoto (N) pelas culturas, com efeito sobre a quantidade e qualidade das produções obtidas (Webb et al., 2010).

Para além da eficiência de utilização de N poder variar com o método de aplicação de um determinado fertilizante, depende, entre outros aspetos, da cultura e das condições ambientais. Com o objetivo de contribuir para a obtenção de informação, em condições mediterrânicas, do efeito da utilização de técnicas de aplicação de chorume suscetíveis de reduzirem emissões de NH₃, na produção de silagem de milho e no aproveitamento pelas plantas do N disponibilizado, desenvolveu-se na Escola Superior Agrária de Castelo Branco, Portugal, um ensaio em campo.

Materiais e métodos

O ensaio de campo decorreu na região centro interior de Portugal, em Castelo Branco, num Cambissolo dístico. Nos primeiros 20 cm o solo apresentava 15 g kg⁻¹ de matéria orgânica, 5,9 pH (H₂O), 311 e 300 mg kg⁻¹ P₂O₅ e K₂O (Egner-Riehm), 381,1 g kg⁻¹ de areia grossa (0,2 - 2 mm), 380,2 g kg⁻¹ de areia fina (0,02 - 0,2 mm), 152,1 g kg⁻¹ de limo

(0,002 – 0,02 mm) e 86,7 g kg⁻¹ de argila (< 0,002 mm). O estudo realizou-se entre junho e setembro de 2013, utilizando-se a cultura do milho para produção de silagem. O efluente utilizado foi o chorume de produção intensiva de suínos, tendo o mesmo sido submetido a diferentes técnicas de aplicação: tradicional – distribuição à superfície seguida de incorporação - (Trad), à superfície (Sup), com prévia acidificação aplicado à superfície (Ac), injetado a 10-15 cm de profundidade (Inj), e aplicação à superfície da fração líquida (FL). Foram ainda considerados os tratamentos com aplicação de adubos azotados minerais convencionais (Adtrad) e sem aplicação de qualquer fertilizante (Controlo). A FL foi obtida com recurso a um separador sólidos/líquidos mecânico tipo prensa e para a acidificação (realizada cerca de 24h antes da aplicação ao solo) foi adicionado ácido sulfúrico na quantidade necessária para se obter no chorume um pH 5. Os efluentes (chorume bruto, chorume bruto acidificado e fração líquida) e os fertilizantes minerais foram aplicados ao solo de forma a serem doseadas as mesmas unidades de N em todos os tratamentos com fertilização, 170 kg N ha⁻¹. Os efluentes foram aplicados através de uma única aplicação (uma semana antes da sementeira da cultura) e em Adtrad a repartição da aplicação dos adubos em fundo (sulfato de amónio 20,6%, no mesmo dia dos efluentes líquidos) e em cobertura (nitroamoniaco 27%) foi de 90 e 80 kg N ha⁻¹. Os tratamentos foram distribuídos aleatoriamente em cada um dos três blocos em que o campo foi dividido, em talhões com 30 m² (6 m x 5 m). As práticas culturais adotadas foram as tradicionalmente praticadas pelos agricultores. Para determinação da produção de forragem de milho foram colhidas plantas nas linhas centrais dos talhões, num total de 3 m lineares por talhão (2 x 1,5 m), a que correspondeu uma área de 2.25 m² (3 m x 0,75 m) por talhão. Para além da produção de matéria verde (MV) foi determinada a produção de matéria seca (MS), tendo-se para o efeito secado (60 ± 5°C) cinco plantas de cada talhão. Para apuramento das quantidades de N removidas pela cultura, e para cada talhão, consideraram-se as produções por hectare expressas em MS e a concentração de N total na parte aérea das plantas, analisada através do método de Kjeldahl. Os teores de N apurados foram corrigidos relativamente ao valor de humidade determinada a 105 °C.

Para avaliação da eficiência de uso do azoto, foram considerados os conceitos de eficiência agronómica (EA) e de recuperação aparente de azoto dos fertilizantes (RAA). EA foi definida como o acréscimo de produção de forragem produzida por kg de N aplicado, e determinada pela expressão

$$EA = \frac{(MS_{fert} - MS_{controlo})}{N_{apl_{fert}}}$$

em que MS_{fert} representa a produção obtida quando se fertilizou, $MS_{controlo}$ a produção no tratamento sem adição de qualquer fertilizante, e $N_{apl_{fert}}$ as unidades de N aplicadas. O RAA foi calculado com o objetivo de avaliar a capacidade das plantas em recuperar do solo N aplicado através dos fertilizantes usados, de acordo com a expressão

$$RAA (\%) = \frac{(Nr_{fert} - Nr_{controlo})}{N_{apl_{fert}}} \times 100$$

em que Nr_{fert} e $Nr_{controlo}$ representam, respectivamente, a quantidade de N removida pela parte aérea da cultura quando se fertilizou e a extraída quando tal prática não foi considerada. A produção de forragem foi expressa em kg MS ha⁻¹.

Resultados e discussão

Como se pode observar pela Tabela 1, o chorume obtido na exploração de produção intensiva de suínos apresentava um teor em MS relativamente baixo, aspeto que condicionou a obtenção de uma mais evidente diferenciação entre as características do efluente bruto e da fração líquida.

Quanto à produção de silagem de milho (Figura 1), para além de se poder verificar a importância da disponibilidade de N no solo para a quantidade de biomassa produzida (menos 36 a 50% de MS produzida no Controlo relativamente aos restantes tratamentos), pode observar-se a inexistência de diferenças importantes na produção quando o doseamento desse N foi feito com adubos minerais ou com recurso a chorume de suínos. É importante também salientar que, quer a não incorporação imediata do chorume (forma de aplicação passível de utilização em culturas forrageiras permanentes), quer o recurso a técnicas de aplicação suscetíveis de reduzirem emissões de NH_3 (injeção, acidificação ou aplicação unicamente de fração líquida), não resultaram em reduções de produção de biomassa.

Tabela 1- Algumas características do chorume de suínos (matéria seca) usado no ensaio em campo.

Parâmetro	Efluente bruto	Efluente bruto acidificado	Fração líquida
Densidade	1,02	1,02	1,02
Matéria Seca (%)	3,8	3,4	3,4
MO (%)	71,2	62,7	68,0
pH (H_2O)	7,8	5,8	7,8
CE (dS.m^{-1})	22,3	26,2	24,4
N Total – N (%)	9,3	12,0	9,6
N Orgânico (%)	2,7	3,3	4,1

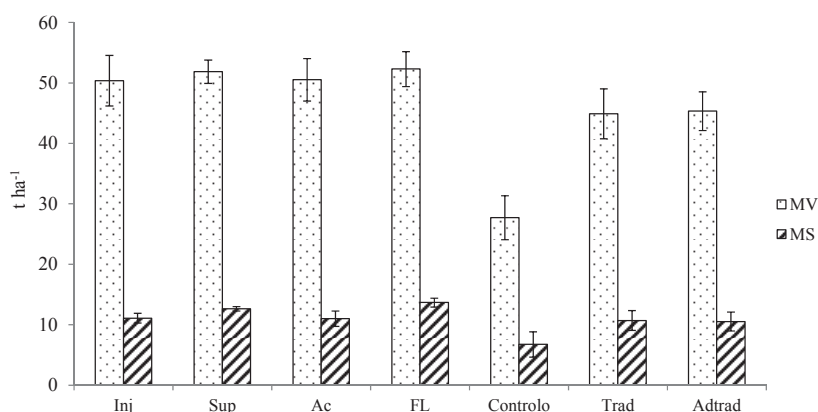


Figura 1 - Valores médios de produção de silagem de milho nos vários tratamentos. Barras verticais representam o erro padrão da média (n=3).

Possivelmente devido a uma menor disponibilidade de N em formas absorvíveis num período de maior utilização do nutriente pelas plantas, foi com a ausência de qualquer fertilização (Controlo) e com a aplicação da fração líquida do chorume (FL) que as concentrações de N na planta (Tabela 2) foram mais baixas (8 e 11 g kg^{-1} , respetivamente). Ainda assim, e devido à produção de forragem mais elevada em FL (13,7 t MS ha^{-1}), a quantidade de N removida pela cultura com esta forma de aplicação do chorume, foi muito semelhante às registadas em todos os restantes tratamentos. Efetivamente, foi no Controlo que as remoções de N foram mais baixas (próximas dos 50 kg N ha^{-1}), correspondendo a cerca de 1/3 do medido com aplicação ao solo de chorume ou de adubo mineral.

Usualmente, a recuperação de N a partir de fertilizantes minerais é maior em relação ao que sucede com fertilizantes orgânicos. Ainda assim, e certamente como resultado da relativa proximidade das produções obtidas nos diferentes tratamentos com fertilização, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos, quer em relação ao acréscimo de

produção por unidade de azoto aplicada (EA), quer no que diz respeito à recuperação aparente de azoto dos fertilizantes pela cultura (RAA). Os resultados de EA variaram entre os 20 a 40 kg de MS por kg de N aplicado, tendo os dos RAA oscilado entre os 50 e 70% do N aplicado. Perante tais observações, poder-se-á deduzir que a adoção de técnicas de aplicação de chorume passíveis de reduzirem emissões de NH₃, não serão suscetíveis, nas nossas condições, de interferirem negativamente no aproveitamento do N pela cultura do milho.

Tabela 2 – Valores médios de azoto na parte aérea das plantas de milho, de remoção de nutriente pela cultura, de eficiência agronómica do azoto e de recuperação aparente de azoto dos fertilizantes pela cultura. Na mesma coluna, tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas ($P < 0,05$), de acordo com o teste de Duncan. Valores entre parêntesis representam o erro padrão ($n = 3$).

Tratamento	Teor N (g N Kg ⁻¹ MS)	Remoção N (kg N ha ⁻¹)	EA (kg MS kg ⁻¹ N aplicado)	RAA (% do N aplicado)
Inj	14,8 ab	165,1 a	25,5 (4,5)	65,6 (4,7)
Sup	13,6 ab	171,5 a	34,6 (4,0)	69,3 (2,2)
Ac	12,6 bc	138,1 a	25,1 (10,6)	49,7 (7,5)
FL	10,9 cd	149,1 a	40,7 (11,6)	56,2 (12,2)
Controlo	8,1 d	53,7 b		
Trad	13,3 abc	143,1 a	23,3 (13,3)	52,6 (9,6)
Adtrad	16,7 a	172,6 a	22,3 (13,5)	70,0 (9,1)
<i>P</i>	< 0,05	< 0,05	0,518	0,734

Conclusões

Dos resultados apurados pode depreender-se, em primeiro lugar, que a utilização de chorume de suínos na fertilização da cultura de milho destinada à produção de silagem pode constituir uma boa alternativa à tradicional adubação mineral azotada. Para além disso, verificou-se que o recurso a técnicas de aplicação do efluente passíveis de contribuir para uma redução das emissões de NH₃, como sejam a injeção, ou o seu tratamento por separação de sólidos ou acidificação, não só não resultaram, nas condições do estudo, em quebras de produção de forragem, como não afetaram negativamente a sua qualidade ou o aproveitamento pelas plantas do azoto aplicado através do efluente.

Bibliografia

- Dias A, Teixeira A, Azevedo F, Gonçalves L, Guerra M, Ribeiro R, Rodrigues S, Alvarenga, A. 2013. *Relatório do Estado do Ambiente 2013*. Edição: Agência Portuguesa do Ambiente. Amadora.
- EEA. 2013. *Air pollution fact sheet 2013 – Portugal*. Edition: European Environment Agency. Copenhagen.
- Kai P, Pedersen P, Jensen JE, Hansen MN, Sommer SG. 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28: 148–154.
- Nyord T, Hansen MN, Birkmose. 2012. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid–liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 160: 75-81.
- Smith KA, Jackson DR, Misselbrook TH Pain BF, Johnson RA. 2000. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77: 277-287.
- Webb J, Pain B, Bittman S, Morgan J. 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137: 39-46.

Agradecimentos

Trabalho financiado pelo projeto FCT PTDC/AGR-PRO/119428/2010, “Gestão agronómica e ambiental de chorumes: práticas sustentáveis de aplicação ao solo”. D. Figueiro usufruiu de uma bolsa de Pós-doutoramento financiada pela FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

Metales pesados en praderas fertilizadas de A Pastoriza (Lugo) y en suelos de referencia

N. Seco-Reigosa¹, L. Cutillas-Barreiro², J.C. Nóvoa-Muñoz², M. Arias-Estévez², M.J. Fernández-Sanjurjo¹, A. Núñez-Delgado¹, E. Álvarez-Rodríguez¹

¹Dept. Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior. Campus de Lugo. Univ. Santiago de Compostela, España; (esperanza.alvarez@usc.es)

²Dept. Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias. Campus de Ourense. Univ. Vigo, España

Resumen

En este trabajo se estudian los contenidos totales y la distribución en profundidad de algunos metales pesados y elementos afines (As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) en suelos naturales y en praderas fertilizadas con purín y NPK en A Pastoriza (NE de Lugo). Se pretende conocer el grado de influencia de la fertilización sobre los niveles de estos elementos. Los suelos elegidos se desarrollaron a partir de pizarras y de cuarcitas de la Serie de Cándana. En la mayoría de los casos, los elementos estudiados presentan contenidos totales inferiores a los establecidos como genéricos para suelos desarrollados sobre estos materiales geológicos, y siempre son menores que los límites considerados fitotóxicos. Las parcelas de suelos desarrollados sobre pizarras presentan los contenidos más elevados de As, Cu y Ni, posiblemente debido a la presencia de materiales piríticos. La fertilización aplicada no parece tener una gran influencia sobre los contenidos totales de estos elementos, si consideramos que los suelos naturales en muchos casos presentan valores similares e, incluso, superiores a los obtenidos en las parcelas fertilizadas.

Introducción

Los metales pesados y elementos de comportamiento similar pueden encontrarse en el suelo de forma natural, procedentes del material original, pero también pueden derivar de diferentes actividades antrópicas (industriales, mineras, eliminación de residuos, agrícolas, etc.) dando lugar a una acumulación de estos elementos en el suelo, que puede provocar su degradación y pérdida de productividad (Khan, 2013). La aplicación de fertilizantes y el uso de pesticidas son las causas principales de los elevados contenidos de metales pesados y aniones inorgánicos en suelos agrícolas (Jia et al., 2010), los cuales pueden pasar a los cultivos y provocar problemas de salud para los receptores de los mismos (Sun et al., 2010). En Galicia la producción de pratenses ocupa una extensión de 433.458 ha (IGE, 2012) y debido a la escasez de nutrientes de los suelos se usa purín y fertilizantes inorgánicos para mejorar su productividad. En este trabajo se determina el contenido total y la distribución en profundidad de metales pesados y elementos de comportamiento similar (As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) en suelos de una zona de Galicia con gran tradición ganadera (A Pastoriza, Lugo). Se comparan los valores con los obtenidos en suelos forestales de la zona, con el fin de estudiar el efecto de la fertilización sobre esos parámetros.

Material y Métodos

El área de estudio se sitúa en el ayuntamiento de A Pastoriza (NE de Galicia), concretamente en la parroquia de Úbeda. Se caracteriza por una precipitación media anual de 160,65 L/m² y una temperatura media anual de 10,3° C. En esta zona se eligieron 5 parcelas dedicadas a pradera (P1-P5) y dos suelos forestales, bajo *Pinus insignis* (SN1) y bajo *Eucalyptus globulus* (SN2). Las praderas son tratadas de forma habitual con fertilización a base de purín y NPK. El material de partida corresponde a

las cuarcitas de Cándana (SN1, P1, P2, P3 y P5) y pizarras de Cándana (SN2 y P4). Para estudiar el contenido total de metales pesados, en cada parcela se tomaron muestras de suelo a tres profundidades: 0-5, 5-10 y 10-20 cm, mientras que para los análisis generales las muestras fueron tomadas en el intervalo de 0-20 cm. Se recogieron 5 submuestras de suelo para cada una de las profundidades antes citadas, las cuales fueron mezcladas para obtener una muestra compuesta. Las muestras de suelo fueron secadas en estufa a 40° C y tamizadas con un tamiz de 2 mm de diámetro. En la fracción menor de 2 mm se realizaron los siguientes análisis generales: pH (H₂O) y pH (KCl) (Gutián y Carballas, 1976); C y N total mediante autoanalizador (LECO CNS-2000); P disponible (Olsen y Sommers, 1982); cationes cambiabiles y capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) (Peech *et al.*, 1974). As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn totales se determinaron por Fluorescencia de Rayos X, sobre muestra sólida molida en un mortero de ágata.

Resultados y discusión

Tabla 1. Características generales de los suelos (0-20 cm de profundidad)

	SN1	SN2	P1	P2	P3	P4	P5
pH H ₂ O	4,58	4,68	5,3	5,74	5,19	5,54	7,02
pH KCl	3,91	4,03	4,3	4,26	3,94	4,61	6,3
P Olsen en mg kg ⁻¹	4,78	11,96	18,99	37,94	5,24	42,07	8,91
% C	7,74	5,64	5,62	8,07	2,28	4,17	5,09
% N	0,58	0,41	0,50	0,75	0,19	0,41	0,42
Ca en cmol(+) kg ⁻¹	0,66	0,03	7,35	8,95	1,38	5,11	26,16
Mg en cmol(+) kg ⁻¹	0,71	0,20	1,00	1,18	0,38	0,84	2,35
Na en cmol(+) kg ⁻¹	0,18	0,11	0,26	0,20	0,18	0,15	0,39
K en cmol(+) kg ⁻¹	0,56	0,35	0,52	0,69	0,58	0,44	0,73
Al en cmol(-+) kg ⁻¹	6,62	6,87	2,85	2,58	3,66	1,33	0,17
C.I.C.e (cmol(+) kg ⁻¹)	8,73	7,56	11,98	13,60	6,18	7,87	29,81
% de saturación en Al	75,80	90,82	23,79	18,96	59,24	16,93	0,58

Los suelos de pradera estudiados (P1-P5) presentan, en relación con los suelos forestales de la zona (SN1 y SN2), un pH más elevado (sobre todo P5), generalmente mayores valores de P disponible (sobre todo P4, pero no P3 y P5), CICe, Ca y Mg cambiabiles (sobre todo P5), y menor concentración y saturación de Al en el complejo de cambio (Tabla 1), consecuencia de la aplicación de enmiendas y fertilizantes. Los dos suelos naturales presentan los modificadores Ca_1 y a de Buol *et al.* (1975) y el SN2 presenta además el modificador Mg_1 . En cuanto a las praderas, la P3 es la que presenta los menores pH, CICe y Ca y Mg cambiabiles, y la mayor saturación en Al (próxima al carácter álico). En el otro extremo se encuentra la P5.

El contenido de Cr total de los suelos de pradera varía entre 39 y 95 mg kg⁻¹ (Tabla 2), observándose en P4 y P5 concentraciones más elevadas en las dos capas más superficiales (0-5, 5-10 cm). En los suelos forestales, el Cr total oscila entre 62 y 94 mg kg⁻¹, y se observa un aumento de los valores con la profundidad. Las muestras de pradera (salvo la P4), y la forestal (SN1) superan los niveles genéricos de referencia de Cr para suelos sobre cuarcita (28,3 mg kg⁻¹, Macías y Calvo, 2009), mientras que las muestras P4 y SN2 presentan valores similares a los obtenidos por estos autores para suelos sobre pizarra (85 mg kg⁻¹). De todas formas, no se superan los valores considerados como fitotóxicos por Kabata y Pendias (1992) (75-100 mg kg⁻¹).

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en los distintos suelos.

		mg/Kg						
		Cr	As	Cu	Zn	Ni	Pb	Mn
SN1	0-5	62	8	14	48	17	18	516
	5-10	72	6	8	28	7	16	337
	10-20	78	8	8	27	9	13	375
SN2	0-5	64	17	36	40	11	14	359
	5-10	89	20	41	47	17	18	445
	10-20	94	18	55	47	22	16	484
P1	0-5	70	5	11	42	12	12	178
	5-10	46	7	4	24	4	11	155
	10-20	62	4	12	28	14	11	166
P2	0-5	72	6	8	38	7	8	216
	5-10	76	6	4	27	2	9	181
	10-20	77	6	4	22	4	12	177
P3	0-5	40	7	3	25	5	6	120
	5-10	42	8	0	18	5	7	137
	10-20	58	8	5	19	7	10	124
P4	0-5	95	19	23	73	22	15	390
	5-10	86	18	19	61	23	14	368
	10-20	69	15	24	73	16	16	408
P5	0-5	54	9	21	50	13	18	402
	5-10	52	7	12	45	8	15	463
	10-20	39	10	14	38	13	13	472

La concentración de As total está comprendida entre 4-19 mg kg⁻¹ en los suelos de pradera, y entre 6-20 mg kg⁻¹ en los suelos forestales. Las concentraciones más elevadas se encuentran asociadas a las muestras sobre pizarra SN2 y P4, y en ésta última a las dos capas más superficiales, pero de todos modos son más bajas que las indicadas por Macías y Calvo (2009) para suelos sobre pizarra (44,5 mg kg⁻¹). Estas concentraciones más elevadas pueden deberse a la frecuente presencia de arsenopirita en este tipo de rocas. Las muestras sobre cuarcita se sitúan también por debajo de los 25,1 mg kg⁻¹ propuestos por dichos autores para suelos sobre este material.

El Cu total presenta valores entre 0,1 y 24 mg kg⁻¹ en las praderas, y entre 8-55 mg kg⁻¹ en los suelos forestales. Las muestras sobre cuarcita (praderas salvo P4, y SN2) presentan concentraciones de Cu generalmente inferiores al valor de referencia propuesto para este material (16,8 mg kg⁻¹, Macías y Calvo, 2009), mientras que SN2 supera el nivel de referencia señalado por estos autores para suelos sobre pizarra (24,9 mg kg⁻¹), presentando concentraciones más elevadas en la capa más profunda. Kabata y Pendias (1992) consideran valores fitotóxicos los comprendidos entre 60-100 mg kg⁻¹, que no se alcanzan en ningún caso en nuestras muestras.

El Zn total oscila entre 18 y 73 mg kg⁻¹ en los suelos de pradera, y entre 27 y 48 mg kg⁻¹ en los forestales. Los valores más altos se obtienen en la muestra P4, y tanto el SN1 como los suelos de pradera estudiados presentan una concentración ligeramente más alta en la capa más superficial. En general las muestras, tanto las recogidas sobre cuarcita como las tomadas sobre pizarra, tienen valores del orden de los señalados por Macías y Calvo (2009) para suelos sobre estos materiales (47 y 69,1 mg kg⁻¹, para cuarcitas y pizarras, respectivamente) y no superan el límite de fitotoxicidad propuesto por Kabata y Pendias (1992) (70-400 mg kg⁻¹).

El Ni total varía entre 2 y 23 mg kg⁻¹ en los suelos de pradera y entre 7 y 22 mg kg⁻¹ en los forestales. Las concentraciones más elevadas están en las muestras sobre pizarras (SN2 y P4), lo que también puede justificarse por la frecuente asociación de este metal con los sulfuros y arseniuros, presentes en muchas pizarras. De todas formas, los niveles de Ni total están por debajo de los señalados para suelos sobre esta roca y sobre cuarcita

(43,2 y 34,9 mg kg⁻¹, respectivamente) (Macías y Calvo, 2009) y claramente por debajo de los límites de fitotoxicidad (100 mg kg⁻¹, Kabata y Pendias, 1992).

En el caso del Pb total, el valor obtenido en los suelos de pradera varía entre 6 y 18 mg kg⁻¹, y en los suelos forestales entre 13-18 mg kg⁻¹. Los dos suelos naturales y las praderas P4 y P5 son las que presentan los contenidos más elevados, que en cualquier caso están por debajo de los valores propuestos para cuarcitas y pizarras (19,2 y 26,1, respectivamente) (Macías y Calvo, 2009), y por debajo de los límites de fitotoxicidad (100-400 mg kg⁻¹) (Kabata y Pendias, 1992).

El Mn total oscila entre 120 y 472 mg kg⁻¹ en suelos de pradera, y entre 337 y 516 mg kg⁻¹ en los suelos forestales. Al igual que en el Pb, las muestras con valores más elevados son SN1, SN2, P4 y P5, superando claramente SN1 y P5 los valores propuestos para suelos sobre cuarcita (197 mg kg⁻¹), y las otras dos los propuestos para pizarra (346 mg kg⁻¹) (Macías y Calvo, 2009), pero que en cualquier caso están muy por debajo del límite de fitotoxicidad (1500-3000 mg kg⁻¹) (Kabata y Pendias, 1992).

Los mayores valores de As, Cu y Ni se obtienen en los suelos sobre pizarras, posiblemente debido a la presencia de materiales piríticos. Únicamente el Cr y el Mn presentan, en algunas muestras, niveles superiores a los señalados como genéricos por Macías y Calvo (2009) para este tipo de suelos. En general, los resultados obtenidos indican que la fertilización aplicada a estas praderas no provoca valores por encima de los propuestos como referentes para suelos sobre los mismos materiales geológicos, y, en muchos casos, los suelos naturales presentan valores similares e, incluso, superiores a los obtenidos en las parcelas fertilizadas.

Bibliografía

- Buol, S.W., Sanchez, P.Q., Cate, R.B., Granger, M.A. 1975. Soil fertility capability classification for fertility management. En: "Soil Management in Tropical America", pp. 126-141. E. Bornemisza y A. Alvarado (eds). North Carolina State Univ., Raleigh (NC, USA).
- Gutián, F., Carballas, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- Ige, 2012. www.ige.eu.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. The anthroposphere. In: Trace elements in soils.
- Kifayatullah, Khan., Yonglong, Lu., Hizbullah, Khan., Muhammad, Ishtiaq., Sardar, Khan., Muhammad, Waqas., Luo, Wei., Tieyu, Wang. 2013. Heavy metals in agricultural soils and crops and their health risks in Swat District, northern Pakistan. *Food and Chemical Toxicology* 58: 449-458.
- Lin, Jia., Wuyi, Wang., Yonghua, Li., Linsheng, Yang. 2010. Heavy Metals in Soil and Crops of an Intensively Farmed Area: A Case Study in Yucheng City, Shandong Province, China. *Environmental Research and Public Health* 7: 395-412.
- Macías, F., Calvo de Anta, R. 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en los suelos de Galicia. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. España.
- Olsen, S.R., Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. En: "Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties". A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds). Madison (WI, EEUU).
- Peech, L., Alexander, L. T., Dean, L.A. 1974. Methods of soil analysis for soil fertility investigations, USDA Cir. N° 757.
- Sun, C., Bi, C., Chen, Z., Wang, D., Zhang, C., Sun, Y., Yu, Z., Zhou, D., 2010. Assessment on environmental quality of heavy metals in agricultural soils of Chongming Island, Shanghai City. *J. Geogr. Sci.* 20, 135-147.

Heavy metal contents in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). Study of Spatial relations using a geostatistical analysis

R. Boluda^{1*}, J.A. Rodríguez Martín², J.J. Ramos-Miras³, C. Gil³

¹ Dept. Biología Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain. boluda@uv.es

² Dept. Medio Ambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (I.N.I.A). Ctra. de La Coruña 7.5, 28040 Madrid, Spain

³ Dept. Biología Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain.

Abstract

This study characterises and compares Cr, Ni, Pb, Cu, Zn and Cd (HMs) contents and the main edaphic parameters in arable soils (AS) from western areas of the Andalusian Autonomous Community (SE Spain) with greenhouse soils (GS) from the province of Almería, one of the most productive agricultural systems in Europe. We explored 199 GS and 142 AS, representing local and regional scales of variation in this important Mediterranean area. The hazardousness of HMs was particularly relevant in GS where agricultural practices, which centre on maximizing production, end up with products that finally enter the human food chain directly. Despite their similar edaphic characteristics, the main differences between AS and GS were nutrients and HM contents such as P, K, Cd, Pb and Zn, suggesting the widespread use of agrochemicals in greenhouse farming. Cd concentration in GS tripled that in AS. Here, we conclude that despite anthropogenic HM input, the association patterns of these elements were similar on the two spatial variability scales. Cd, Pb and Zn contents, and partly those of Cu, were related with agricultural practices. On the short spatial scale, grouping these HMs gave very high contents in GS. The associations found with Cr and Ni suggest a lithological influence combined with a pedogenic effect on spatial maps; this natural origin input becomes more marked on the long spatial scale represented by AS, where the main Cr and Ni contents were found in the vicinity of Mountain areas not influenced by human activities.

Introduction

The natural concentration of heavy metals such as Cd, Cu, Zn, Pb, Cr and Ni (HMs) in soils tends to remain low, thus ensuring an optimum ecological equilibrium (De Temmerman et al., 2003; Rodríguez Martín et al., 2014), and it depends primarily on parent material composition (Alloway, 1995; Boluda et al., 2011). However due to human activities, HMs concentration in soils frequently increases (Davies, 1997; Li and Feng, 2012; Rodríguez Martín et al., 2007). Indeed, the problems relating to the presence of HMs in agricultural soils are well known and affect all EU countries to a greater or lesser extent.

Metal input into agricultural soils mainly takes place through agrochemicals, manures, biosolids and compost amendments. The most apparent result is Zn, Pb, Cd or Hg soil enrichment (Gil et al., 2004; Gil et al., 2010; Ramos-Miras et al., 2011). This makes us wrongly think that human input does not exist if the total concentration in soil does not reach levels considered to be polluting. Consequently, what we observe in the analysis of these elements in soil tends to result from summing the two inputs. On the other hand, several authors (Nanos and Rodríguez Martín, 2012; Romić and Romić, 2003; Zhao et al., 2010) have proposed the use of multivariate analyses and geostatistical methods not only to assess the effect of human activities on the spatial distribution of pollution by heavy metals, but also to

determine the contamination source. This study focused on analysing the relationships between HMs in arable soils (AS) used for extensive farming, and those under intensive greenhouse farming conditions (GS) on different spatial sampling scales in this Autonomous Community (AC).

Material and methods

The study area is located in the eastern third of Andalusia (Fig. 1). AS (142 locations) were sampled at an intensity of an 8×8 km grid (Fig. 1a), covering the whole extension of the provinces of Almería and Granada. The GS (199 samples) were chosen according to a random patron (Fig. 1b). Soil samples were collected from the upper 20 cm.

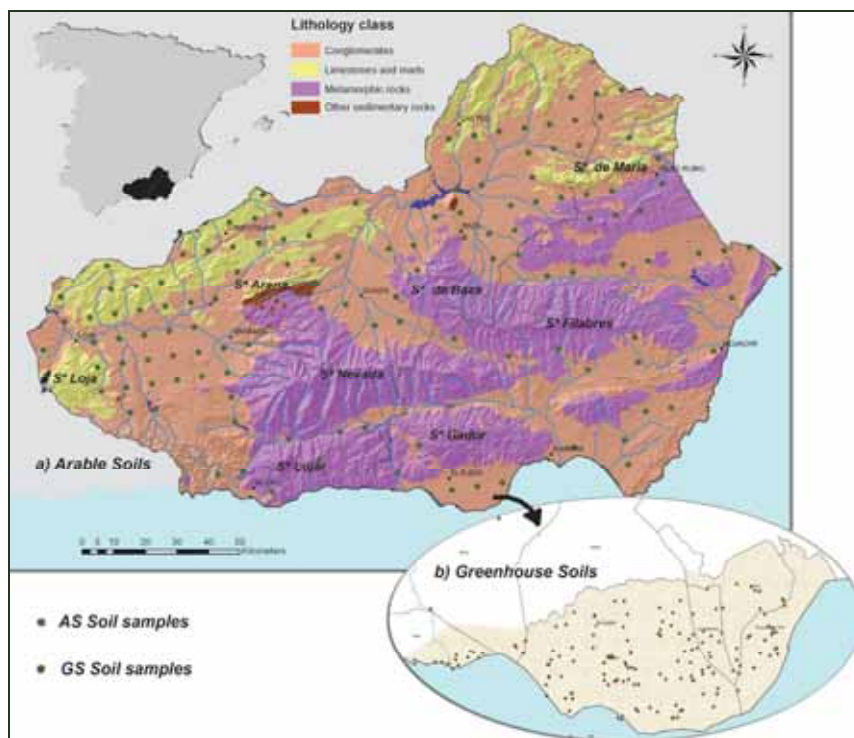


Figure 1. General map of the study area showing the 142 samples (a) in arable soils (AS) and the 199 soil samples (b) in greenhouse soils (GS).

Soil samples were air-dried and standard soil analyses were carried out. Three fractions (sand, silt, clay) of soil particle size were determined. Soil organic matter (SOM) was analysed by the Walkley–Black method and carbonates were determined by gas volumetric measure. Total nitrogen was determined by the Kjeldahl method, while available P was established following the Olsen method. Ammonium acetate was used to extract and to determine exchangeable potassium content in soil. The heavy metals (Cr, Ni, Pb, Cu, Zn and Cd) in the soil extracts (aqua regia digestion) were determined by Optical Emission Spectrometry (IPC) with a Plasma Spectrometer.

A standard statistical analysis (mean, median, quartiles, standard deviation, etc.) was carried out to describe soil properties and HM contents. Data were processed by a principal component analysis (PCA) by applying the varimax rotational technique for easier

interpretation. Multivariate analysis techniques were used to classify the interrelationship of heavy metals in AS and GS. The PCA factors from AS and GS were used to analyse the spatial structure and to assess spatial variation. The theoretical models were plotted for each factor obtained by assuming that AS represent a long spatial scale and GS represent a short spatial scale.

Results and discussion

No significant differences were found in the main physic-chemical soil parameters between AS and GS (Table 1). The main differences between GS and AS lie in nutrients, such as phosphorous and potassium. The high available P content more than seven times higher than in AS, and the available K content in GS, four times higher than that found in AS, are justified by the large amount of mineral fertilisers used on Almerian greenhouse crops (Gil et al., 2004; Ramos-Miras et al., 2011). However, the HMs contents in GS present higher values than those in AS. These differences are mainly encountered in the Cd, Pb and Zn concentrations, which reflect the mass use of agrochemicals in GS. This aspect is also reflected in the phosphorous and potassium levels. Notwithstanding, and despite anthropogenic activity, HMs do not generally show high values considering calcareous agricultural soils (Nanos and Rodríguez Martín, 2012) (Gil et al., 2010).

Table 1: Statistical summary of general descriptive parameters of greenhouse soils (GS) and arable soils (AS)

GS	Mean	Median	SD	Min	Max	Mean	Median	SD	Min	Max
SOM (%)	1.1	1.1	0.5	0.2	4.2	1.6	1.5	0.8	0.3	4.1
pH	8.3	8.3	0.3	6.9	9.1	8.3	8.4	0.3	6.0	8.8
CaCO ₃ (%)	27.4	27.5	16.2	0.1	67.2	31.2	31.1	21.7	1.0	74.0
Clay (%)	27.2	27.5	10.2	5.0	57.1	21.5	20.0	12.1	2.0	64.0
Silt (%)	33.3	33.4	12.3	6.7	63.6	31.8	29.0	15.4	3.0	72.0
Sand (%)	39.5	39.8	17.8	4.4	75.8	46.7	47.0	21.9	6.0	92.0
N (%)	0.09	0.08	0.04	0.02	0.36	0.07	0.07	0.04	0.02	0.20
P (mg kg ⁻¹)	101*	83.7	72.0	6.2	576	13.6*	10.5	10.4	0.2	45.0
K (mg kg ⁻¹)	921*	708	33.8	49.4	4620	206*	180	142	0.3	671
Cd (mg kg ⁻¹)	1.1*	1.1	0.3	0.5	1.9	0.4*	0.3	0.78	0.1	1.3
Cu (mg kg ⁻¹)	30.2	25.8	34.5	14.6	489	25.7	21.0	19.6	5.0	140
Pb (mg kg ⁻¹)	68.9*	55.1	55.6	14.6	405	25.6*	15.0	55.7	4.0	614
Zn (mg kg ⁻¹)	133*	119	63.9	44.4	374	65.7*	51.0	105	16.0	1264
Ni (mg kg ⁻¹)	36.0	39.6	10.9	19.7	58.4	26.9	23.0	29.9	9.0	358
Cr (mg kg ⁻¹)	50.3	37.5	37.4	6.0	233	29.6	25.0	22.5	2.4	198

In both AS and GS, a similar behaviour is observed in the HMs grouping in the multivariate analysis despite different cultural practices (Fig. 4). Irrespectively of the sampling scale employed, an anthropic influence is clearly observed in the Cd, Pb and Zn soil contents, and partially in the Cu soil concentration, as opposed to the geochemical influence caused by parent material on Cr and Ni contents (De Temmerman et al., 2003; Nanos and Rodríguez Martín, 2012). Considering GS on the short spatial scale, it is worth stressing how higher Cd, Pb and Zn contents are observed in the central northern area of GS. However, when considering AS on the long spatial scale, bedrock influence is seen to be related with Cr and Ni contents in soils, thus reflecting the influence of basic igneous rocks. It is surprising that despite the anthropic pressure that the GS in the province of Almería have to endure.

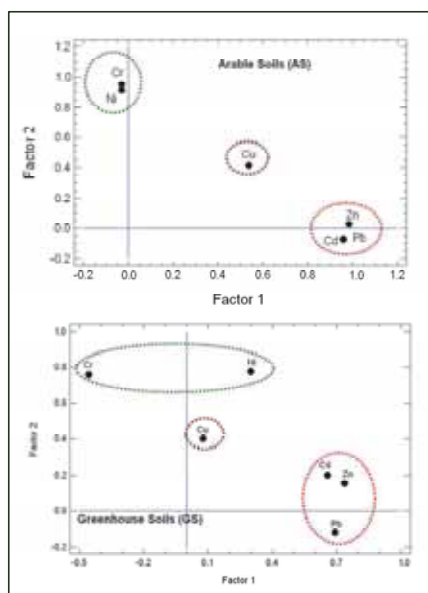


Figure 2. Factor loading for the first two soils dominant factors in arable soils (AS) and greenhouse soils (GS)

Acknowledgements: This study has been supported by the JUNTA DE ANDALUCÍA Project: P07-AGR-02922. We are also grateful to the Spanish Ministry of Science and Innovation Project: CGL2009-14686-C02-02.

Bibliography

- Alloway, B.J., 1995. *Heavy metals in soils*. Blackie Academic & Professional, Netherlands.
- Boluda, R., Roca-Pérez, L., Marimón, L., 2011. Soil plate bioassay: An effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere* 84, 1-8.
- Davies, B., 1997. Heavy metal contaminated soils in an old industrial area of Wales, Great Britain: Source identification through statistical data interpretation. *Water Air Soil Poll.* 94, 85-98.
- De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., Hoenig, M., Geypens, M., 2003. Heavy Metal Content of Arable Soils in Northern Belgium. *Water Air Soil Poll.* 148, 61-76.
- Gil, C., Boluda, R., Ramos, J., 2004. Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). *Chemosphere* 55, 1027-1034.
- Gil, C., Ramos-Miras, J., Roca-Pérez, L., Boluda, R., 2010. Determination and assessment of mercury content in calcareous soils. *Chemosphere* 78, 409-415.
- Li, X., Feng, L., 2012. Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. *Atmos. Environ.* 47, 58-65.
- Nanos, N., Rodríguez Martín, J.A., 2012. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero river basin (Spain). *Geoderma* 189-190, 554-562.
- Ramos-Miras, J., Roca-Perez, L., Guzmán-Palomino, M., Boluda, R., Gil, C., 2011. Background levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain). *J Geochem Explor* 110, 186-192.
- Rodríguez Martín, J., Vázquez de la Cueva, A., Grau Corbí, J., López Arias, M., 2007. Factors Controlling the Spatial Variability of Copper in Topsoils of the Northeastern Region of the Iberian Peninsula, Spain. *Water Air Soil Poll.* 186, 311-321.
- Rodríguez Martín, J.A., Gutiérrez, C., Escuer, M., García-González, M.T., Campos-Herrera, R., Águila, N., 2014. Effect of mine tailing on the spatial variability of soil nematodes from lead pollution in La Union (Spain). *Sci. Total Environ* 473-474, 518-529.
- Romic, M., Romic, D., 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environ. Geol* 43, 795-805.
- Zhao, Y., Wang, Z., Sun, W., Huang, B., Shi, X., Ji, J., 2010. Spatial interrelations and multi-scale sources of soil heavy metal variability in a typical urban-rural transition area in Yangtze River Delta region of China. *Geoderma* 156, 216-227.

Efecto de la adición de una turba comercial en la asimilabilidad del cobre, zinc, hierro y manganeso de un suelo en el que se ha cultivado trigo

P. Almendros, J.M. Alvarez, D. Gonzalez, A. Obrador

Departamento de Química y Análisis Agrícola, ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, España;
[*p.almendros@upm.es](mailto:p.almendros@upm.es)

Resumen

Se ha estudiado el efecto de la adición de diferentes cantidades de una turba comercial (con un 80 % de turba rubia y un 20% de turba negra) en la asimilabilidad de los elementos nutritivos en un suelo calcáreo en el que se cultivó trigo. Para ello se determinaron los contenidos en N, P y K, así como las concentraciones totales y potencialmente asimilables para las plantas de los micronutrientes Cu, Zn, Fe y Mn. También se determinó el rendimiento en grano y el índice de cosecha del cultivo de trigo realizado en función del tratamiento de turba aplicado. Los resultados estadísticos no mostraron diferencias significativas entre tratamientos en cuanto a la concentración total de N, K, Cu, Zn, Fe y Mn en el suelo de la rizosfera del cultivo. Sin embargo sí se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,05$) en las concentraciones de Cu, Zn, Fe y Mn potencialmente disponibles en el suelo, aumentando en general, dichas concentraciones con los incrementos de la dosis de turba. El aumento de la dosis de turba también afectó al valor de pH del suelo, disminuyendo el valor del mismo a medida que aumenta dicha dosis. El mayor rendimiento en grano del cultivo de trigo se obtuvo con el tratamiento con turba que consiguió en el suelo un contenido en materia orgánica del 2,5 %.

Introducción

Las aplicaciones de turba al suelo pueden favorecer algunas propiedades del mismo, ya que aumentan la capacidad de retener agua, la porosidad (que mejora la aireación y el drenaje), la densidad aparente (facilitando el desarrollo radicular) y su capacidad amortiguadora, que permite equilibrar el pH. La turba es considerada como una fuente de liberación lenta de N y puede mejorar la disponibilidad de nutrientes para la planta (FAO, 2002). En las turbas se encuentran otros componentes beneficiosos, como pueden ser los ácidos húmicos y los ácidos fúlvicos. Por otra parte, la adición de materia orgánica (MO) contribuye a mejorar las condiciones químicas del suelo y a aumentar su capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Las turbas rubias suelen tener un elevado contenido en MO (80-90%) y están menos descompuestas. Proporcionan excelentes propiedades de aireación y de retención de agua al suelo, tienen bajo pH (3,5 - 4,0) y bajo contenido en nitrógeno. La CIC es aproximadamente de 60 a 120 meq/L. Las turbas negras están más mineralizadas y presentan un menor contenido en MO (en torno a un 50%) debido a su alto grado de descomposición. Tienen una baja capacidad de retención de agua y un contenido en N de medio a alto. Su CIC suele estar comprendida entre aproximadamente 250 y 350 meq/L. Además tienen un alto porcentaje en cenizas (alrededor de un 50%), que indica su avanzado estado de mineralización.

El objetivo de este experimento fue estudiar el efecto de la adición de diferentes dosis de una turba comercial (80 % turba rubia y 20% de turba negra) en la asimilabilidad de los elementos nutritivos de un suelo calcáreo cultivado con trigo.

Material y métodos

Este experimento fue realizado en la finca experimental El Encin (INIA) en la Comunidad de Madrid. Las principales características del suelo se recogen en la Tabla 1. Los métodos utilizados en estas determinaciones se encuentran en Sparks et al. (1996).

Tabla 1: Propiedades físicas, químicas y fisico-químicas del suelo.

PROPIEDADES QUÍMICAS	
P asimilable (Olsen) (mg/kg)	30,87
MO oxidable (%)	1,48
N (%)	0,10
K ₂ O (%)	1,33
Carbonatos totales (%)	8,87
Caliza activa (%)	3,43
C.I.C. (mmol(+)/100g)	25,66
Saturación de bases (%)	100
Cationes de cambio (mg/kg)	
Ca ²⁺	4280
Mg ²⁺	320
Na ⁺	67
K ⁺	520

PROPIEDADES FÍSICAS	
Color en seco 7.5YR 4/6	
Granulometría (%)	
Arena (2 - 0,05 mm)	31
Limo (0,05 - 0,002 mm)	54
Arcilla (< 0,002 mm)	15
Textura USDA	Franco Limoso
Densidad aparente (g/cm ³)	
	1,2
Capacidad de campo (33kPa) (g H ₂ O/100g suelo)	
	26,1
Permeabilidad	Moderadamente baja – Moderada

PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS	
pH (1:2,5)	8,38
C.E. (μS/cm)	188,1
Potencial redox (Eh) mV	443

De acuerdo a las recomendaciones de dosificación, que consideran que se deben alcanzar niveles entre el 2 y el 4% de materia orgánica en el suelo, se aplicó una turba comercial (Sustrato 32 forestal, Pindstrup Mosebrug

SAE) con un 80% de turba rubia (0–10 mm) y un 20% de turba negra (0–5 mm), en tres dosis diferentes para conseguir unos niveles de MO en el suelo del 2,5; 3,0 y 3,5%, respectivamente. Se utilizaron parcelas de 12 m² y se realizaron 3 repeticiones de cada uno de los tratamientos. La distribución se realizó mediante un diseño de bloques completos al azar. El cultivo de trigo (*Triticum aestivum*, L. var. Mecano) fue sembrado con una densidad de siembra de 200 kg/ha. En el momento de la cosecha del grano de trigo se recogió suelo de la zona de la rizosfera, se tamizó y se determinó el contenido de N, P₂O₅ y K₂O en el mismo (Bremmer, 1996; MAPA, 1994; Olsen 1954), el contenido en MO oxidable (Walkley y Black, 1934; Primo y Carrasco, 1980) y las concentraciones totales y disponibles para la planta de Zn, Cu, Fe y Mn estimadas por el método DTPA-TEA (Lindsay y Norwell, 1978), así como el pH del suelo (Chapman y Patt, 1961). También se determinó el rendimiento en grano del trigo y el índice de cosecha del mismo, calculado porcentualmente a partir del cociente entre el peso del grano y el peso total de la planta. Las concentraciones de Zn fueron determinadas por espectrofotometría de absorción atómica de llama (Perkin-Elmer AAnalyst 700). Los análisis estadísticos de los resultados fueron realizados con Statgraphics Plus-5.1 software. Las comparaciones múltiples de variables fueron llevadas a cabo usando el método LSD de separación de medias. También fueron realizados análisis de regresión simple. Estos análisis fueron establecidos con un nivel de probabilidad de $P \leq 0,05$.

Resultados y discusión

Los resultados mostraron la no existencia de diferencias significativas entre la concentración total de N del suelo de los diferentes tratamientos con turba aplicados, estas concentraciones variaron entre 0,9 y 1,2 g N kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos de turba que consiguieron contenidos de MO en el suelo del 2,5 y del 3,5%, respectivamente). Sí se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre la concentración total de P del suelo de los diferentes tratamientos con turba. Las concentraciones de P total oscilaron entre 3,1 y 4,2 g P₂O₅ kg⁻¹ suelo (para los tratamientos de 2,5 y 3,5% MO, respectivamente). En cuanto a la concentración total de K en el suelo los resultados obtenidos mostraron que no existen diferencias significativas entre los diferentes tratamientos de turba aplicados, variando los

valores de dichas concentraciones entre 6,9 y 10,9 g K₂O kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos del 2,5 y 3,5%, respectivamente).

La aplicación de las diferentes dosis de turba no tuvo un efecto estadísticamente significativo en las concentraciones totales en el suelo de la rizosfera de Cu, Zn, Fe y Mn. Las concentraciones de Cu total en el suelo, oscilaron entre 20,91 y 25,47 mg Cu kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos que consiguieron el 2,5 y 3,5% MO, respectivamente). En cuanto a las concentraciones de Zn, éstas fueron superiores y variaron entre 57,93 y 78,85 mg Zn kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos del 2,5 y el 3,5% de MO, respectivamente). Las concentraciones de Fe variaron entre 15.12 y 16.93 g Fe kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos del 3,5 y 3,0 % MO, respectivamente) y las concentraciones de Mn entre 317 y 320 mg Mn kg⁻¹ de suelo (para los tratamientos de 2,5 y el 3% MO, respectivamente).

Como se observa en la Figura 1, las concentraciones de micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) potencialmente disponibles para la planta dependieron del tratamiento de turba aplicado. En todos los casos se observaron diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$) alcanzándose, las mayores concentraciones de Cu, Zn y Fe potencialmente disponible con la dosis más alta de turba aplicada. Las mayores concentraciones de Mn potencialmente disponible se observaron con los tres tratamientos en los que se aplicó turba. La materia orgánica sólida puede retener metales como el Cu y el Zn en la fase sólida del suelo, sin embargo la materia orgánica disuelta puede aumentar la movilidad de estos metales (Japenga et al., 1992; Bolan et al., 2003; Kumpiene et al., 2008). Narwal y Singh (1998) obtuvieron incrementos en la biodisponibilidad de Cu y Zn al aplicar diferentes fuentes y dosis de materia orgánica en forma de turba. Resultados similares fueron obtenidos por Arnesen y Singh (1998).

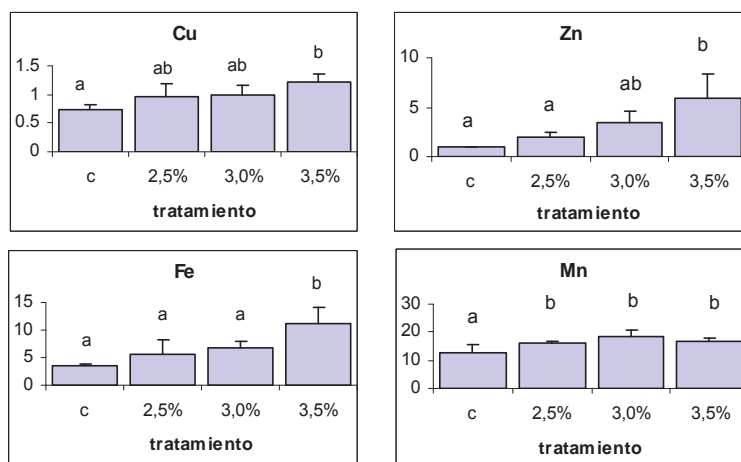


Figura 1. Concentración (mg micronutriente kg⁻¹ suelo) de micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) potencialmente disponible para la planta en función de los diferentes tratamientos de turba aplicados al suelo. (c, control-sin aplicación de turba-)

En cuanto al pH del suelo, los valores variaron desde 8,39 (para el tratamiento con la menor dosis de turba) y 8,28 (tratamiento con la mayor dosis de turba).

Respecto a los parámetros estudiados en el cultivo de trigo, se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos tanto en el rendimiento en grano del cultivo como en el índice de cosecha del mismo. Como se observa en la Figura 2a, los valores del rendimiento en grano del cultivo fueron más altos con la menor dosis de turba aplicada, disminuyendo con las dosis de aplicación superiores, obteniéndose además para este tratamiento el mayor índice de cosecha de los tratamientos tratados con turba (Figura 2b).

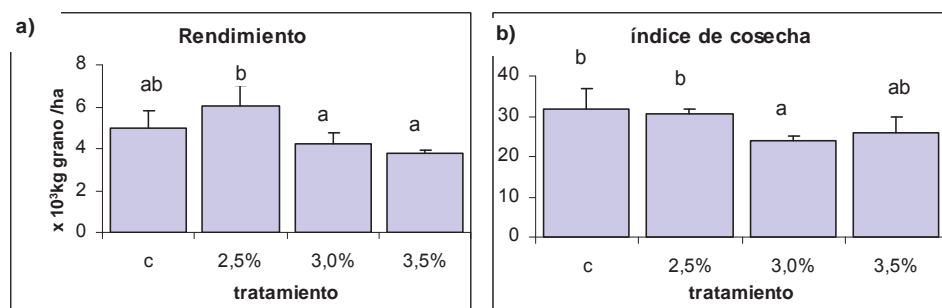


Figura 2. a) Valores de rendimiento en grano del cultivo de trigo en función de los diferentes tratamientos de turba aplicados b) índice de cosecha del cultivo en función de los diferentes tratamientos aplicados (c, control-sin aplicación de turba-).

En conclusión, aunque el aumento de dosis de turba aplicada provoca un aumento de la disponibilidad potencial de los micronutrientes Cu, Zn, Fe y Mn, los valores del cultivo estudiado indican que la dosis de turba con la que se consigue un 2,5% de MO en el suelo sería la dosis de aplicación más conveniente tanto desde el punto de vista económico como medioambiental.

Agradecimientos

Los autores desean expresar un especial agradecimiento a Pilar Ortiz por su ayuda en la realización de los análisis.

Bibliografía

- Arnesen AKM, Singh BR. 1998. Plant uptake and DTPA-extractibility of Cd, Cu, Ni and Zn in a Norwegian alum shale soil as affected by previous addition of dairy and pig manures and peat. *Canadian Journal of Soil Science*. 78:531-539.
- Bolan N, Adriano D, Mani S, Khan A. 2003. Adsorption, complexation and phytoavailability of copper as influenced by organic manure. *Environmental Toxicology Chemistry* 22:450-456.
- Bremner JM. 1996. Total nitrogen. En: *Methods of soil analysis*. (Sparks DL ed) ASA-SSSA, Madison, WI, p. 1085-1121.
- Chapman HD, Pratt PF. 1961. *Methods of analysis for soils, plants and waters*. Div of Agric Sci, Univ of California, Berkeley.
- FAO. 2002. *El cultivo protegido en clima mediterráneo*. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma.
- Japenga J, Dalenberg JW, Wiersma D, Scheltens SD, Hesterberg D, Salomons W. 1992. Effect of liquid animal manure application on the solubilization of heavy metals from soil. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 46:25-39
- Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments –a review. *Waste Managements* 28:215-225
- Lindsay WL, Norvell WA. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci Soc Am J*. 42:421-428.
- MAPA. 1994. *Metodos oficiales de análisis*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, Madrid, Spain.
- Narwal RP, Singh BR 1998. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. *Water Air, Soil Pollution*. 103: 405-421.
- Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS, Dean LA. 1954. *Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate*. USDA Circ 939. US Gov Print Office, Washington, DC.
- Primo E, Carrasco JM. 1980. *Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes* Ed. Alhambra, Madrid.
- Sparks DL. 1996. *Methods of Soil Analysis* ASA-SSSA, Madison, WI, USA
- Walkley A, Black IA. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37:29-37

Evaluación de la eficacia acidificante de diferentes formatos de azufre sobre tres suelos en condiciones controladas

A. López-Fabal¹, R. Barros², A. Fernández³ S. Seoane⁴, M.E. López-Mosquera¹

¹ Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, España adolfo.lopez@usc.es

² Departamento de Producción Vexetal, Universidade de Santiago de Compostela, España

³ College of Agriculture and Related Sciences, University of Southeastern Philippines, Philippines

⁴ Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, España

Resumen

Se evaluaron diferentes formatos de azufre generados en una industria petrolera como enmienda ácida aplicada a suelos básicos. Los tratamientos ensayados se correspondieron con distintos presentaciones y dosis crecientes de azufre elemental [S en polvo 1,5 t ha⁻¹ (SP 1,5); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹ (SC3); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹ (SC5); S prill convencional (3-4 mm) 5 t ha⁻¹ (SPr5); S prill convencional (3-4 mm) 7 t ha⁻¹ (SPr7); S con bentonita 1,5 t ha⁻¹ (SB1,5); S con bentonita 3 t ha⁻¹ (SB3)] y un control sin aplicación de azufre (C). La incorporación de azufre a los suelos produjo acidificación que se manifestó con diferencias entre tratamientos y también entre suelos. El pH fue más bajo cuando se les aplicó S bentonita 3 t ha⁻¹ y en S cribado 5 t ha⁻¹, aunque los valores sólo fueron estadísticamente diferentes en el suelo que tenía, inicialmente, el pH más alto. Este comportamiento se manifestó con la liberación de sulfatos y de una mejor disponibilidad de fosfatos, lo que indica la importancia que tiene el formato de aplicación del azufre.

Introducción

Los suelos clasificados como básicos (7,9-8,4) y los ligeramente alcalinos (8,5-9,0) (USDA, 1971) presentan ciertos problemas para la producción agrícola. Entre los limitantes químicos cabe destacar la baja disponibilidad de fósforo, así como de boro, hierro, manganeso, cobre y zinc; por el contrario, tienen elevada disponibilidad de calcio y magnesio que, en ocasiones, puede dar lugar a desequilibrios nutricionales. La incorporación de materiales acidificantes a los suelos alcalinos es una práctica empleada desde los años 30. Para tal fin se utilizan, entre otros materiales, ácidos sulfúrico o fosfórico, urea combinada con distintos ácidos etc.; sin embargo, es el azufre elemental el acidificante más antiguo y, tal vez, el más empleado (Miyamoto, 1998). Cuando el azufre se incorpora al suelo sufre un proceso de oxidación química y microbiana que conduce a la liberación de ácido sulfúrico con consiguiente descenso de pH (Zhihui et al., 2008). En este proceso influye la temperatura del suelo (la oxidación es rápida cuando la temperatura es superior a 25° C y es mínima cuando es inferior a 5°C), la humedad, la aireación (Janzen y Bettany, 1987), la textura y el contenido en materia orgánica (Byoung-Ho y Chung, 2011). Pero sin duda, es el tamaño de partícula del azufre aplicado el factor más relevante, hasta el punto de que Janzen y Bettany (1987) sugirieron expresar las dosis de aplicación de azufre en función de la superficie específica del mismo, en vez de una relación en peso como es habitual. En la industria petroquímica se generan compuestos de azufre durante el procesado del petróleo, estos compuestos deben ser recuperados para evitar su emisión a la atmósfera, al tiempo que se obtiene una materia prima con distintas aplicaciones, entre ellas la fabricación de enmiendas y fertilizantes. El objetivo de este trabajo fue la evaluación de diferentes formatos de azufre, generados en la refinería de Repsol Petróleo en La Coruña, como enmienda ácida sobre tres suelos básicos.

Material y métodos

En julio de 2012 se estableció un ensayo bajo condiciones controladas en invernadero. Se seleccionaron tres suelos básicos procedentes de las siguientes localidades: Pedrosa de la Vega-Palencia (PV), San Pelayo-Valladolid (SP) y Dueñas- Palencia (D) (Tabla 1), que se dispusieron en macetas de 5 L. El suelo Dueñas, dado su bajo contenido en materia orgánica, se enmendó con un compost elaborado con estiércol de caballo con cama y deyecciones de conejo.

Tabla 1. Características generales de los suelos de ensayo.

Suelo	Arena %	Limo %	Arcilla %	Textura	pH	MO %	Carbonato %	Caliza activa %
PV	62,6	14,6	22,3	F-a-A	7,8	1,3	n.d.	<10
SP	32,3	23,0	44,7	a	8,5	1,3	66,6	17,4
D	64,2	8,5	26,3	F-a-A	8,7	0,6	24,8	-

Textura: F-a-A (franco-arcilloso-arenoso); a (arcilloso)

En total se evaluaron ocho tratamientos de azufre. El diseño experimental se hizo completamente al azar, resultando un total de 72 macetas (3 tipos de suelo x 8 tratamientos x 3 repeticiones). Los tratamientos ensayados se correspondieron con distintos formatos y dosis crecientes de azufre elemental [S en polvo 1,5 t ha⁻¹ (SP 1,5); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹ (SC3); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹ (SC5); S prill convencional (3-4 mm) 5 t ha⁻¹ (SPr5); S prill convencional (3-4 mm) 7 t ha⁻¹ (SPr7); S con bentonita 1,5 t ha⁻¹ (SB1,5); S con bentonita 3 t ha⁻¹ (SB3)] y un control sin aplicación de azufre (C). Se humedecieron las macetas con agua hasta capacidad de campo, humedad que se mantuvo a lo largo del ensayo a través de riego por goteo, evitando la lixiviación. Durante todo el ensayo se realizaron deshierbes manuales con una periodicidad semanal. La duración del ensayo fue de un año, durante el cual se hizo un muestreo cada seis meses. En los suelos de partida se determinó la textura siguiendo el método de la pipeta Robinson (Gutián y Carballas, 1976); carbonatos y caliza activa con calcímetro Bernard y se estimó la capacidad tampón mediante el método de Magdoff y Barlett (1985). En los suelos incubados se cuantificaron los contenidos de C, N y S totales (LECO CNS 2000); pH en agua 1:2,5; en extracto acuoso (relación suelo:agua 1:10) se determinaron fosfatos (Olsen y Sommers, 1982), sulfatos (Bardseley y Landcaster, 1960), Ca, Mg, Na y K medidos por absorción y emisión atómica.

Resultados y discusión

La incorporación de azufre a los suelos produjo cierta acidificación que se manifestó con algunas diferencias entre tratamientos y también entre suelos. Así, el pH tuvo valores más bajos cuando se les aplicó S bentonita 3 t ha⁻¹ y en S cribado 5 t ha⁻¹, si bien los valores tan sólo fueron estadísticamente diferentes en el caso del suelo D. Este comportamiento estuvo acompañado de la liberación de sulfatos y de una mejor disponibilidad de P (Tabla 2), resultados similares a los encontrados por Abbas et al. (2009), Byoung-Ho y Chung (2011). Las concentraciones de sulfatos y fosfatos en el segundo muestreo descendieron con respecto al primero, lo que indica que debieron producirse procesos de precipitación e inmovilización de estos aniones (Abbas et al., 2009). Este comportamiento pone de manifiesto la importancia que tiene el formato de aplicación del azufre (polvo, prill, bentonita). En este sentido, los trabajos de Slaton et al. (2001) mostraron que distintas presentaciones tenían una cinética de oxidación de orden diferente (cero y/o uno) lo que afecta a la eficacia del proceso. En este caso el azufre en polvo se mostró eficaz inicialmente, pero su efecto no se mantuvo en el tiempo. De todas formas, la respuesta de los suelos frente a la acidificación estuvo muy mediatizada por su capacidad tampón. Los suelos P y D presentaron una gran capacidad tampón relacionada con la elevada cantidad de carbonatos, que además se vio incrementada

por el elevado contenido de arcilla presente (Byoung y Jon-Bae, 2011). Esto hace que las cantidades de ácido a suministrar tendrían que ser muy elevadas para conseguir rebajar el pH en los suelos P y D. Ocurre lo contrario en el suelo P en el que con dosis de ácido de 2-3 emol (H^+) por kg de suelo, ya se consigue un descenso apreciable del pH.

Tabla 2. Evolución del pH, nivel de sulfatos y fosfatos seis meses y un año después de establecido el ensayo en los tres suelos de ensayo.

	Pedrosa de la Vega (PV)			San Pelayo (SP)			Dueñas (D)		
1º Muestreo									
Enero 2013									
Tratamiento	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
C	9,05± 0,07 ^a	7,80± 0,97 ^a	0,47± 0,16 ^{ab}	8,40± 0,39 ^a	9,10± 0,56 ^a	0,13± 0,03 ^a	8,40± 0,06 ^b	5,99± 1,07 ^a	0,66± 0,06 ^a
SP 1,5	8,53± 0,16 ^a	47,68± 3,27 ^d	0,32± 0,22 ^a	8,17± 0,14 ^a	13,24± 2,67 ^a	0,14± 0,02 ^{ab}	8,27± 0,44 ^b	16,90± 2,37 ^b	1,39± 0,02 ^a
SC 3	8,57± 0,51 ^a	45,49± 2,15 ^d	0,64± 0,01 ^{bc}	8,50± 0,14 ^a	44,36± 1,78 ^d	0,59± 0,04 ^c	8,16± 0,22 ^{ab}	41,79± 3,39 ^d	3,73± 0,46 ^c
SC 5	8,14± 0,37 ^a	69,50± 1,87 ^e	0,73± 0,02 ^c	8,06± 0,16 ^a	66,70± 6,99 ^f	0,64± 0,01 ^c	7,66± 0,29 ^a	64,14± 1,83 ^c	3,70± 0,58 ^c
SC Pr 5	8,57± 0,84 ^a	23,07± 2,49 ^b	0,33± 0,03 ^a	8,31± 0,35 ^a	20,66± 1,42 ^b	0,30± 0,04 ^c	8,12± 0,17 ^{ab}	23,75± 3,71 ^{bc}	1,30± 0,66 ^a
SC Pr 7	8,39± 0,83 ^a	34,40± 2,82 ^c	0,42± 0,02 ^a	8,15± 0,14 ^a	32,51± 2,54 ^c	0,33± 0,07 ^{cd}	8,32± 0,39 ^b	30,78± 1,93 ^c	1,01± 0,06 ^a
SB 1,5	8,72± 0,10 ^a	41,36± 6,91 ^d	0,30± 0,04 ^a	8,50± 0,47 ^a	53,37± 4,64 ^e	0,21± 0,03 ^c	8,47± 0,33 ^b	43,76 ±7,23 ^d	3,75± 0,62 ^a
SB 3	8,25± 0,35 ^a	64,31± 4,28 ^e	0,34± 0,06 ^a	8,22± 0,29 ^a	64,60± 7,01 ^f	0,39± 0,01 ^b	8,08± 0,12 ^{ab}	66,15± 5,19 ^e	2,66± 0,10 ^{cb}
2º Muestreo									
Julio 2013									
Tratamiento	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
C	8,84± 0,10 ^a	6,80± 1,72 ^a	0,22± 0,08 ^{ab}	8,34± 0,39 ^a	6,95± 2,37 ^a	0,08± 0,00 ^a	8,33± 0,02 ^b	5,44± 1,21 ^a	0,55± 0,04 ^a
SP 1,5	8,43± 0,20 ^a	39,82± 1,04 ^{cd}	0,16± 0,00 ^a	8,12± 0,11 ^a	9,61± 0,29 ^a	0,08± 0,01 ^a	8,32± 0,72 ^b	71,74± 2,01 ^a	1,02± 0,13 ^a
SC 3	8,09± 0,60 ^a	39,39± 3,95 ^d	0,54± 0,03 ^d	8,44± 0,12 ^a	38,84± 1,63 ^b	0,54± 0,04 ^d	8,10± 0,25 ^{ab}	36,18± 3,39 ^d	3,31± 0,71 ^c
SC 5	8,03± 0,44 ^a	54,16± 8,15 ^e	0,70± 0,10 ^e	7,83± 0,56 ^a	57,43± 17,58 ^c	0,72± 0,14 ^e	7,49± 0,21 ^a	51,27± 8,25 ^e	3,41± 0,51 ^c
SC Pr 5	8,39± 0,86 ^a	18,87± 3,74 ^b	0,27± 0,06 ^{abc}	8,22± 0,35 ^a	14,60± 0,53 ^{ab}	0,31± 0,00 ^{abc}	7,97± 0,25 ^{ab}	19,77± 4,55 ^b	1,12± 0,63 ^a
SC Pr 7	8,30± 0,75 ^a	31,50± 3,67 ^c	0,37± 0,03 ^c	8,00± 0,26 ^a	25,31± 3,03 ^b	0,21± 0,04 ^{abc}	8,25± 0,42 ^b	27,74± 3,67 ^{bc}	0,89± 0,08 ^a
SB 1,5	8,65± 0,09 ^a	32,09± 6,89 ^{cd}	0,20± 0,04 ^{ab}	8,29± 0,58 ^a	39,97± 1,73 ^b	0,18± 0,02 ^{ab}	8,49± 0,34 ^b	34,08± 4,37 ^{cd}	2,92± 0,40 ^{bc}
SB 3	8,08± 0,52 ^a	42,78± 7,95 ^d	0,30± 0,06 ^c	8,22± 0,59 ^a	55,67± 7,23 ^c	0,36± 0,01 ^c	8,02± 0,21 ^{ab}	49,08± 3,54 ^e	2,26± 0,16 ^b

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con la financiación del proyecto FEDER-INTERCONECTA ESFER 2011-CE-140 y a través del acuerdo de colaboración entre REPSOL RILESA y la Universidad de Santiago de Compostela.

Bibliografía

- Abbas HH, El-Aziz SM, Nofal EHA, El-Hameed AH, El-Aziz MF. 2009. Amelioration effect of cattle waste manure associated with sulphur, nitrogen and phosphorus on chemical properties and fertility of a calcareous soil. *J. Agric. Sci. Mansoura Univ.*, 34(1): 643-657.
- Bardsley CE, Landcaster J.D. 1960. Determination of reserve sulfur and solubles sulfates in soils. *Soil Soc. Am. Proc.* 24:265-268.
- Byoung-Ho K, Chung JB. 2011. Acidification and changes of mineral nutrient availability in soils amended with elemental sulphur. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 44: 22-28.
- Guitián F, Carballas T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Santiago de Compostela, Pico Sacro. 288 pp.
- Janzen HH, Bettany JR. 1987. The effect of temperature and water potential on sulfur oxidation in soils. *Soil Science* 144:81-89.
- Magdoff FR, Barleett RJ. 1995. Soil pH buffering revisited. *Soil Sci. Am. J.* 49:145-148.
- Miyamoto S. 1998. Use of acids and acidulants on alkali soils and water. En: Handbook of soil conditioners substances than enhance the physical properties of soil. Part III. Mineral soil conditioners (Wallace A, Terry RE eds). Marcel Dekker. pp 217-255.
- Olsen SR, Sommers LE. 1982. En: Page AL, Miller RH, Deeney DE (Eds). Methods of soil analysis. Part 2.2ndEd. ASA y SSSAJ. Madison, Wisconsin.
- Slaton NA, Nonnan, RJ, Gilmour JT 2001. Oxidation Rates of Commercial Elemental Sulfur Products Applied to an Alkaline Silt Loan from Arkansas. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 239-243.
- Zhihui Y, Haneclaus S, Singh BR, Schnug. 2008. Effect repeated application of elemental sulfur on microbial population, sulfate concentration, and pH in soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*39: 124-140.

Efectos de distintos formatos de S como enmienda acidificante en cultivo de colza

M.E. López-Mosquera¹, A. López-Fabal¹, M. Illera¹, I. Blanco¹, B. Gigurey¹, A. Fernández², S. Seoane³

¹ Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, España melvira.lopez@usc.es

² College of Agriculture and Related Sciences, University of Southeastern Philippines, Philippines

³ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, España

Resumen

Se estudió el efecto acidificante y nutritivo de dos formatos de S elemental, procedente de una industria de refinado de petróleo, en un cultivo de colza. Los tratamientos ensayados fueron: SP1,5: S en polvo 1,5 t ha⁻¹; SC3: S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹; SC5: S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹] y un control sin aplicación de azufre (C). Diez meses después de la siembra de colza, en las parcelas en donde se aplicó S en formato cribado los niveles de pH fueron significativamente más bajos, lo que propició una mayor liberación de sulfatos y fosfatos solubles. Las aguas de drenaje recogidas tras los episodios de lluvia permitieron comprobar que el formato de S cribado acidifica de forma más gradual, asegurando un mantenimiento de este efecto en el tiempo. Este tratamiento en la dosis de 5 t ha⁻¹ originó las producciones más altas en grano y contenido en aceite.

Introducción

La colza ocupa el segundo lugar en la producción mundial de oleaginosas. La Unión Europea es el primer productor mundial (60% de la superficie total de oleaginosas y más del 70% de la producción total), seguida de Canadá y China. Dentro de la UE, Alemania y Francia representan más de la mitad de la producción total de este cultivo. En el año 2012 había en España 28.757 ha dedicadas a colza, lo que supuso una producción de 53.447 t, siendo Castilla-León la comunidad que genera el 50% de la producción nacional (MAGRAMA, 2012). Actualmente, el interés de este cultivo reside no sólo en la alimentación humana, sino también en la producción de biocombustibles. La colza puede producirse en suelos con un amplio intervalo de pH, si bien el rango deseable es de 5,5-7. Es una oleaginosa con altos requerimientos de nitrógeno y azufre (Jackson, 2000), a su vez, el azufre favorece y estimula la absorción del nitrógeno durante la floración y en la formación de los granos, además, participa en la síntesis de los glucosilatos y condiciona la cantidad y el tipo de ácidos grasos formados (Fimes *et al.*, 2000). El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de dos presentaciones de azufre elemental sobre las modificaciones producidas en un suelo ligeramente alcalino, así como en la producción de grano y aceite de la cosecha.

Material y métodos

El ensayo se estableció al aire libre en 12 contenedores de polietileno de 300 L. Como medio de cultivo se utilizó un suelo alcalino de textura franco-arcillo-arenoso, con un valor de pH en agua de 8,7, la C.E. (1: 5) de 0,15 dSm⁻¹, 0,58% de materia orgánica, 5,6 mg kg⁻¹ P Olsen, 57,62 mg kg⁻¹ de K disponible, siendo los valores de los cationes de cambio, expresados en cmol(+)kg⁻¹ de: Ca⁺² 30,91; Mg⁺² 1,29; Na⁺ 0,07; K⁺ 0,15. El suelo fue enmendado con un compost obtenido a partir de estiércol de caballo y conejo, para elevar el nivel de materia orgánica al menos hasta un 3%. En los contenedores se aplicaron al azar cuatro tratamientos con tres repeticiones. Cada tratamiento se caracterizó por la dosis y por el formato de azufre aportado [SP1,5: S en polvo 1,5 t ha⁻¹; SC3: S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹; SC5: S

inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹] y un control sin aplicación de azufre (C). La colza (*Brassica napus* var. oleifera (Moench) D.C.) de otoño seleccionada fue la variedad tradicional NK PASION. La siembra se llevó a cabo el 4 de octubre de 2012, empleando una densidad de siembra de 10 kg ha⁻¹. Como abonado de cobertera se aplicaron 100 kg de N ha⁻¹ (nitrato amónico 20,5%) en dos aplicaciones: 25 kg en marzo y 75 kg en abril de 2013. En el suelo se determinó el pH en agua 1:2,5, sulfatos y fosfatos en extracto 1:5 (Bardseley y Landcaster, 1960; Olsen y Sommers, 1982). Mensualmente se recogieron las aguas procedentes del drenaje de los contenedores tras los episodios de precipitación, en las que se determinaron pH, SO₄²⁻ y PO₄³⁻ siguiendo los mismos métodos que en el extracto soluble 1:5. En planta se recogieron muestras de la hoja madura más reciente antes de la floración, en las que se determinaron los contenidos totales de: N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo y B (Chapman y Pratt, 1961). Al final del ciclo de cultivo se cuantificó el peso del grano y su contenido en aceite (RD 2257/1994).

Resultados y discusión

En el suelo, una semana después de la adición de los formatos de azufre, se observó un descenso del pH que solo fue significativo en el tratamiento S en polvo, descendiendo 0,4 unidades respecto al control. Diez meses después de la siembra el S en polvo no presentó diferencias significativas con el control, hecho que puede estar relacionado con la extracción de S por parte del cultivo, el lavado o la menor dosis empleada en este tratamiento. Sin embargo en las parcelas en donde se aplicó S en formato cribado los niveles de pH fueron significativamente más bajos. Los niveles de sulfatos, como cabría esperar, fueron mayores donde se aplicó azufre, especialmente en los que se utilizó el S en forma cribada. El descenso de pH en los tratamientos de S cribado propiciaron la solubilidad del fósforo, siendo en estos suelos donde se encontraron mayores concentraciones, siendo estadísticamente diferentes a las que no lo recibieron y a las que se les aplicó en formato polvo a una dosis de 1,5 t ha⁻¹ (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios y desviación de pH, sulfatos y fosfatos en extracto suelo:agua (1:5) en el momento de la cosecha de la colza. Para cada columna, valores seguidos de distinta letra son significativamente diferentes para P<0,05.

Tratamientos	pH	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
Control	8,18±0,12c	44,1±2,3a	0,61±0,03a
S polvo 1,5 t ha ⁻¹	7,84±0,23bc	56,4±22,7b	0,61±0,28a
S cribado 3 t ha ⁻¹	6,96±0,58a	71,4±4,1c	0,79±0,01ab
S cribado 5 t ha ⁻¹	7,25±2,21ab	80,6±24,6d	0,95±0,32b

En la figura 1 se presenta el pH, los sulfatos y fosfatos de las aguas de drenaje recogidas durante las épocas de lluvia. Con respecto al tratamiento control, los tratamientos con S experimentaron acidificación, presentando todos los formatos un comportamiento similar. La evolución del pH está relacionada con la liberación de sulfatos y fosfatos, que fue más baja en el control, seguidas del tratamiento S en polvo y S cribado, especialmente en la dosis más alta. En este comportamiento juega un papel importante el hecho de que la forma de S cribado acidifica de forma más gradual, asegurando un mantenimiento de este efecto en el tiempo y que fue empleado en dosis más elevadas. La absorción de nutrientes por parte de la planta con respecto al control solo fue significativamente diferente en el caso del azufre, cuya concentración fue mayor en las plantas desarrolladas sobre los suelos enmendados, especialmente con el formato en polvo. En los micronutrientes solo se registraron diferencias de absorción en el molibdeno, que fue mayor en las parcelas control, donde el pH es más alto y que por tanto favorece la disponibilidad de este elemento (Tabla 2). En cuanto a la producción en grano y contenido en aceite, fue el tratamiento S cribado, en dosis de 5 t ha⁻¹,

con el que se consiguió la mayor producción siendo estadísticamente diferente a los otros tratamientos con azufre y a las parcelas control (Figura 2). Los porcentajes de aceite en materia seca de grano oscilaron entre un 38 y un 47%, valores similares a los encontrados por Fismes *et al.* (2000) en suelos calcáreos franceses.

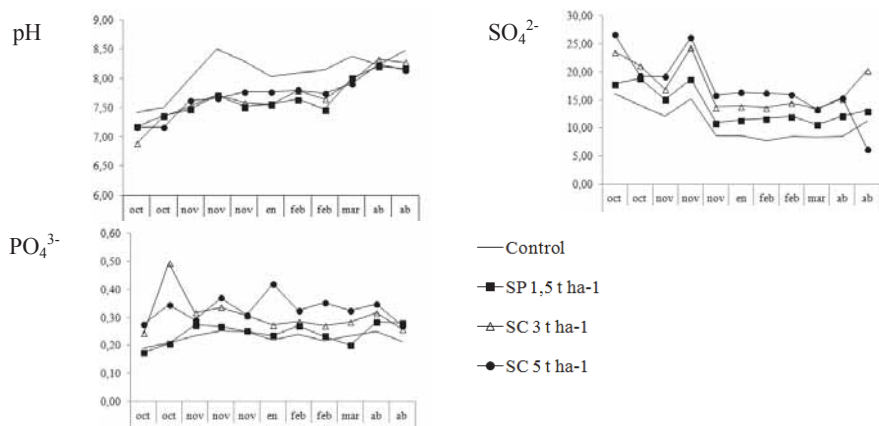


Figura 1. Evolución del pH, concentración de sulfatos y fosfatos en las aguas de drenaje durante el periodo lluvioso (otoño-primavera) en el ciclo de cultivo de colza 2013.

Tabla 2. Nutrientes en hoja de colza antes de la floración.

	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
	%					mg kg ⁻¹						
C	1,8± 0,09a	0,3± 0,03a	0,8± 0,05a	0,3± 0,10b	0,07± 0,03a	0,4± 0,01a	18,5± 0,9a	17,8± 14,8a	180,0± 118,3a	30,6± 0,6a	7,1± 0,50c	50,7± 28,1a
SP 1,5	1,8± 0,01a	0,3± 0,05a	0,6± 0,39a	0,2± 0,10ab	0,03± 0,02a	0,6± 0,03c	16,5± 2,0a	12,5± 14,5a	116,4± 31,6a	31,0± 4,1a	0,5± 0,07a	38,6± 1,0a
SC3	1,8± 0,08a	0,3± 0,04a	0,7± 0,07a	0,1± 0,02ab	0,04± 0,00a	0,5± 0,02b	19,7± 3,3a	13,6± 13,5a	92,0± 7,9a	29,3± 3,0a	1,4± 0,05b	40,8± 5,0a
SC5	1,8± 0,02a	0,3± 0,03a	0,7± 0,24a	0,1± 0,09a	0,04± 0,02a	0,5± 0,03b	18,2± 3,5a	13,6± 12,5a	60,1± 41,2a	34,6± 5,3a	1,0± 0,14ab	40,5± 3,6a

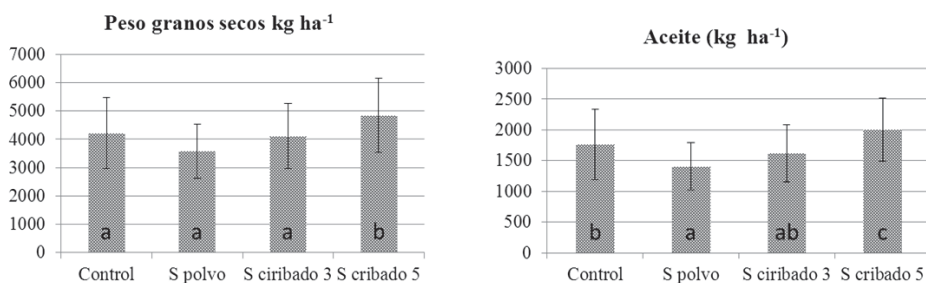


Figura 2. Producción y calidad del grano de colza.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con la financiación del proyecto FEDER-INTERCONECTA ESFER 2011-CE-140 y a través del acuerdo de colaboración entre REPSOL-RILESA y USC.

Bibliografía

- Bardsley CE, Landcaster J.D. 1960. Determination of reserve sulfur and solubles sulfates in soils. *Soil Soc. Am. Proc.* 24:265-268.
- Chapman HD, Pratt PF. 1961. Methods of analysis for soil, plants and waters. University of California, Division of Agricultural Sciences.
- Fismes J, Vong P C, Guckert A, Frossard E. 2000. Influence of sulfur on apparent N-use efficiency, yield and quality of oilseed rape (*Brassica napus* L.) grown on a calcareous soil. *European Journal of Agronomy* 12(2): 127-141.
- Jackson GD. 2000. Effects of Nitrogen and Sulfur on Canola Yield and Nutrient Uptake. *Agronomy Journal* 92:644-649.
- Olsen SR, Sommers LE. 1982. En: Page AL, Miller RH, Deeney DE (Eds). Methods of soil analysis. Part 2.2ndEd. ASA y SSSAJ. Madison, Wisconsin.
- RD 2257/1994, de 25 de noviembre, por el que se aprueba los métodos oficiales de análisis de piensos o alimentos para animales y sus primeras materias. BOE núm. 52, de 2 de marzo de 1995, pp: 7161 – 7237.

Application of acidified slurry to soil: impact on soil microorganisms and enzymatic activities

G. Marques¹, I. Fraga¹, A.L. Pinto¹, S. Surgy², J. Coutinho³, R. Bezerra¹, D. Fangueiro^{2*}

¹CITAB, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

²UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

[*dfangueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfangueiro@isa.ulisboa.pt)

³Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

Animal slurry is commonly applied to soil as organic amendment but it led to significant ammonia emissions. To avoid such emissions, slurry acidification can be performed prior soil application but the global effect of such practice is still unclear.

A lysimeter experiment was performed to assess the impact of acidified slurry application to soil on soil microorganisms and enzymatic activity. Two different soils (an Arenosol and a Cambisol) were amended with acidified and non acidified slurry prior to maize and oat growth. At the end of the maize growing season, soil samples were collected and subjected to microbiological analysis. Our results showed that the total culturable bacterial and fungal counts were not significantly different between the treatments, suggesting that the slurry acidification did not affect these microorganisms at least for short-time applications. Regarding enzymatic activities, both soils from the control treatments presented significantly lower values than the soil from the plots receiving the dairy slurry, with the exception of alkaline phosphatases in one of the soils. With the same exception, slurry acidification did not present a deleterious effect on the dehydrogenase, β -glucosidase and acid phosphatase activities.

Introduction

Soil application of animal slurry is today a common practice to improve soil quality and also to close the loop of nutrient cycling at farm scale. At the same time reduce the problem of organic waste disposal, resulting in an acceptable and practicable environmental option for recycling waste materials. Nevertheless, such practice led to significant ammonia emissions that negatively affect the environment and also represent a large loss of nitrogen. Slurry acidification is a simple way to minimize ammonia emissions during storage and after soil application. It is now used at real scale in Denmark and several countries intend to adopt this solution to minimize ammonia emissions. However, the global impact of acidified slurry application to soil is still unclear, namely in terms of enzymatic activities and soil microorganisms. Soil microorganisms, mainly bacteria and fungi, and their enzymatic activity, are central to soil and plant health and responsible for the biological transformations that make nutrients available to plants. Fangueiro et al. (2013) observed a decrease of microbial biomass C in soil amended with acidified slurry relative to soil amended with non acidified slurry. Therefore, we hypothesized that acidified slurry application may alter on the long term the soil microbial and enzymatic activities.

The aim of the present work was to assess the impact of acidified slurry application to soil on total culturable aerobic bacteria and fungi and four main enzymes activity over one year experiment.

Material and Methods

The experiment was carried out in lysimeters located at the campus of ISA in Lisbon. 24 plots (1m x1m x 1m soil depth) were used in this experiment, half of them containing an

Haplic Arenosol (WRB) and the other half containing an Haplic Cambisol (WRB). The Arenosol was collected in the Pegões area (near Lisbon) and Cambisol in the center of Portugal (Castelo Branco). The Arenosol had a pH of 7.0 and its composition was 700 mg kg⁻¹ of coarse sand, 170 mg kg⁻¹ of fine sand, 97 mg kg⁻¹ of silt and 26 mg kg⁻¹ of clay. Cambisol had a pH of 6.1 and its textural composition was 271 mg kg⁻¹ of coarse sand, 558 mg kg⁻¹ of fine sand 72 mg kg⁻¹ of slit and 99 mg kg⁻¹ of clay.

The slurry used was taken from a dairy farm located near Lisbon. Slurry acidification was performed by addition of concentrated sulphuric acid (5mL to 1L slurry) to reach a final pH of 5.5. Slurry application rates were of 90 kg N ha⁻¹ in autumn (oat growth) and 170 kg N ha⁻¹ in spring (maize growth).

Four treatments were considered here: non amended soil (control), untreated slurry application followed by incorporation (WS), acidified slurry application followed by incorporation (AWS1), acidified slurry application without incorporation (AWS2).

Two crops were growth over the experiment, oat and maize. Rhizosphere and soil samples (0-20 cm top soil) were taken at the end of the maize production..

For microbial analysis, two cores per lysimeter were mixed and sieved. Five grams of each soil sample were suspended in 45mL sterile distilled water containing 0,1% Tween 20. After shaking at 120 rpm for 10 minutes, serial dilutions were prepared and 100 µL aliquots were spread onto Tryptone Soy Agar (TSA) for counting total culturable bacteria and Rose-Bengal Chloramphenicol Agar (RBC) for counting total culturable fungi. After incubation at 25°C, for to 3-5 days, the colony forming units (CFU) were counted. Counts were calculated as log CFU g⁻¹ dry soil. Dehydrogenase, β-glucosidase, and acid and alkaline phosphomonoesterases activity in soils were determined by the methods described by Tabatabai (1994).

Results and Discussion

The results of this study showed that both the total culturable bacterial (Figure 1) and fungal (Figure 2) counts were not significantly different between the treatments at the end of maize production.

The numbers of total bacteria were higher than fungal counts as is expected for agricultural soils. In the Arenosol, bacterial numbers ranged from an average of 2,5x10⁸ CFU g⁻¹ to 2,4x10⁹ CFU g⁻¹ in the AWS2 and WS treatments, respectively. In the Cambisol, also the lowest mean bacterial counts was observed in the AWS2 (4,2x10⁸ CFU g⁻¹) while the highest was observed in the control (5,5x10⁹ CFU g⁻¹). Regarding the fungal populations, the total counts were very similar between treatments, being the lowest counts observed in the WS treatment (2,1x10⁴ CFU g⁻¹) and the highest in the control (2x10⁶ CFU g⁻¹), both in the Arenosol. Slurry application did not seem to influence the total number of microorganisms at least for short-time applications, probably due to their rapid mineralization and reduced nutritional input for the significant increase of the microbial populations along the crop production. In fact, as reported in several studies, it is necessary much long time of changes in the fertilizer regime before clear effects were observed on soil organic matter and soil microorganisms (Vries et al., 2006; Katterer et al., 2014). Thus, long-term field experiments are indispensable to improve our understanding of the effects of land animal sludge on soil microbial populations, at different levels of resolution, because particular functional microorganisms could be more sensitive to the different methods of sludge application.

Concerning enzyme activities, the results obtained after the first year of the lysimeter experiment are presented in Figure 3. The enzymatic activities were higher in the more fertile soil (Cambisol), and in both soils, the effects of the treatments were highly significant (p<0.001) for all the tested enzymes. Furthermore, and with one exception (alkaline phosphatase in the Cambisol), soil from the controls treatment presented enzymatic activities

significantly lower than the soil from the plots receiving the dairy slurry, revealing a positive effect of this amendment on the general biochemical properties of the soil. Regarding the pre-treatment of the slurry by acidification (AWS 1 and 2), it seems do not induce significant changes on dehydrogenase, β -glucosidase and acid phosphatase activities when compared with the untreated sludge soil application (WS). However, alkaline phosphatase activity was significantly depressed on both soils by the use of the acidified slurry, probably more as a result of the susceptibility of this P cycling enzyme to pH (Makoi and Ndakidemi, 2008) than to the P enrichment of the soil promoted by the slurry, since this effect was not noticed for the acid phosphatases.

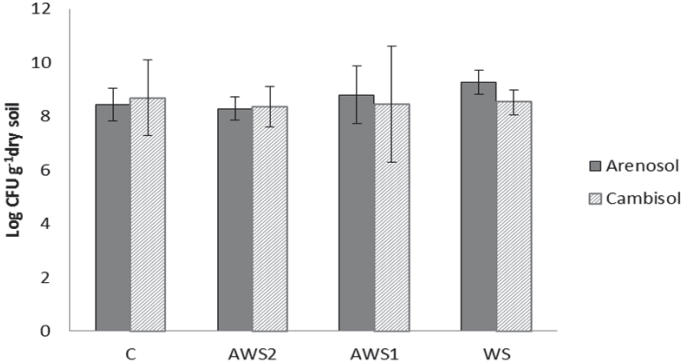


Figure 1 - Effect of the treatments on the total bacteria counts at the end of maize production (mean and standard error of 3 replicates).

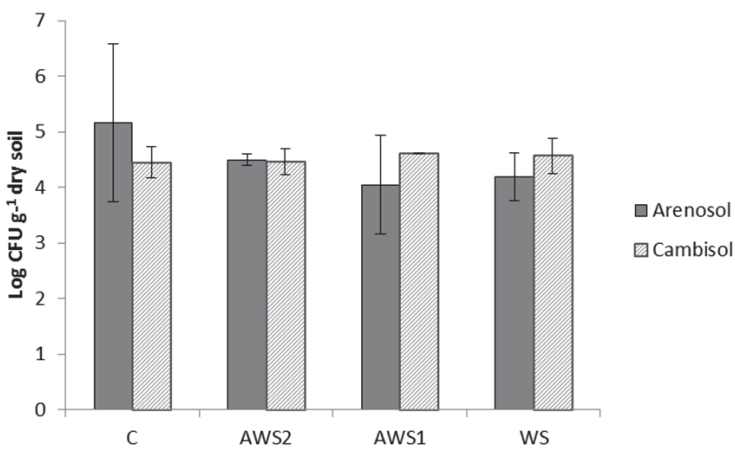


Figure 2 - Effect of the treatments on the total fungal counts at the end of maize production (mean and standard error of 3 replicates).

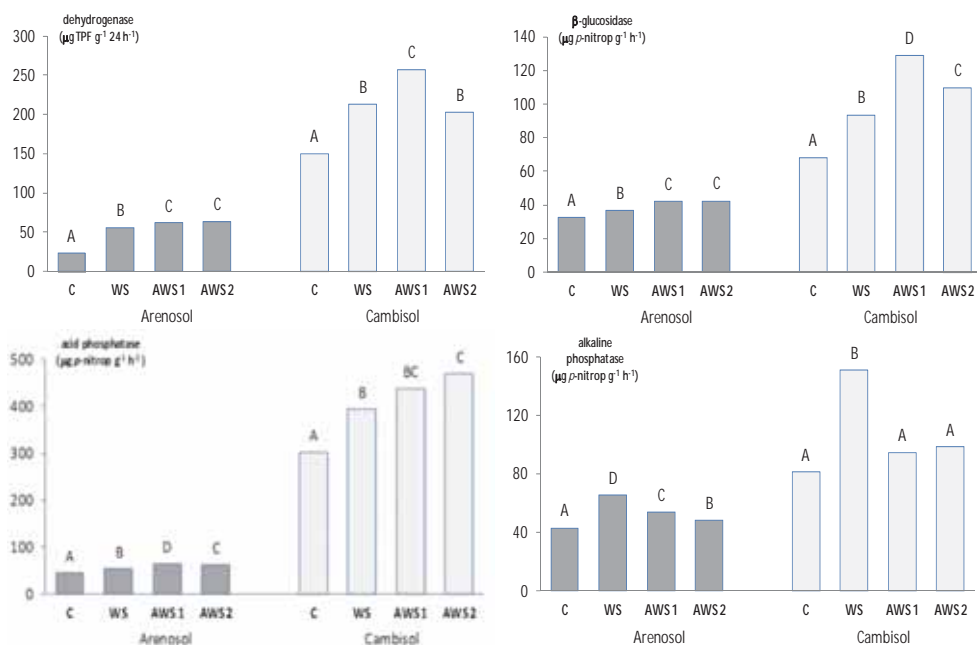


Figure 3 - Effect of the treatments under study on the activity of dehydrogenase, β -glucosidase, and acid and alkaline phosphatases on both soils (values with similar letters on each soil do not differ significantly for $p < 0.05$).

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/2010).

References

- Fanguero D, Surgy, S, Coutinho, J, Vasconcelos, E. 2013. Impacto f cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *J. Plant Nutrition and Soil Science* 176(4):540-550.
- Katterer T, Börjesson G, Kirchmann, H. 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 110-118.
- Makoi, JHJR, Ndakidemi, PA. 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African J Biotechnology*, 7: 181-191
- Tabatabai, MA. 1994. Soil enzymes. In R.W. Weaver et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis, part 2: Microbiological and Biochemical Properties* SSSA, Madison, Wisconsin, USA
- Vries, FT, Hoffland E, Eekeren N, Brussaard L, Bloem J. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2092–2103.

Poda mecânica e corretivos orgânicos: efeito sobre algumas características do solo e sobre o rendimento e vigor de uma vinha de ‘Syrah’

M. Botelho¹, A. Cruz¹, S. Beozzi¹, A. Anacleto², E. Vasconcelos¹, H. Ribeiro^{1*}

¹Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, UIQA, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal; *henriqueribe@isa.ulisboa.pt

²Sociedade Agro-Alimentar da Mascata, Sardoal, Portugal

Resumo

Em 2012 estabeleceu-se um ensaio com o objetivo de avaliar o efeito da poda mecânica (poda em sebe) e de diferentes corretivos orgânicos (resíduos sólidos urbanos compostados, lamas de ETAR, pó de carvão vegetal e estrume de bovinos com cama), nas características do solo e no rendimento e vigor de uma vinha de Syrah, localizada na região da Denominação de Origem Tejo (Quinta do Côro - Sardoal).

A poda mecânica simulada em sebe originou um aumento significativo da carga à poda e do rendimento das videiras (aumento de 23% em 2012 e de 31% em 2013) que foi, sobretudo, devido ao aumento do número de cachos por videira (aumento de 94% em 2012 e de 108% em 2013). A poda mecanizada provocou, ainda, uma redução do vigor e da expressão vegetativa das videiras. Os corretivos orgânico não afetaram significativamente o rendimento das videiras nem o seu vigor, mas o pó de carvão, no 2º ano, originou um aumento de 31% no teor de C orgânico do solo e uma redução do teor de N mineral no solo.

Introdução

A adoção de sistemas de poda mecanizada conduz a reduções significativas de mão-de-obra, de 54 a 70% (Gatti et al., 2011), e a aumentos de produção, sem perda de qualidade da uva (Gatti et al., 2011; Palma et al., 2010), podendo até, em várias situações, originar acréscimos de qualidade (Intrieri et al., 2011). Em contrapartida, as vinhas podadas mecanicamente mostram, ao longo dos anos, uma tendência para a perda de vigor (Cruz et al., 2011; Lopes et al., 2000) que, a médio prazo, poderá conduzir a uma redução do rendimento e da qualidade das uvas (Morris et al., 1981). Este facto poderá estar relacionado com a baixa fertilidade do solo, nomeadamente os baixos teores de matéria orgânica.

O corretivo orgânico tradicionalmente usado na viticultura portuguesa é o estrume. Contudo, devido a razões de ordem prática e económica, a produção de estrumes “tradicionalis” tem tendência a desaparecer (Quelhas-dos-Santos, 2012). No entanto, estão cada vez mais disponíveis fontes de matéria orgânica como as resultantes do saneamento dos agregados populacionais (lamas das estações de tratamento de águas residuais e os resíduos sólidos urbanos compostados) assim como os resíduos da produção de biocombustíveis, como o resíduo resultante da pirólise de biomassa (carvão vegetal ou biocarvão, em língua inglesa biochar). Apesar da sua utilização agrícola poder melhorar as propriedades físicas do solo e fornecer nutrientes essenciais às plantas (Amlinger et al., 2003; Lehmann, 2007), há pouca informação específica sobre o seu efeito nos solos vitícolas e no rendimento das videiras.

Assim sendo, o sucesso da implementação de sistemas de poda mecanizada parece estar dependente do aumento da fertilidade dos solos, nomeadamente do incremento do seu teor de matéria orgânica, pelo que se torna crucial investigar o efeito destes dois fatores (poda mecanizada e fertilização com fontes alternativas de matéria orgânica), no vigor e no rendimento das videiras.

Material e métodos

O ensaio foi instalado em janeiro de 2012, numa vinha com a casta Syrah, localizada área da Denominações de Origem Tejo (Quinta do Côro - Sardoal). Utilizou-se um delineamento “split-plot”, com 3 repetições. O fator principal foi a “poda”, com 2 modalidades: MAN- poda manual em cordão Royat bilateral; MEC - poda mecânica em sebe simulada. O fator secundário foi o corretivo orgânico adicionado ao solo: ESTR - estrume bovino; RSUC - resíduo sólido urbano compostado; ETAR - lamas de ETAR; BIOC - pó de carvão vegetal; TEST – testemunha, sem aplicação de corretivo. Os corretivos foram aplicados em 2012 e 2013 e a quantidade aplicada anualmente foi estabelecida para veicular 5 000 kg ha⁻¹ de matéria orgânica, o que correspondeu às seguintes quantidades de material fresco por hectare (média dos 2 anos): ESTR 23 000 kg; RSUC 15 500 kg; ETAR 31 300 kg; BIOC 8 600 kg.

Tabela 1 – Composição média dos corretivos utilizados.

	ETAR	RSUC	BIOC	ESTR
<i>na matéria original</i>				
pH	9,64	7,71	8,99	7,00
Condutividade Elétrica (mS m ⁻¹)	263,3	413,7	69,1	522,0
Humidade (%)	78,0	44,2	23,8	63,0
<i>na matéria seca</i>				
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	72,7	57,8	76,4	58,5
Azoto (g kg ⁻¹)	69,7	22,6	14,3	27,1
Potássio (g kg ⁻¹)	2,33	7,91	6,78	16,51
Cálcio (g kg ⁻¹)	69,07	53,57	41,85	16,25
Magnésio (g kg ⁻¹)	4,07	11,55	2,34	4,47
Sódio (g kg ⁻¹)	0,82	6,20	0,74	6,24
Ferro (g kg ⁻¹)	4,78	5,54	2,14	2,01
Cobre (mg kg ⁻¹)	159,7	158,0	4,22	39,21
Zinco (mg kg ⁻¹)	40,32	297,1	18,79	144,11
Manganês (mg kg ⁻¹)	55,28	161,8	93,07	144,06

Para determinar os componentes do rendimento da vinha, foram contabilizados o número de cachos por videira e o seu peso à vindima. Em cada modalidade foi contabilizada a produção de 18 videiras, previamente eleitas e equilibradas. O vigor e a expressão vegetativa das videiras foram avaliados à poda através da contagem e pesagem das varas, nas mesmas videiras eleitas para a vindima.

Na altura da poda, foram recolhidas amostras da camada superficial do solo (0-20 cm), tendo-se avaliado os seguintes parâmetros: pH, C orgânico, N mineral, P e K extraíveis, bases de troca, acidez de troca, Fe, Cu, Zn, Mn e B extraíveis.

Resultados e discussão

Na tabela 2 são apresentados os dados do rendimento da vinha e seus componentes. O número de cachos foi significativamente superior na MEC (aumento de 94% em 2012 e de 108% em 2013), resultado da maior carga à poda. O maior número de cachos traduziu-se numa significativa redução do seu peso médio, resultado da autorregulação da planta. No entanto, o maior número de cachos permitiu que o rendimento tenha sido superior nas videiras podadas mecanicamente (aumento de 23% em 2012 e de 31% em 2013). Resultados similares foram encontrados por Lopes et al. (2000), Castro et al. (2010) e Cruz et al. (2011).

A aplicação dos diferentes corretivos orgânicos, não teve qualquer efeito significativo no rendimento da vinha nos dois anos do ensaio.

Na Tabela 3 são apresentados os dados do vigor e da expressão vegetativa, podendo observar-se que, tal como referido por Lopes et al. (2000) e Cruz et al. (2011), a MEC deu origem a um

maior número de varas normais por cepa, a um menor número de ladrões e a um menor peso médio da vara. Por outro lado, a MEC, apesar de aumentar o número de varas, reduziu o peso de lenha de poda por cepa, tal como observado por Naor et al. (2002). No entanto, a produção total de matéria seca por videira foi, tendencialmente maior na MEC, o que revela uma maior eficiência da MEC, dirigindo a produção de matéria seca preferencialmente para os cachos.

Tabela 2 – Rendimento da vinha e seus componentes.

		Carga à poda	Cachos/Videira	Peso do cacho (g)	Produção (t ha ⁻¹)
2012	MEC	51	68	78	23,2
	MAN	15	35	129	18,9
	<i>Sig.</i>	***	***	***	*
	<i>O.M. Sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
	<i>P. x O.M.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
2013	MEC	55	68,5	58,6	17,2
	MAN	12	33,0	97,4	13,1
	<i>Sig.</i>	***	***	***	**
	<i>O.M. Sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
	<i>P. x O.M.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>

Sig. – nível de significância: *ns* – não significativo ao nível de 0,05 pelo teste de F; * – significativo ao nível de 0,05; ** – significativo ao nível de 0,01; *** – significativo ao nível de 0,001. Em cada coluna os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente ao nível de 0,05 pelo teste de Tukey HSD.

Tabela 3 – Vigor e expressão vegetativa das videiras.

Ano	Fator	% Abrolh.	Varas/Cepa	Lenha de poda (g/cepa)	Peso da vara (g)	Ladrões /cepa	Índice Ravaz	Puissance (kg/ha)
2012	MEC	60,0	30,7	734	23,3	0,85	7,01	6070
	MAN	85,4	21,8	877	38,6	8,52	6,16	5542
	<i>Sig.</i>	***	***	*	***	***	*	<i>n.s.</i>
	<i>M.O. Sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
	<i>P. x M.O.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
2013	MEC	63,7	35,9	829	22,1	1,03	5,29	5100
	MAN	92,2	23,1	999	42,6	11,05	3,50	4612
	<i>Sig.</i>	***	***	*	***	***	***	<i>n.s.</i>
	<i>M.O. Sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
	<i>P. x M.O.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>

Sig. – nível de significância: *ns* – não significativo ao nível de 0,05 pelo teste de F; * – significativo ao nível de 0,05; ** – significativo ao nível de 0,01; *** – significativo ao nível de 0,001. Em cada coluna os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente ao nível de 0,05 pelo teste de Tukey HSD.

Relativamente às características do solo, no final do primeiro ano de ensaio não se encontraram diferenças significativas entre as modalidades (dados não apresentados). No segundo ano, apenas se encontraram diferenças para os parâmetros C orgânico, N mineral e Zn extraível (tabela 4). O pó de carvão (BIOC) originou, relativamente à testemunha, um aumento de 31% no teor C orgânico do solo, resultado da elevada estabilidade do seu C (Lehmann, 2007). Por outro lado, a modalidade pó de carvão apresentou um teor de N mineral no solo significativamente inferior à da modalidade ETAR, o que será consequência dos teores mais elevados de azoto na lama de ETAR (tabela 1) e de uma possível imobilização de N provocada pelo pó de carvão. O composto de RSU originou, relativamente à testemunha, um aumento significativo do teor de Zn extraível, o que está em concordância com a sua composição (tabela 1).

Tabela 4 – Algumas características da camada superficial do solo, no final do 2º ano de ensaio.

Modalidade	pH	C org (%)	N min (mg kg ⁻¹)	Zn extraível (mg kg ⁻¹)
TEST	6,4 a	0,84 b	4,25 ab	0,92 ab
ESTR	6,5 a	0,92 ab	4,67 ab	0,72 b
RSUC	6,6 a	0,98 ab	5,00 ab	3,67 a
ETAR	6,6 a	0,87 ab	7,00 a	1,29 ab
BIOC	6,7 a	1,10 a	3,04 b	1,34 ab

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela União Europeia e pelo Governo de Portugal, através do programa ProDeR, Medida 4.1 "Cooperação para a Inovação", PA 24071, Parceria 397, FERTILPODA. Os autores agradecem à FCT o financiamento da Unidade de Investigação Química Ambiental e às empresas que cederam os corretivos: SimTejo SA, Amarsul SA e Terra Australis Lda.

Bibliografia

- Amlinger F, Gotz B, Dreher P, Gesztl J, Weissteiner C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology* 39: 107–116
- Castro R, Claro A, Rodrigues A, Teixeira A, Machado J, Piovene C, Cruz A. 2010. Poda mecânica na vinha-efeitos no rendimento e na qualidade. *8º Simpósio de Vitivinicultura do Alentejo*, 167-176.
- Clingeffer P, Petrie P, Ashley R. 2005. Suitability of minimal pruning and other low-input systems for warm and cool climate grape production. *XIV International G.E.S.C.O. Viticulture Congress*, 3 – 9.
- Cruz R, Piovene C, Claro A, Rodrigues A, Castro R. 2011. Mechanical pruning on a vertical shoot positioning system in Dão Region. *17th International Symposium GiESCO 2011*, 575-577.
- Gatti M, Civardi S, Bernizzoni F, Poni S. 2011. Long-Term Effects of Mechanical Winter Pruning on Growth, Yield, and Grape Composition of Barbera Grapevines. *American Journal of Enology and Viticulture* 62(2): 199-206
- Intrieri C, Filippetti I, Allegro G, Valentini G, Pastore C, Colucci E. 2011. The semi-minimal-pruned hedge: a novel mechanized grapevine training system. *American Journal of Enology and Viticulture* 62(3): 312-318.
- Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol 5: 381–387
- Lopes C, Melicias J, Aleixo A, Laureano O, Castro R. 2000. Effects of mechanical hedge pruning on growth, yield and quality of Cabernet Sauvignon grapevines. *Acta Horticulturae* 526.
- Morris JR, Cawthon DL. 1981. Yield and Quality Response of Concord Grapes (*Vitis labrusca* L.) to Mechanized Vine Pruning. *American Journal of Enology and Viticulture* 32(4): 280-282.
- Naor A, Gal Y, Bravdo B. 2002. Shoot and cluster thinning influence vegetative growth, fruit yield, and wine quality of ‘Sauvignon blanc’ grapevines. *J. Amer. Soc. Hort. Science* 127(4): 628-634.
- Quelhas-dos-Santos, J. 2012. *Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. 4ª edição, Publicações Europa–América, Mem Martins, Portugal.

Evaluación de la eficiencia de distintos formatos de azufre como enmienda acidificante en cultivo de maíz

S. Seoane¹, A. López-Fabal², M. Illera², F. Fraga², I. Blanco², M.E. López-Mosquera²

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, España socorro.seoane@usc.es

²Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, España

Resumen

Se evaluaron diferentes formatos de azufre, generados en una refinería de petróleo, como enmienda ácida aplicada en un cultivo de maíz grano. Los tratamientos ensayados se correspondieron con distintas presentaciones y dosis crecientes de azufre elemental [S en polvo 1,5 t ha⁻¹ (SP1,5); S prill convencional (3-4 mm) 5 t ha⁻¹ (SPr5); S prill convencional (3-4 mm) 7 t ha⁻¹ (SPr7); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹ (SC3); S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹ (SC5); S con bentonita 1,5 t ha⁻¹ (SB1,5); S con bentonita 3 t ha⁻¹ (SB3)] y un control sin aplicación de azufre (C). El aporte de azufre produjo, desde la primera cosecha, descensos en los niveles de pH e incremento en la concentración de sulfatos solubles, especialmente en aquellos tratamientos donde se aplicó S en polvo y en los formatos alternativos (prill, cribado y bentonita) a dosis altas. Diecisiete meses después de aplicado el S estos efectos fueron más intensos y se manifestaron incrementando la producción de grano.

Introducción

Actualmente el maíz es el primer cereal en rendimiento de grano por hectárea y es el segundo, después del trigo, en producción total a nivel mundial. Su importancia radica en que se emplea como alimento humano y para el ganado, así como materia prima para un gran número de productos industriales. Los datos del MAGRAMA (2012) indican que dentro de Europa, España ocupa el décimo lugar en cuanto a superficie cosechada de maíz grano y el noveno por producción total, siendo Castilla-León la comunidad que mayor superficie dedica a este cultivo (27%) en España.

Se ha conseguido cultivar maíz bajo una gran diversidad de ambientes edáficos y climáticos, mucho más amplio que para cualquier otro cultivo. En lo que al suelo se refiere, presenta un rango amplio de tolerancia al pH (5-8), si bien el rango óptimo se sitúa entre 5,5 y 7,0 (Porta *et al.*, 2003). En Castilla-León muchos de los suelos superan el valor de pH 7,0 comprometiendo la disponibilidad de fósforo y de micronutrientes (Claro-Cortés *et al.* 2002; Rongzhong *et al.*, 2010), por lo que la acidificación podría contribuir a incrementar la producción en el cultivo de maíz.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de diferentes formatos de azufre sobre la producción de maíz grano cultivado en un suelo ligeramente alcalino. El cultivo de maíz se llevó a cabo durante 2 años, realizando la aplicación de los tratamientos de S sólo en el primer año de cultivo, para estudiar de este modo, la antelación de aplicación de la enmienda en el suelo y la duración de su efecto acidificante.

Material y métodos

El ensayo de maíz-grano (*Zea mays* L.) se llevó a cabo en condiciones de invernadero. El suelo de partida era franco-arcillo-arenoso, con un valor de pH en agua de 8,7, la C.E. (1: 5) de 0,15 dSm⁻¹, 0,58% de materia orgánica, 5,6 mg kg⁻¹ P Olsen, 57,62 mg kg⁻¹ de K disponible, siendo los valores de los cationes de cambio, expresados en cmol(+)kg⁻¹ de: Ca⁺² 30,91; Mg⁺² 1,29; Na⁺ 0,07; K⁺ 0,15. Dado el bajo contenido en materia orgánica del suelo de partida, se aplicaron 90 t ha⁻¹ de abono orgánico a base de estiércol de caballo con cama y

deyecciones de conejo. Se evaluaron cuatro formatos de azufre (polvo, cribado, prill y con bentonita) que fueron aplicados en distintas dosis: SP1,5 (S en polvo 1,5 t ha⁻¹), SP5 [S prill convencional (3-4 mm) 5 t ha⁻¹], SP7 [S prill convencional (3-4 mm) 7 t ha⁻¹], SC3 [S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 3 t ha⁻¹], SC5 [S inorgánico cribado (0,5-2 mm) 5 t ha⁻¹], SB1,5 (S con bentonita 1,5 t ha⁻¹), SB3 (S con bentonita 3 t ha⁻¹), junto con parcelas control sin aplicación de azufre (C). Se realizaron tres repeticiones por tratamiento, resultando un total de 24 parcelas experimentales de 1,24 x 3 m. Se aplicó el azufre en cada parcela según el tratamiento, volteando los primeros 30 cm de suelo para conseguir una correcta incorporación de las distintas enmiendas azufradas. A continuación se instaló el sistema de riego y se aplicó cada año un abono mineral que aportó 20 kg ha⁻¹ N, 60 kg ha⁻¹ P₂O₅ y 40 kg ha⁻¹ K₂O. La variedad de maíz-grano utilizada fue el híbrido Anjou 290 con una densidad de plantación de 70.000 plantas ha⁻¹, realizando la siembra el 15 de mayo en 2012 y en 2013.

La producción se cuantificó recogiendo las mazorcas de 10 plantas de la parte central de cada parcela, determinando posteriormente el peso total de granos por mazorca y su contenido en proteína bruta (método N-Kjeldahl) y almidón (método polarimétrico RD 2257/1994). Para el muestreo de suelo se tomaron muestras compuestas en la parte central de cada una de las 24 parcelas. En ellas se determinó el pH en agua (Guitián y Carballas, 1976) y los sulfatos en extracto 1:5 (Bardseley y Landcaster, 1960).

Resultados y discusión

Como se puede observar en la Figura 1 (a y b) la producción cuantificada en forma de maíz grano, osciló en la cosecha de 2012, entre 7261 kg ha⁻¹ con SC3 y 9461 kg ha⁻¹ con SP 1,5, aunque no se produjeron diferencias significativas entre los distintos tratamientos. En 2013 la producción varió entre 7822 kg ha⁻¹ en S Prill 5, donde se consiguió la mayor producción, y los 5043 kg ha⁻¹ en las parcelas control, siendo estadísticamente diferentes todos los tratamientos frente al control; se registraron incrementos de producción con respecto al tratamiento control, que variaron desde el 22% en S cribado 5 t ha⁻¹ hasta del 55% en S prill 5 t ha⁻¹. Las diferencias encontradas ponen de manifiesto que la aplicación de azufre fue más efectiva en el segundo año de cultivo, a pesar de que las producciones descendieron frente al primer año, debido, en parte, a que durante el primer ciclo de cultivo se produjo una mayor liberación de nutrientes a partir de la enmienda orgánica aplicada. No se encontraron diferencias significativas ni en proteína bruta (valores medios de 9,66% en 2012 y 6,70 en 2013) ni en almidón (varió entre 65,9% en 2012 y 66, 4% en 2013), que fueron próximos a los descritos para maíz grano a nivel mundial (FAO, 1993).

En cuanto a las modificaciones producidas en suelo, en el primer año de cultivo se produjo un leve descenso de pH en todos los tratamientos que recibieron S, pero solo fue significativamente diferente en las parcelas SP1,5 y S prill. Sin embargo, en el segundo año ya se produjeron diferencias importantes con respecto a las parcelas que no recibieron azufre (Tabla 1).

Tabla 1. Media y desviación típica de pH en H₂O y sulfatos en la solución del suelo (extracto 1:5) después de la cosecha en los años 2012 y 2013. Para cada columna, valores seguidos de distinta letra son significativamente diferentes para $P < 0,05$.

Tratamientos	Cosecha (25/09/2012)		Cosecha (4/10/2013)	
	pH	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	pH	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)
C	8,25 ± 0,01c	47,6±7,9a	8,43±0,18b	44,8±10,1a
SP1,5	7,86 ± 0,18a	65,2±12,5bc	7,99±0,13a	226,6±39,9b
SPr5	8,04 ± 0,04 ab	56,6±9,3ab	8,21±0,12ab	124,0±78,0ab
SPr7	8,05 ± 0,09 ab	51,8±5,1a	8,25±0,10ab	109,0±26,2b
SC3	8,11 ± 0,19 bc	73,6±3,2cd	8,16±0,20a	225,9±175,1ab
SC5	8,06 ± 0,12 bc	83,2±1,7d	8,16±0,08a	130,3±34,4b
SB1,5	8,19 ± 0,08 bc	67,8±2,7bc	8,12±0,15a	97,9±64,5ab
SB3	8,06 ± 0,04 bc	77,7±3,4cd	8,10±0,06a	352,8±226,5b

En 2013, 17 meses después de ser aplicados los diferentes tratamientos, se pudo comprobar que en las parcelas que recibieron S los valores de pH fueron inferiores y estadísticamente diferentes al Control en todos los tratamientos, excepto en el formato prill, a diferencia de lo ocurrido en el primer año (Tabla 1). Las diferencias más acusadas con respecto al Control se encontraron en el tratamiento S en polvo 1,5 t ha⁻¹ (0,44 unidades de descenso de pH) y en el tratamiento bentonita 3 t ha⁻¹ (0,34 unidades de pH menos), siendo estos por lo tanto los tratamientos más efectivos en este segundo año de cultivo.

En cuanto a la concentración de sulfatos solubles en 2012, éstas fueron más elevadas en las parcelas donde se aplicó S en polvo y en los formatos cribado y bentonita. En 2013 los incrementos también fueron superiores al Control en las parcelas SP y en los otros formatos (prill, cribado y bentonita) en las dosis más elevadas. Es decir, la reactividad del azufre en polvo provoca descensos de pH más acusados, así como mayor liberación de sulfatos a pesar de utilizar dosis más bajas (1,5 t ha⁻¹), mientras que los otros formatos aunque resultan igual de eficaces, requieren dosis mayores (3, 5, 7 t ha⁻¹).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con la financiación del proyecto FEDER-INTERCONECTA ESFER 2011-CE-140 y a través del acuerdo de colaboración entre REPSOL RILESA y la Universidad de Santiago de Compostela.

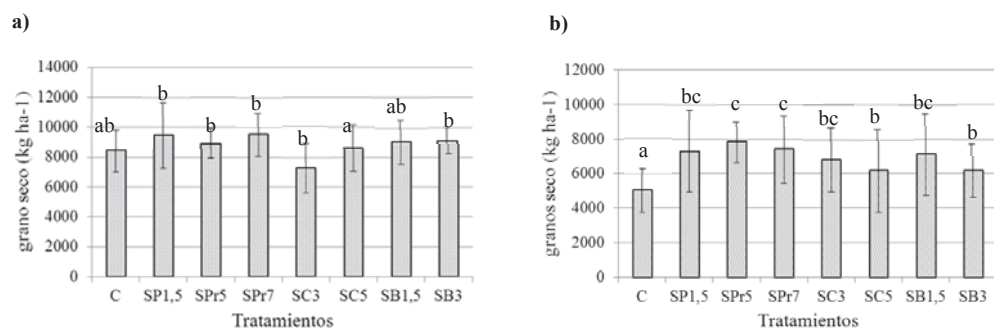


Figura 1. a) Producción de maíz grano en kg ha⁻¹ en 2012, b) Producción de maíz grano en kg ha⁻¹ en 2013.

Bibliografía

Bardsley CE, Landcaster J.D. 1960. Determination of reserve sulfur and solubles sulfates in soils. *Soil Soc. Am. Proc.* 24:265-268.

Claro-Cortés P, Núñez-Escobar R, Etchevers-Barra, JD, Sánchez-García P, Alvarado-López, J. 2002. Respuesta, en invernadero del maíz al azufre en dos suelos del estado de Puebla, México. *Agrociencia* 36:633-642.

FAO, 1993. El maíz en la nutrición humana. Colección FAO N° 25, Roma.

Porta J, López-Acevedo M, Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ed. Mundi-Prensa, 929 pp.

MAGRAMA.2012. Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Estadísticas Agrarias

RD 2257/1994, de 25 de noviembre, por el que se aprueba los métodos oficiales de análisis de piensos o alimentos para animales y sus primeras materias. BOE núm. 52, de 2 de marzo de 1995, pp: 7161 – 7237.

Rongzhong Y, Wright AL, McCray JM, Reddy KR, Young L. 2010. Sulfur-induced changes in phosphorus distribution in Everglades Agricultural Area soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 87:127–135.

Potential nitrogen leaching in five contrasting soils amended with treated and untreated cattle slurry: a soil column experiment

S. Surgy¹, E. Vasconcelos¹, F. Girão¹, J. Coutinho¹, D. Figueiro^{1*}

¹IUIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal [*dfigueiro@isa.ulisboa.pt](mailto:dfigueiro@isa.ulisboa.pt)

²Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

Ammonia losses resulting from soil application of animal slurry are a major concern due to their environmental impact, leading many European countries to recommend slurry injection to soil as a way to prevent those losses. Slurry treatment by acidification or solid-liquid separation followed by soil surface application have been considered as an alternative to injection. The aim of this work was to study the effects of these slurry treatments and application techniques on ammonia and nitrate leaching from amended soils. 120 disturbed soil columns, packed with 5 different soils, were used in a 24 days laboratory experiment in which 4 leaching events were performed. Our results indicated that combined treatment separation-acidification strongly increased the potential leaching of NO_3^- and NH_4^+ in all soils. Slurry acidification appears as an interesting alternative to slurry injection.

Introduction

The intensification of animal production increases significantly the amounts of animal slurry, leading to significant losses of ammonia during slurry application to soil. The most efficient solution to avoid ammonia losses is slurry injection into soil (Sommer and Hutchings, 2001). However, slurry injection is often difficult to apply either due to high investments needed in machinery or to soils characteristics. As an alternative to injection, slurry acidification as well as solid-liquid separation has been studied as slurry treatments to prevent ammonia emissions and, acidification already proved to be useful for this purpose (Kai et al., 2008). N, C and P dynamics are affected after soil application of slurry treated by separation or acidification (Figueiro et al., 2010, 2012), however, few is known about the impact of these practices on the potential N leaching. On the other hand, it is well known that soil characteristics affect nutrient leaching and different behaviours can be expected when applying treated slurry to different soil types.

Hence, the objective of this work was to compare the influence of animal slurry treatment (acidification and/or separation) and soil application technique (injection or surface application) on the potential nitrate (NO_3^-) and ammonia (NH_4^+) leaching in five contrasting soils.

Material and Methods

PVC columns with 30 cm long and 5.7 cm internal diameter and 5 soil types were used in this experiment. The soils used were collected from different agricultural areas of Portugal, and they were all air dried and passed through a 5 mm sieve before use. All the soils were analyzed and their main characteristics are mentioned in table 1. The columns were packed with the air dried soil (25 cm), immersed in deionized water until saturation and, allowed to drain until field capacity was reached.

The slurry was collected in a dairy farm and pretreated by centrifugation, acidification and a combination of both treatments (acidification of the liquid fraction). Thus, 6 treatments were considered: Injection of the whole slurry (WSI), surface application of the whole slurry (WSS), surface application of the acidified whole slurry (AWS), surface application of the liquid fraction (LF), surface application of the acidified liquid fraction (ALF), and a control

without slurry application (CTR). The amount of slurry applied to each column was calculated in order to provide an equivalent of 240 kg N ha⁻¹.

The first leaching event was performed 3 days after slurry application and then weekly in a total of 4 leaching events. In each leaching event, 300 ml of deionized water were applied to the top of each soil column. We considered 4 replicates for each treatment in each soil performing a total of 120 disturbed soil columns.

At each leaching event, the total volume of the leachates was measured and a sample was analyzed for nitrate (NO₃⁻) and ammonium (NH₄⁺) using a segmented flow auto analyser (Skalar).

Table 1 – Main characteristics of the soils used in the present experiment

Soil	Classification (IUSS, 2006)	Texture	Clay %	Silt %	Sand %	OM %	Bulk	pH	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
							densit y g cm ⁻³		H ₂ O	mg/k g
PAL	Haplic Arenosol (Dystric)	Sandy	3.3	4.5	92.2	1.52	1.49	5.71	7.50	43.38
TA	Vertic Cambisol (Eutric)	Clay loam	28.6	20.9	50.5	1.94	1.18	7.25	16.77	26.92
CB	Haplic Cambisol (Dystric)	Sandy loam	8.8	11.8	79.5	2.13	1.33	5.05	8.00	47.67
EDM	Haplic Regosol (Humic)	Sandy loam	10.6	14.1	75.3	3.26	1.19	6.81	1.76	18.32
ELV	CambicLeptosol (Calcaric)	Silt loam	22.8	39.6	37.6	3.43	1.07	7.71	7.27	100.57

Results and Discussion

The amounts of NH₄⁺ leached decreased over time in EDM and ELV soils with values near 0 after day 10 in ELV soil. The higher losses of NH₄⁺ in TA soil occurred on day 3 probably due to the high initial soil content. It is to note that in TA soil, NH₄⁺ losses increased again on day 17 indicating organic N mineralization. In PAL soil and CB soil, the higher NH₄⁺ losses were observed on day 17 and day 10, respectively.

In all soils, acidified treatments led to the higher total NH₄⁺ losses, except with CB soil where the higher total NH₄⁺ were observed with the liquid fraction application (Figure 1). Our results showed that the combined treatment of separation-acidification significantly increases total NH₄⁺ losses by leaching in all soils except ELV soil. Slurry injection is the own treatment that did not increase total NH₄⁺ losses relative to WSS in any soil and, even decreased it in PAL soil. A summary of effect of slurry treatment and injection on potential NH₄⁺ leaching is presented in Table 2.

The amount of NO₃⁻ leached peaked, in all treatments, on day 10 in ELV soil and, on day 17 in PAL and CB soils. In EDM soil, the higher NO₃⁻ losses occurs on day 10 from LF and WSI but only on day 17 from ALF and AWS. In TA soil, NO₃⁻ losses peaked on day 10 in WSI treatment, on day 17 in ALF and LF treatments while it continued increasing until the end of the experiment in AWS.

In all soils, the higher values were observed with both acidified and non-acidified liquid fraction (Figure 2).

The combined treatment of separation-acidification induced an increase of the potential NO₃⁻ leaching in all soils studied (Table 2). Similarly, slurry separation led to an increase of NO₃⁻

leaching in 4 of the 5 studied soils. It is to note that similar results were observed with AWS and WSI.

Table 2. Summary of the effects of acidification, separation, combination of separation-acidification, and injection on total NH_4^+ (black arrows) and NO_3^- (grey arrows) leached from each soil, relative to surface application of the whole slurry.

$\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$	Separation	Acidification	Separation + Acidification	Injection
PAL	↘ ↙	↔ ↗	↗ ↘	↘ ↙
TA	↗ ↘	↗ ↘	↗ ↘	↔ ↗
CB	↗ ↘	↔ ↗	↗ ↘	↔ ↗
EDM	↔ ↗	↗ ↘	↗ ↘	↔ ↗
ELV	↗ ↘	↔ ↗	↔ ↗	↔ ↗

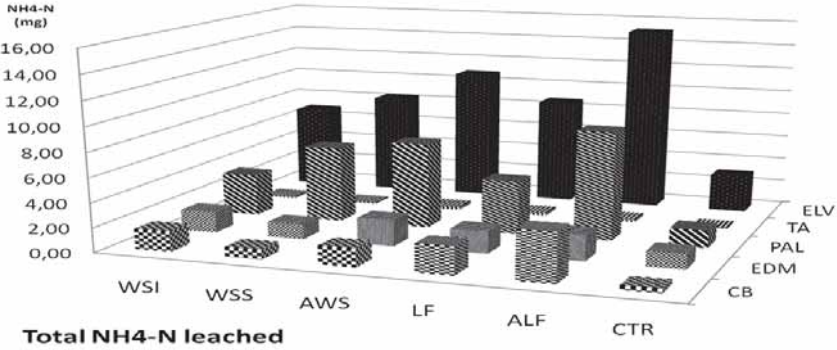


Figure 1: Total amount of ammonia leached (mg) over the 24 days experiments – mean of 4 replicates

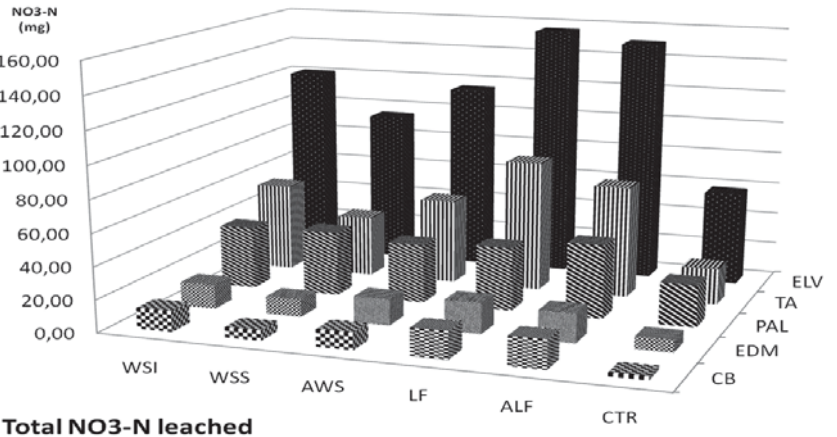


Figure 2: Total amount of nitrate leached (mg) over the 24 days experiments – mean of 4 replicates

Conclusions

In our experimental conditions, slurry injection did not affect NH_4^+ nor NO_3^- leaching in most of the soils studied when compared to surface application of slurry.

Combined treatment separation-acidification strongly increased the potential leaching of NO_3^- and NH_4^+ in all soils (except NH_4^+ in ELV).

Our results revealed slurry acidification as an interesting alternative to slurry injection.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/ 2010) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

References

- Fangueiro D, Ribeiro H, Coutinho J, Cardenas L, Trindade H, Cunha-Queda C, Vasconcelos E, Cabral F, 2010. Nitrogen mineralization and CO_2 and N_2O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soil*, 46(4):383-391.
- Fangueiro D, Lopes C, Surgy S, Vasconcelos E, 2012. Effect of the pig slurry separation technique on the characteristics and potential availability of N to plants in the resulting liquid and solid fractions. *Biosystems Engineering*, 113:187-194.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Kai P, Pedersen P, Jensen JE, Hansen MN, Sommer SG, 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28:148–154.
- Sommer SG, Hutchings NJ, 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *Eur. J. Agron.* 15:1–15.

Potential nutrients leaching from soil amended with treated and untreated pig slurry

S. Surgy¹, F. Cabral¹, J. Coutinho², D. Figueiro^{*}

¹UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal *dfangueiro@isa.ulisboa.pt

²Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Abstract

Soil surface application of acidified slurry or liquid fraction resulting from solid-liquid separation has been considered here as an alternative to soil injection as a solution to prevent ammonia emissions and the impact of these practices in leachates composition has been studied. More precisely, the aim of this work was to study the effects of slurry acidification, solid-liquid separation and a combination of separation-acidification, as well as application technique (injection and surface application) on leachates composition from a cambisol amended with pig slurry. Twenty four disturbed soil columns were used in a 24 days laboratory experiment in which 4 leaching events were performed. Our results showed that separation and slurry injection have no significant effect on leachates composition when compared to surface application of untreated slurry. However, surface application of acidified slurry decreased the potential NO_3^- and P leaching relative to slurry injection.

Introduction

A strong environmental impact results from ammonia emissions occurring during slurry application to soils. Injection is the recommended method in many European countries for slurry application to soil since it proved to be the most efficient solution to avoid ammonia losses (Sommer and Hutchings, 2001). However, it requires expensive machinery and sometimes it might be difficult to apply due to soil characteristics. Slurry acidification as well as solid-liquid separation has been studied as an alternative to slurry injection and, acidification already showed to be efficient in decreasing ammonia emissions (Kai et al., 2008). Figueiro et al., (2010, 2012) reported that N, C and P dynamics are affected after soil application of slurry treated by separation or acidification, however, few is known about the impact of these practices in the composition of the leachates from the soils amended with these slurries.

Hence, the objective of this work was to compare the influence of animal slurry treatment (acidification and/or separation) and soil application technique (injection or surface application) on the potential nutrients leaching from a Cambisol amended with pig slurry.

Material and Methods

The Dystric Cambisol (IUSS, 2006) used in this laboratory experiment was sampled at Castelo Branco, Portugal. It was air dried and passed through a 5 mm sieve before use. The soil was analyzed and its main characteristics are presented in Table 1. 24 PVC columns with 30 cm long and 5.7 cm internal diameter were packed with the air dried soil (25 cm), immersed in deionized water until saturation and, allowed to drain until field capacity was reached.

The pig slurry was collected in a commercial farm and pretreated by centrifugation, acidification until 5.5 pH by addition of sulfuric acid 96% and, a combination of both treatments by the acidification of the liquid fraction. 2 slurry application techniques were used: injection (10 cm) and surface application. Thus, 6 treatments were considered: Injection of the whole slurry (WSI), surface application of the whole slurry (WSS), surface application of the acidified whole slurry (AWS), surface application of the liquid fraction (LF), surface

application of the acidified liquid fraction (ALF), and a control without slurry application (CTR). The amount of slurry applied to each column was calculated in order to provide a total of 240 kg N ha⁻¹.

The first leaching event was performed 3 days after slurry application and then weekly in a total of 4 leaching events. In each leaching event 300 ml of deionized water was applied to the top of each soil column. We considered 4 replicates for each treatment. In each event the total volume of the leachate was measured and a sample was analyzed for nitrate (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) and phosphorous (P), using a segmented flow autoanalyser (Skalar).

Table 1 – Main characteristics of the soils used in the present experiment

Soil Texture	WRB (2006)	Particulatesize				Bulk density g cm ⁻³	pH	NH ₄ ⁺ mg/kg	NO ₃ ⁻ mg/kg	P mg/kg
		Clay %	Silt %	Sand %	OM %					
Sandy loam	Haplic Cambisol (Dystric)	8.8	11.8	79.5	2.13	1.33	5.05	8.00	47.67	99.56

Results and Discussion

Curiously, the higher values of pH were measured in leachates from ALF and WSS treatment in the first leaching event (Figure 1). Between day 3 and 10, pH values increased only in the leachates from CTR. From day 10 onwards, pH values of leachates decreased in all treatments.

Acidified treatments (ALF and AWS) led to an increase of EC from leachates relative to WSS and control, indicating that slurry acidification may increase salt leaching (Figure 2). However, in all other treatments, values of EC were similar all over the study. Values of EC in leachates decreased in all treatments until day 17 but a slight increase was observed on day 24 in AWS, LF, WSI and WSS.

In the first leaching event NH₄⁺ losses were higher in both acidified treatments but in the following leaching events amounts of NH₄⁺ released were similar in all treatments.

Nitrate appeared in leachates only on day 10 and the amount of nitrate leached increased in all treatments until day 24 (Figure 3). However, a slower increase was observed with AWS relative to other treatments what is in agreement with the delay of nitrification in soils amended with acidified slurry reported in previous studies by Fangueiro et. al (2010, 2013).

The amount of P in leachates also increased in all leaching events but several patterns were observed according to the treatment considered. However, there is no evidence of a different behaviour of any of the studied treatments when compared with surface application of the whole slurry.

Using WSS as reference in terms of slurry application, an overview of the global effects of separation, acidification, combined separation and acidification and, application by injection on leachates composition is presented in Table 2.

Injection as well as separation had no effect in all of the parameters considered. Acidification of the liquid fraction increased NH₄⁺ leaching as well as the final EC, indicating an increase of salt leaching. Acidification of the whole slurry also increased NH₄⁺ leaching; however, it also decreased NO₃⁻ leaching.

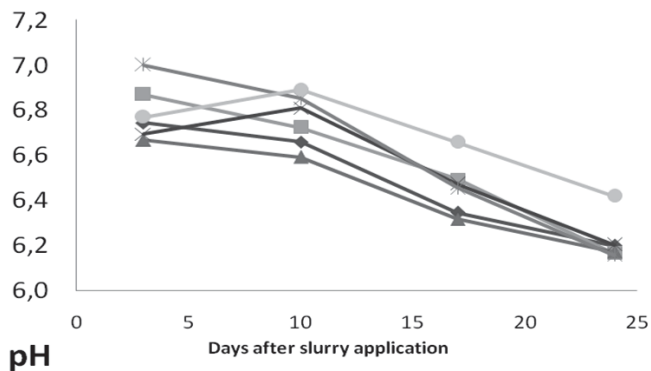


Figure 1: pH of leachates collected over the 24 days experiments – mean of 4 replicates

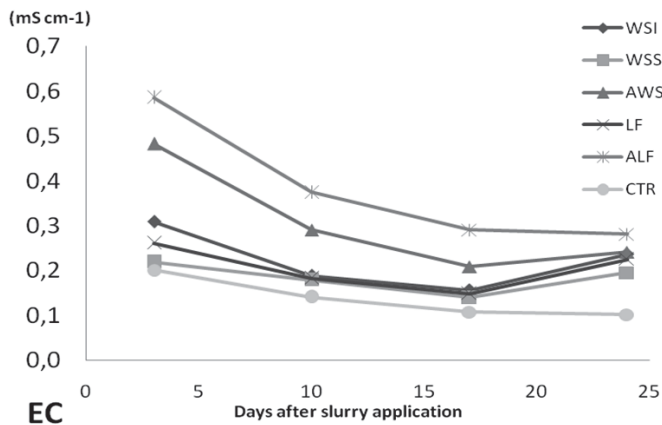


Figure 2. EC of leachates collected over the 24 days experiments – mean of 4 replicates

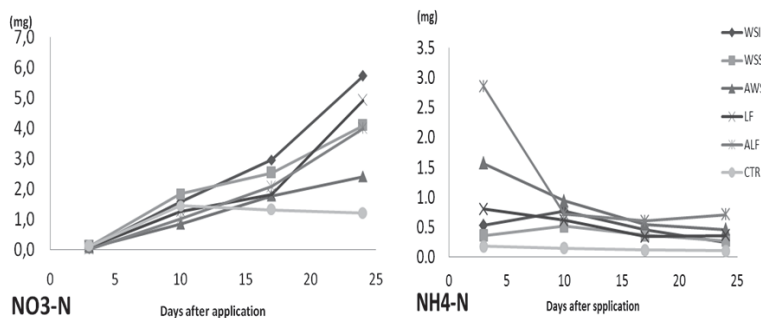


Figure 3. Amount of NO₃ and NH₄ in leachates collected over the 24 days experiments (n=4)

Table 1. Summary of the global effects of acidification, separation, combination of separation-acidification, and injection leachates composition, compared with the surface application of the whole slurry.

	Separation	Acidification	Separation + Acidification	Injection
pH	↔	↔	↔	↔
EC	↔	↗	↗	↔
NH ₄ ⁺	↔	↗	↗	↔
NO ₃ ⁻	↔	↘	↔	↔
P	↗	↔	↔	↗

Conclusions

An increase in EC of leachates indicates that slurry acidification may increase salt leaching, however this effect is more visible in the combined treatment of separation and acidification. NH₄⁺ leaching was increased by acidification. P leaching was not affected by the treatments applied when comparing with surface application of the whole slurry. Acidification of the whole slurry decreased both NO₃⁻ and P total leaching significantly when compared with slurry injection.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge funding from Portuguese Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) for financially supporting this research through the projects “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/ 2010) and (ProjectPEst-OE/AGR/UI0528/2011). David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

References

- Fangueiro D, Ribeiro H, Coutinho J, Cardenas L, Trindade H, Cunha-Queda C, Vasconcelos E, Cabral F, 2010. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soil*, 46(4):383-391.
- Fangueiro D, Lopes C, Surgy S, Vasconcelos E, 2012. Effect of the pig slurry separation technique on the characteristics and potential availability of N to plants in the resulting liquid and solid fractions. *Biosystems Engineering*, 113:187-194.
- Fangueiro D, Surgy S, Coutinho J, Vasconcelos E, 2013. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 176:540-550.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Kai P, Pedersen P, Jensen JE, Hansen MN, Sommer SG, 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28:148–154.
- Sommer SG, Hutchings NJ, 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *Eur. J. Agron.* 15:1–15.

Avaliação de compostos de Acácia como corretivos do solo e componentes de substratos hortícolas

L.M. Brito^{1*}, M. Reis², I. Mourão¹

¹Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima. E-mail: *miguelbrito@esa.ipvc.pt

²Faculdade de Ciências e Tecnologia de Gambelas, Universidade do Algarve, 8005-139 Faro. E-mail: mreis@ualg.pt

Resumo

Avaliaram-se as características físicas e químicas de compostos de plantas invasoras de Acácia com o objetivo de proceder à sua utilização como corretivo orgânico do solo e na formulação de substratos hortícolas. A densidade aparente do composto foi inferior ao limite máximo ($0,4 \text{ g cm}^{-3}$) e o espaço poroso total superior ao limite mínimo (85% do volume total) recomendados para os substratos. O composto de Acácia bem maturado apresentou uma capacidade de ar e valores de água facilmente utilizável e de água de reserva, também, dentro dos valores recomendados. Com o aumento do período de compostagem as características físicas dos compostos melhoraram, mas o mesmo não aconteceu relativamente às características químicas, as quais, apesar de não limitarem a utilização do composto como corretivo orgânico do solo, poderão limitar a sua utilização como componente único dos substratos. Assim, recomenda-se a sua mistura com turfa ou outros materiais orgânicos que contribuam para elevar o teor de matéria orgânica e a razão C/N, e principalmente para diminuir o pH e a condutividade elétrica, dos substratos finais.

Introdução

As crescentes limitações na exploração da turfa e o crescente custo da casca de pinheiro fundamentam a procura de materiais orgânicos alternativos para a produção de substratos (Jayasinghe et al., 2010). A *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. e *Acacia melanoxylon* R. Br. são espécies da família *Fabaceae* altamente competitivas, capazes de invadir o território das espécies nativas e de ameaçar a conservação dos habitats naturais, e que constituem um elevado risco para o alastramento de incêndios. Atualmente são necessárias novas formas de valorização para estes arbustos, tendo em conta a sua abundância em Portugal. A compostagem, para utilização do compostado como substrato hortícola e como corretivo orgânico do solo, poderá ser uma das soluções. Neste trabalho, avaliam-se as principais características físicas e químicas de compostos da biomassa de acácias, proveniente do corte de arbustos em áreas invadidas por estas espécies, com o objetivo de avaliar este material compostado como corretivo orgânico do solo e como alternativa a outros componentes, designadamente à casca de pinheiro e à própria turfa, na formulação de substratos comerciais.

Materiais e métodos

Construíram-se duas pilhas de compostagem ao ar livre, aproximadamente cónicas, com 80-100 m³ de volume (8 m de diâmetro da base e 3 m de altura), constituídas por detritos resultantes de arbustos e ramagem de *Acacia longifolia* (60%) e *Acacia melanoxylon* (40%), com o objetivo de analisar as características físico-químicas dos compostos com cinco revolvimentos (pilha A) e com apenas três revolvimentos (pilha B), durante um longo período de compostagem (420 dias). O processo de compostagem destas pilhas foi anteriormente descrito (Brito et al., 2013). As amostras para este estudo foram recolhidas no dias 147 e 420 de compostagem para realização das seguintes análises: teor de matéria seca; pH; condutividade elétrica (CE); teor de matéria orgânica (MO); curva de retenção de água (% v/v); densidade aparente; retração (% v/v); granulometria; capacidade de troca catiónica; e

teor de macronutrientes. Os métodos analíticos utilizados para a determinação destes parâmetros foram descritos anteriormente (Brito et al., 2010). Todos os valores apresentados resultam da média de 4 amostras independentes, cada analisada 3 vezes. Os resultados foram avaliados recorrendo à análise de variância com dois fatores (tipo de composto e tempo de compostagem) e as médias comparadas através da menor diferença significativa ($P < 0,05$), recorrendo-se ao programa SPSS v. 19.0.

Resultados e discussão

A densidade aparente e a densidade real aumentaram entre os 147 e os 420 dias de compostagem (Quadro 1) devido à redução no tamanho das partículas e à mineralização que ocorrem durante a compostagem. No entanto, a densidade aparente foi sempre inferior ao limite máximo de $0,4 \text{ g cm}^{-3}$ recomendado por Abad et al. (2001), encontrando-se, também, dentro dos limites ($0,1 - 0,3 \text{ g cm}^{-3}$) considerados aceitáveis para propagação de sementes por Kämpf (2000). A densidade real dos compostos encontrou-se sempre dentro dos limites ($1,4 - 2,0 \text{ g cm}^{-3}$) recomendados para os substratos por Abad et al. (2001).

Quadro 1. Densidade aparente, densidade real, porosidade total e redução de volume dos compostos de Acácia com 147 e 420 dias de compostagem, com maior (A) ou menor (B) número de revolvimentos das pilhas.

Parâmetro	Pilha	Dia 147	Dia 420
		Média±*DP	Média±*DP
Densidade aparente (g cm^{-3})	A	0,13±0,01b	0,24±0,02 ^a
	B	0,12±0,01b	0,26±0,02a
Densidade real (g cm^{-3})	A	1,67±0,03c	1,78±0,07b
	B	1,74±0,05b,c	1,96±0,08 ^a
Espaço poroso total (% v/v)	A	92,0±0,8a	86,5±1,5b
	B	92,9±0,5a	86,6±1,5b
Retração (%)	A	24,0±3,1a	23,1±2,7 ^a
	B	25,7±3,0a	21,7±6,6 ^a

*DP = Desvio padrão. As médias seguidas por letras diferentes no mesmo parâmetro são significativamente diferentes ($P < 0,05$)

O espaço poroso total diminuiu entre os 147 e os 420 dias de compostagem (Quadro 1) em consequência da redução no tamanho das partículas, mas foi sempre superior ao valor de 85% do volume total do substrato recomendado por Verdonck & Gabriëls (1992). Ambos os compostos revelaram uma retração inferior ao valor de 30% (v) considerado como máximo aceitável para os substratos por Abad et al. (2001).

Após 147 dias de compostagem existiam mais partículas $>5 \text{ mm}$ na pilha B em comparação com a A, e mais partículas $<2 \text{ mm}$ na pilha A em comparação com a B (Fig. 1). O material da pilha B estava mais grosseiro porque foi menos revolidado. O revolvimento contribuiu para uma maior degradação do material, resultando numa menor dimensão das partículas do composto. Com a evolução da compostagem a dimensão média das partículas diminuiu, e a granulometria tornou-se mais semelhante entre ambos os compostos (Fig. 1). Os compostos com 147 dias possuíam uma capacidade de ar ($42 - 44\% \text{ v/v}$) muito elevada (Fig.2) o que se justifica pela sua baixa densidade aparente e por possuírem uma proporção muito elevada de partículas superiores a 1 mm ($> 64\%$). Contudo, a capacidade de ar foi muito mais reduzida após 420 dias de compostagem devido à redução do tamanho das partículas do composto.

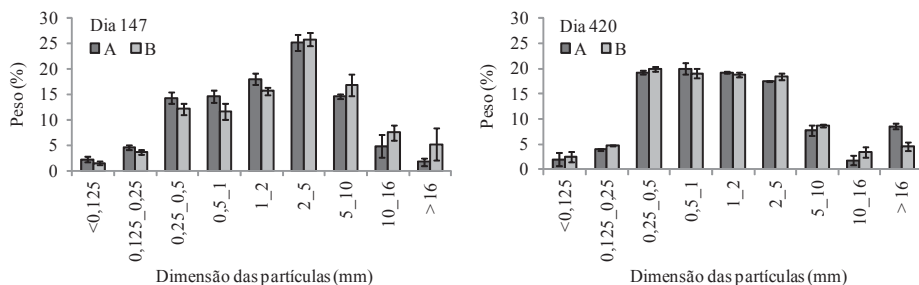


Figura 1. Granulometria dos compostos de Acácia com 147 e 420 dias de compostagem e com maior (A) ou menor (B) número de revolvimentos das pilhas.

A água facilmente utilizável dos compostos com 147 dias atingiu 24% e 26% e aumentou com a maturação do composto até 31% e 27%, respetivamente para a pilha A e B sendo, assim, sempre superior ao valor mínimo de 20% recomendado por De Boodt & Verdonck (1972). A água de reserva (1,3% – 1,6%) foi inferior ao limite mínimo de 4% indicado por De Boodt & Verdonck (1972) aos 147 dias de compostagem, mas aumentou para valores de 5%, em ambos os compostos, com 420 dias de compostagem. A capacidade total de retenção de água aumentou entre 147 dias e 420 dias de compostagem de 50% para 76% na pilha A e de 49% para 72% na pilha B, sendo no final da compostagem superior aos valores mínimos recomendados de 60% (Abad et al., 2001) e de 55% (Noguera et al., 2003) e semelhantes aos valores reportados para a turfa (Jayasinghe et al., 2010).

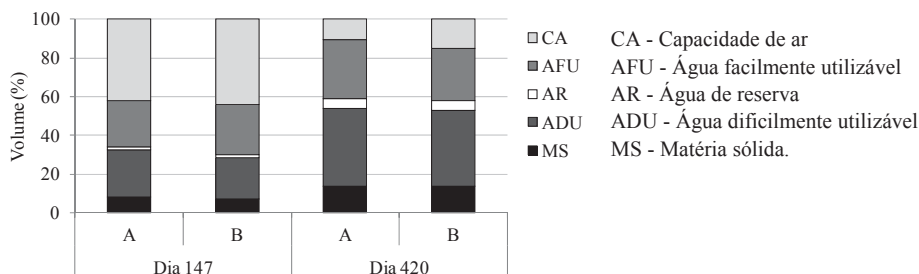


Figura 2. Curva de retenção de água (% v/v) dos compostos de Acácia com 147 e 420 dias de compostagem e com maior (A) ou menor (B) número de revolvimentos das pilhas.

O valor do pH foi ligeiramente alcalino (7,2–7,7) em ambas as pilhas e datas de compostagem (Quadro 2), e superior ao estabelecido por Abad et al. (2001) para os substratos comerciais (5,3–6,5), assim como, aos valores ótimos (5,2–7,0) para o crescimento da maioria das culturas em estufa (Herrera et al., 2008). A CE dos compostos aos 147 dias (0,7–0,8 dS m⁻¹) aumentou para valores um pouco superiores (1,0–1,2 dS m⁻¹) no final da compostagem (Quadro 2), tornando-se, assim, superior à CE máxima recomendada por Abad et al. (2001) de 0,5 dS m⁻¹. No entanto, os valores de CE dos compostos foram muito inferiores ao valor máximo de 3 dS m⁻¹ recomendado para aplicação de corretivos orgânicos ao solo (Soumaré et al., 2002).

A razão C/N destes compostos (24 – 26) foi muito inferior à da turfa ou dos compostos de casca de pinheiro (Moldes et al., 2007). O teor de N total aos 420 dias de compostagem foi 12,0 e 13,5 g kg⁻¹, respetivamente nas pilhas A e B. O teor de N-NO₃⁻ nos compostos finais foi superior ao teor de N-NO₄⁺ o que é indicativo que estes compostos estavam maturados (Larney and Hao, 2007), sendo este um requisito exigido para a utilização de compostos na formulação de substratos. No final da compostagem, o teor de fósforo foi semelhante em ambas as pilhas (0,8 g kg⁻¹ MS) enquanto o teor de potássio foi de 6,6 e 6,1 g kg⁻¹ MS nas

pilhas A e B, respetivamente.

Conclusões

Os compostos de Acácia encontravam-se bem maturados e apresentavam boas características físicas como substitutos parciais da turfa ou da casca de pinheiro, designadamente, porosidade, capacidade para o ar, água facilmente utilizável e de reserva dentro dos valores recomendados na literatura para substratos, reduzida contração e boa densidade aparente. No entanto, apresentaram valores ligeiramente elevados de pH e CE, e reduzidos de MO e de razão C/N que poderão limitar a percentagem com que poderão entrar na formulação de substratos. Com o aumento do período de compostagem, de 147 para 420 dias, as características físicas dos compostos melhoraram, mas o mesmo não aconteceu relativamente às características químicas. Recomenda-se a utilização do composto como corretivo orgânico do solo e, parcialmente, como componente de substratos para a horticultura, em misturas com turfa loura, ou outros componentes que contribuam para diminuir o pH e a condutividade elétrica dos substratos finais.

Referências bibliográficas

- Abad M, Noguera P, Bures S. 2001. National inventory of organic wastes for use as Growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology* 77:197-200.
- Brito LM, Mourão I, Coutinho J, Smith SR. 2013. Composting for management and resource recovery of invasive Acacia species. *Waste Management and Research* 31:1125-1132.
- Brito LM., Paiva A, Reis M, Ribeiro HM., 2010. Analysis of physical and chemical characteristics of commercial substrates and comparison with a compost of organic waste. *Spanish Journal of Rural Development* 1(3):51-60.
- De Boodt M, Verdonck O. 1972. The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta Horticulturae* 26:37-44.
- Herrera F, Castillo JE, Chica AF, Bellido LL. 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Bioresource Technology* 99:287-296.
- Jayasinghe GY, Tokashiki Y, Arachchi ID, Arakaki M, 2010. Sewage sludge sugarcane trash based compost and synthetic aggregates as peat substitutes in containerized media for crop production. *Journal of Hazardous Materials* 174: 700-706.
- Kämpf AN, 2000. Produção comercial de plantas ornamentais. Guaíba: Agropecuária, Brasil.
- Larney FJ, Hao X. 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98:3221-3227.
- Moldes A, Cendon Y, Barral MT. 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology* 98:3069-3075.
- Noguera P, Abad M, Puchades R, Maquieira A, Noguera V. 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as container medium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34:593-605
- Soumaré M, Demeyer A, Tack FMG, Verloo MG. 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology* 81:97-101.
- Verdonck OF. 1984. Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. *Acta Horticulturae* 150:155-160.
- Verdonck O, Gabriëls, R. 1992. Reference method for the determination of physical and chemical properties of plant substrates. *Acta Horticulturae* 302:169-179.

Soil effects of sewage sludge compost used for bioenergy crop cultivation in the agrarian region of San Felipe Neri (Alicante)

A. Lag-Brotons, J. Navarro-Pedreño*, I. Gómez.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Av. Universidad s/n, 03202, Elche (Alicante), España. *jonavar@umh.es

Abstract

A 3-year field (2008 - 2011) experiment was carried out to study the effects of sewage sludge compost (SSC) applied as basal dressing on the properties of a marginal soil used to cultivate an energy crop in Mediterranean regions (*Cynara cardunculus* L.). The soil is situated in an agrarian region (San Felipe Neri, Alicante) characterized by its low productivity due to salinity. Four SSC treatments were considered: 0, 30, 50 and 70 t ha⁻¹ (T₁, T₂, T₃ and T₄, respectively). The addition of SSC increased P and micronutrients (Cu, Fe and Zn), especially within T₃ and T₄. These effects were mainly determined by the nature of the organic material, and by SSC mineralization dynamics. SSC proved to be an effective material to improve soil fertility.

Introduction

Energy production from renewable sources is increasing rapidly due to concerns about energy security supply and climate change. Therefore, a transition towards the achievement of sustainable energy production systems is of the outmost importance. The Directive 2009/28/EC set legally binding targets in order to increase up to 20% the share of renewable energy by 2020. Accordingly, energy from biomass is expected to increase and be partly fulfilled by dedicated energy crops cultivated in abandoned or marginal lands. In the Mediterranean region, degradation processes (i.e. erosion and salinization) commonly affect soils belonging to these land type. In order to counteract with soil degradation the enhancement of soil organic matter level has been proposed as an effective alternative. Precisely for this purpose, the use of waste materials, such as sewage sludge compost (SSC) is recognized as an efficient option. The amendment with SSC enhances soil fertility and increases soil organic matter (Casado-Vela et al., 2006), having as well positive effects both on the quantity and the quality of the biomass produced by certain energy crops (Lag-Brotons et al., 2014). These traits make this residue an interesting material to be used in energy crops cultivation as a substitute or as a complement of inorganic fertilizers. *Cynara* is considered as a suitable energy crop for biomass production in the Mediterranean region, being its industrial uses and its adaptability to the Mediterranean environment widely studied. However, further information is needed regarding the effect of organic amendments in *cynara* cultivation systems. In order to address with this issue, the aim of the present study is to ascertain the effects of SSC, applied as basal dressing, on the properties of a low productive soil used for *cynara* cultivation.

Materials and Methods

A field experiment was conducted over 3 years (2008-2011) in San Felipe Neri (Alicante, South-East Spain). The local climate is semiarid-Mediterranean with mild winters and hot rainless summers. In this area water availability is restricted, thus crops are irrigated with low quality water that present high salt content (3-8 dS m⁻¹) with high proportion of Na-type salts (Visconti, 2009). The soil was a calcareous heavy textured soil (CaCO_{3eq}-60%; clay-48%, silt-35%, sand-17%), which had been previously used for alfalfa (*Medicago sativa* L.) production (Table 1). The compost (SSC) consisted of sewage sludge mixed with sawdust and straw as co-composting agents in an approximate proportion of 4:3:1 (v/v). Compost samples were

analyzed under the recommended standards (RD 824/2005; RD 1769/2007), in its annex VI (Table 1). Compost was applied as an organic amendment that substituted the inorganic basal dressing normally done before cynara sowing. The SSC treatments were designed to avoid excessive N-fertilization and not surpass heavy metals application limits (RD 1310/1990). The following application rates were tested (t SSC ha^{-1}): 0 (T_0), 30 (T_1), 50 (T_2) and 70 (T_3). Compost treatments were similar to the typical SSC dosage applied on field experiments (Larchevêque et al., 2006; Casado-Vela et al., 2006). The incorporation of SSC into the soil was done by ploughing to a depth of 30 cm. Two weeks after, soil samplings were taken and every 4 months. From each subplot, four soil samples were randomly taken (16 samples per plot) up to 15 cm depth, air-dried at room temperature, sieved to pass through a 2 mm mesh and stored in polyethylene bags ($\approx 15^\circ C$). Soil analytical methods were used as described by Lag-Brotons et al. (2014). Data were submitted to a one-way ANOVA test ($P < 0.05$) in order to discriminate the effects of SSC treatments; Duncan's range test ($P < 0.05$) was used to separate means.

Table 1. Soil and SSC physicochemical properties.

Soil	μ	units	μ	units	SSC	μ	units	μ	units		
pH _{1:2.5}	8.6		Cu _{DTPA}	0.88	mg kg ⁻¹	pH _{1:5}	6.8	Na _{total}	2.6	g kg ⁻¹	
EC _{1:5}	0.84	dS m ⁻¹	Fe _{DTPA}	1.5	mg kg ⁻¹	EC _{1:5}	6.4	dS m ⁻¹	Cu _{total}	159	mg kg ⁻¹
C _{ox}	24.3	g kg ⁻¹	Mn _{DTPA}	0.9	mg kg ⁻¹	Moisture	21	%	Fe _{total}	5724	mg kg ⁻¹
N _k	2.4	g kg ⁻¹	Zn _{DTPA}	1.1	mg kg ⁻¹	OM	74	%	Mn _{total}	129	mg kg ⁻¹
P _{Burriel}	57	mg kg ⁻¹	Cd _{total}	0.3	mg kg ⁻¹	N _k	24	g kg ⁻¹	Zn _{total}	690	mg kg ⁻¹
Ca _{NH4.Ac}	4.49	g kg ⁻¹	Cr _{total}	23.7	mg kg ⁻¹	P _{total}	706	mg kg ⁻¹	Cd _{total}	0.8	mg kg ⁻¹
Mg _{NH4.Ac}	0.98	g kg ⁻¹	Ni _{total}	12.8	mg kg ⁻¹	Ca _{total}	19	g kg ⁻¹	Cr _{total}	60	mg kg ⁻¹
K _{NH4.Ac}	0.28	g kg ⁻¹	Pb _{total}	9.9	mg kg ⁻¹	K _{total}	4.8	g kg ⁻¹	Ni _{total}	13	mg kg ⁻¹
Na _{NH4.Ac}	0.88	g kg ⁻¹			Mg _{total}	5.8	g kg ⁻¹				

EC- electrical conductivity; Cox- oxidable organic carbon; N_k Kjeldahl nitrogen; CaCO_{3eq}- equivalent calcium carbonate; NH₄.Ac- element extracted with ammonium acetate; DTPA- element extracted with diethylenetriaminepentaacetic acid; OM-organic matter; P_{Burriel}- Available P determined by the Burriel-Hernando method).

Results and discussion

Most of soil characteristics analyzed varied throughout the experimental period, but as Ca, Na, Cu and Mn were the most important elements affected by SSC treatments (Figure 1). Comparatively with their initial concentration, Ca decreased, while Na, Cu and Mn increased. The experimental observations for Ca and Na probably were indicative of soil exchange and leaching processes. Generally, repetitive inputs of Na, into the soil through irrigation can progressively induce Ca-depletion as Na substitutes Ca in the exchange sites (Jalali et al., 2008). Water irrigation sources in the studied area presented high Na-concentration (Visconti et al., 2009), thus likely contributed to the rise of Na concentration in the topsoil horizon. Mn dynamic appeared to be mainly driven by environmental conditions and parental material. The availability of Mn is enhanced in reducing environments due to saturation conditions (Fageria et al., 2002). Probably, soil texture (clayey) and the high water table (close to the surface) present in the studied area favored soil saturation, thus increasing Mn availability. Cu showed a potential interaction between SSC and time. The concentration of Cu in T_4 samples was higher than that of T_1 samples in every sampling period. After 12 months, the concentration of Cu was higher than that recorded in previous samplings within the same SSC treatment. This dynamic was probably related to the input of Cu with the amendment and the mineralization of SSC throughout time. Considering that maximum mineralization rates commonly occur during the 1st and/or 2nd year after the organic material application (Gil et al., 2011), the transformation of organic matter compounds into other simple forms and/or the liberation of metallic elements contained in the organic matter can be responsible for the higher values determined.

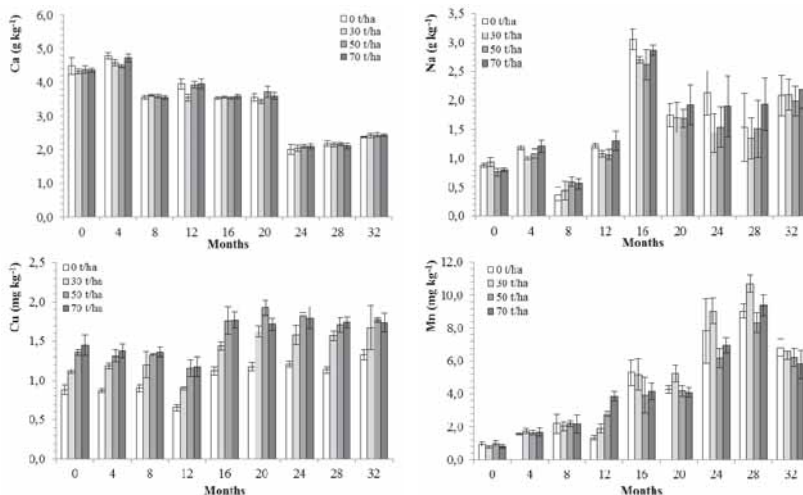


Figure 1- Soil concentration of the elements that showed evident time-trends during the three-year trial (n=4). Different bar tonality is referred to the sewage sludge compost treatments applied (white=0 t ha⁻¹; dark grey=70 t ha⁻¹).

Table 2. Physical and chemical properties of soil amended with 0, 30, 50 and 70 t SSC ha⁻¹ (T0, T1, T2, and T3). Data shown correspond to the mean value (standard error) throughout the 3-years of experiment (n=36).

SSC treatments	EC (dS m ⁻¹)	pH	C _{ox} (g kg ⁻¹)	N _k (g kg ⁻¹)	P _{Burriel} (mg kg ⁻¹)
T ₀	1.47 (0.08) a	8.42 (0.02) a	23.8 (0.2) ab	2.29 (0.02) ab	68 (3) a
T ₁	1.10 (0.05) b	8.47 (0.01) a	23.2 (0.3) a	2.20 (0.02) a	76 (3) ab
T ₂	0.99 (0.04) b	8.45 (0.02) a	24.4 (0.3) ab	2.36 (0.02) b	89 (4) bc
T ₃	1.41 (0.05) a	8.33 (0.01) b	25.1 (0.3) b	2.36 (0.02) b	95 (4) c
<i>F</i> -ANOVA	5.87***	5.22**	3.36*	5.31**	3.71**
SSC treatments	Ca _{NH4Ac} (g kg ⁻¹)	K _{NH4Ac} (g kg ⁻¹)	Mg _{NH4Ac} (g kg ⁻¹)	Na _{NH4Ac} (g kg ⁻¹)	
T ₀	3.38 (0.09) a	0.40 (0.01) a	1.02 (0.02) a	1.58 (0.08) a	
T ₁	3.30 (0.08) a	0.42 (0.02) a	0.99 (0.02) a	1.42 (0.06) a	
T ₂	3.37 (0.08) a	0.40 (0.02) a	1.02 (0.02) a	1.43 (0.06) a	
T ₃	3.38 (0.09) a	0.49 (0.02) a	1.05 (0.02) a	1.63 (0.07) a	
<i>F</i> -ANOVA	0.07 ns	1.9 ns	0.52 ns	0.82 ns	
SSC treatments	Cu _{DTPA} (mg kg ⁻¹)	Fe _{DTPA} (mg kg ⁻¹)	Mn _{DTPA} (mg kg ⁻¹)	Zn _{DTPA} (mg kg ⁻¹)	
T ₀	1.03 (0.02) a	1.09 (0.03) a	4.4 (0.3) a	1.14 (0.02) a	
T ₁	1.37 (0.03) b	1.45 (0.03) b	4.8 (0.3) a	1.88 (0.04) b	
T ₂	1.57 (0.03) c	1.71 (0.03) c	4.1 (0.2) a	2.50 (0.04) c	
T ₃	1.57 (0.02) c	1.41 (0.03) b	4.3 (0.3) a	2.71 (0.05) d	
<i>F</i> -ANOVA	36.0***	25.6***	0.44 ns	113***	

Significance: ns, non-significant; *P<0.05; **P<0.01; ***P<0.001. Different letter indicate significant differences according to Duncan's range test (P<0.05).

The addition of SSC as basal dressing significantly affected most of studied variables, from the beginning up to the end of the experiment (Table 2). The decrease of pH and the increment of available P, Cu, Fe and Zn observed can be clearly associated with the SSC

treatments applied. The rest of the studied variables (EC, C_{ox} , N_k) seemed to be affected too, but results were not as consistent as for the previous significant variables.

According to these results and for environmental purposes, an optimum dosage of SSC comprised within T_2 and T_3 is proposed under our experimental conditions. Considering that, most of the positive effects associated with nutrient availability were similar for T_2 and T_3 applications and, in order to minimize heavy metals loading, the optimum rate can be considered to be T_2 . Results (decrease of pH; increase in $P_{burriel}$, Fe and Zn) are in accordance with those reported by several authors applying different SSC doses under Mediterranean conditions (Casado-Vela et al., 2006; Larchevêque et al., 2006; Lag-Brotons et al., 2014). Thereby, the addition of SSC generally improves soil fertility. This fact is of especial importance considering the calcareous nature of many Mediterranean soils, which generally tend to restrict micronutrients availability (Fageria et al., 2002). The double role of SSC when applied to the soil (organic amendment and nutrient source) makes this material particularly suitable for Mediterranean environments. In addition, environmental friendly actions are involved with the use of SSC in bioenergy production system (i.e. energy crops cultivation), as the decrease of inputs costs and the promotion of environmental benefits (i.e. soil quality enhancement and adequate sewage sludge disposal).

References

- Casado-Vela J, Sellés S, Navarro J, Bustamante MA, Mataix J, Guerrero C, Gomez I. 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Management* 26:946-952.
- European Commission 2009. Renewables Directive 2009/28/EC.
- Fageria N, Baligar V, Clark R. 2002. Micronutrients in crop production. *Advances in Agronomy* 77:185-268.
- Gil MV, Carballo MT, Calvo LF. 2011. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. *Bioresource Technology* 102:863-871.
- Jalali M, Merikhpour H, Kaledhonkar M, Van Der Zee S. 2008. Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. *Agricultural Water Management* 95:143-153.
- Lag-Brotons A, Gómez I, Navarro-Pedreño J, Bartual-Martos J. 2014. Effects of sewage sludge compost on *Cynara cardunculus* L. cultivation in a Mediterranean soil. *Compost Science & Utilization* 22:1-7.
- Larchevêque M, Ballini C, Korboulewsky N, Montés N. 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Science of the Total Environment* 369:220-230.
- RD 1310/1990. BOE 262, de 1 de noviembre de 1990, páginas 32339 a 32340.
- RD 824/2005. BOE 171, de 19 de julio de 2005, páginas 25592 a 25669.
- RD 1769/2007. BOE 14, de 16 de enero de 2008, páginas 3140 a 3141.
- Visconti, F. 2009. *Elaboración de un modelo predictivo de acumulación de sales en los suelos agrícolas de regadío bajo clima Mediterráneo: aplicación a la Vega Baja del Segura y del Vinalopó (Alicante)*. PhD Thesis. Universitat de València EG, València, Spain.

Comportamiento de los herbicidas triasulfuron y petoxamida en un suelo enmendado con residuos orgánicos: Adsorción y degradación

E. Pose-Juan^{1*}, M. S. Rodríguez-Cruz¹, M. S. Andrades², M. J. Sánchez-Martín¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC). Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España. *eva_pose@irnasa.csic.es

²Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño, España

Resumen

La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo para mejorar la calidad y estructura de los mismos es una práctica cada vez más habitual en la agricultura. Sin embargo, esta práctica puede modificar el comportamiento de otros compuestos, como los herbicidas, aplicados simultáneamente al suelo y condicionar su efectividad y su posible biodisponibilidad. En este sentido el objetivo de este trabajo ha sido el estudio de la adsorción y degradación de dos herbicidas de amplio espectro y de incorporación en el mercado en los últimos años en un suelo enmendado con dos residuos orgánicos (lodos de depuradora y compost verde) y una enmienda orgánica comercial granulada en pellets. Los resultados obtenidos indicaron un aumento de adsorción de petoxamida por los suelos enmendados respecto al suelo no enmendado mientras que la adsorción de triasulfuron fue más elevada en el suelo no enmendado. En línea con estos resultados están los obtenidos para la disipación de petoxamida que es más lenta en los suelos enmendados mientras que la menor disipación de triasulfuron se encontró en el suelo enmendado con compost.

Introducción

La incorporación de nuevos pesticidas en el mercado por parte de las empresas productoras de agroquímicos es cada vez más frecuente con el objetivo de conseguir compuestos más eficaces en la agricultura y con menos problemas medioambientales. Aunque estos compuestos tienen que pasar controles de comportamiento ambiental antes de su comercialización, sin embargo es difícil que este se pueda establecer para todos los tipos de suelos y aplicaciones agrícolas.

El triasulfuron y la petoxamida son herbicidas con características muy diferentes y de amplio espectro aprobados en los últimos años y con un uso creciente en distintos tipos de aplicaciones aunque con pocos estudios publicados en la bibliografía sobre su comportamiento en el suelo especialmente su adsorción y degradación. Existen algunos trabajos sobre triasulfuron (Pusino et al., 2003; Said-Pullicino et al., 2004) aunque la influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas en el comportamientos de estos herbicidas no ha sido estudiada. Menos datos existen sobre el comportamiento en suelos de la petoxamida debido a su reciente aprobación en el año 2006.

Teniendo en cuenta lo anterior y considerando el uso cada vez más frecuente de enmiendas orgánicas en suelos para aumentar su contenido en materia orgánica (MO) y mejorar su fertilidad y estabilidad el objetivo de este trabajo es estudiar la adsorción y degradación de los dos herbicidas en un suelo de textura franca arenosa sin enmendar y enmendado con tres residuos orgánicos de distinta naturaleza con el fin de obtener parámetros que contribuyan a ampliar y evaluar su comportamiento en un rango mas amplio de condiciones.

Material y métodos

Se ha utilizado en el estudio un suelo de textura franco-arenoso (S) localizado en Toro (Zamora). El suelo se enmendó “in situ” con tres residuos orgánicos de diferentes características, lodos de depuración de aguas residuales (L), compost de residuos verdes (C) y

un abono orgánico comercial granulado en pellets (P) en parcelas individuales a la dosis aproximada de 50 t/ha. Posteriormente se tomaron muestras del horizonte superficial (0-30 cm) del suelo no enmendado y enmendado con los residuos, se homogeneizaron y se mantuvieron en condiciones ambientales en invernadero durante el periodo del experimento. Algunas características de los suelos determinadas por los métodos habituales de análisis se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Características del suelo no enmendado y enmendado

Suelo	pH	Arena %	Limo %	Arcilla %	CO %	N %	C/N	COD
S	6.29	83.4	5.96	10.7	0.49	0.04	11.8	0.005
S+L	6.16	-	-	-	2.20	0.35	6.30	0.068
S+C	7.05	-	-	-	1.50	0.18	8.60	0.007
S+P	7.34	-	-	-	1.73	0.12	14.0	0.035

Los herbicidas seleccionados triasulfuron (1-[2-(2-chloroethoxy)phenylsulfonyl]-3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)urea y petoxamida (2-chloro-*N*-(2-ethoxyethyl)-*N*-(2-methyl-1-phenylprop-1-enyl)acetamide) pertenecen a diferentes grupos químicos. Los herbicidas de grado Pestanal (>98% pureza) fueron suministrados por Sigma-Aldrich Química SA (Madrid, España) y su características en cuanto a su solubilidad en agua y Kow son: 815 mg/L y 0.59 (triasulfuron) y 400 mg/L y 2.96 (petoxamida).

Los estudios de adsorción se llevaron a cabo con las muestras de suelo no enmendado y enmendado con los residuos, secadas al aire y tamizadas por malla <2 mm. Se obtuvieron isothermas de adsorción por la técnica de “batch” en el equilibrio tratando 5 g de suelo (petoxamida) o 1g de suelo (triasulfuron) con 10 ml de soluciones acuosas de cada uno de los herbicidas en un rango de concentraciones iniciales entre 1 y 25 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Las suspensiones se mantuvieron en contacto durante 24 h a $20\pm 2^\circ\text{C}$ en cámara termostatazada, con agitación intermitente. En experimentos preliminares se observó que 24 h era tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio. Posteriormente fueron centrifugadas a 3000 rpm durante 30 minutos. Todas las determinaciones se llevaron a cabo por duplicado. La medida de la concentración de los herbicidas se llevó a cabo por cromatografía líquida de alta presión con detector array de diodos y/o de espectrometría de masas (HPLC/DAD/MS) usando un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA). La cantidad de herbicida adsorbido se determinó por diferencia entre la cantidad inicialmente presente en la solución y la obtenida en la solución de equilibrio. Un coeficiente de distribución K_d fue obtenido para comparar la adsorción de los herbicidas por los diferentes adsorbentes a partir de la relación entre la cantidad adsorbida (C_s) y la concentración de equilibrio (C_e) para una concentración inicial de $5 \mu\text{g mL}^{-1}$.

Los estudios de degradación se llevaron a cabo en laboratorio de acuerdo con experimentos previos de los autores (Marín-Benito et al., 2012). Para el estudio de cada uno de los herbicidas se prepararon contenedores con suelo no enmendado y enmendado con cada uno de los residuos (500 g). De cada uno de ellos, uno se utilizó como control (sin adición de herbicida). Los suelos fueron contaminados de forma individual con cada uno de los herbicidas mediante la aplicación de un volumen de 20 mL de solución en agua de triasulfuron o petoxamida para obtener una cantidad final de herbicida de 2 mg kg^{-1} de suelo en todos los casos. Además se prepararon muestras estériles de suelo sin enmendar y se contaminaron con cada uno de los herbicidas para su utilización como controles de la degradación biológica. La humedad de todas las muestras de suelo fue ajustada al 40% de la capacidad de campo y se mantuvo constante durante el periodo de incubación mediante la adición de agua estéril semanalmente. Las muestras de suelo se incubaron a 20°C en la

oscuridad en una cámara termostatazada. Se realizaron muestreos de los distintos tratamientos a distintos tiempos después de la adición de los herbicidas hasta obtener un porcentaje residual <10%. Los herbicidas fueron extraídos por un método optimizado de extracción con recuperaciones >70% y determinados por HPLC/DAD/MS usando un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA).

Resultados y discusión

La Figura 1 muestra las isotermas de adsorción de los herbicidas por el suelo no enmendado y enmendado con los residuos orgánicos. En principio se observa una mayor adsorción de petoxamida por los suelos enmendados mientras que la adsorción de triasulfuron es mayor por el suelo no enmendado que por los suelos enmendados. Los valores de los coeficientes de distribución obtenidos K_d como indicadores de la capacidad de adsorción de los suelos para los herbicidas indicaron mayor adsorción de petoxamida por los suelos enmendados que por el suelo no enmendado mientras que el efecto contrario fue observado para el triasulfuron. Estos valores oscilaron entre 0.792 (S) y 3.999 (S+P) para petoxamida y entre 1.736 (S+P) y 7.065 (S). La influencia del residuo de compost fue mayor en la adsorción de triasulfuron mientras que la presencia de la enmienda orgánica comercial favorece más la adsorción de la petoxamida.

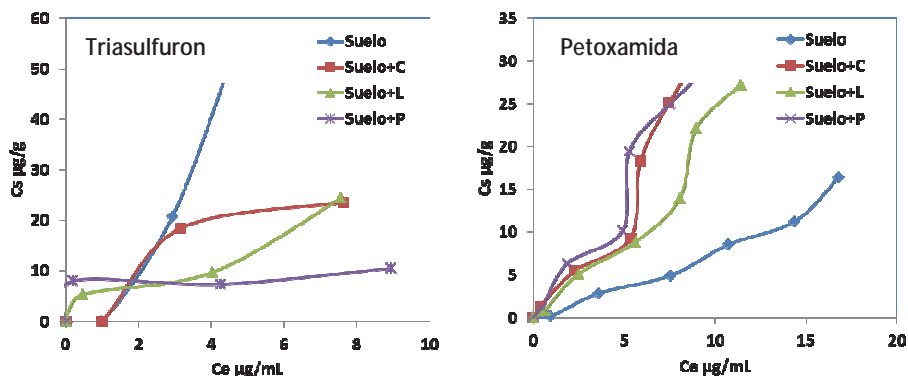


Figura 1: Isotermas de adsorción de los herbicidas triasulfuron y petoxamida por los suelos

La Figura 2 muestra la evolución de las cantidades de triasulfuron y petoxamida en el suelo sin enmendar (S) y enmendado con los tres residuos (S+L, S+C y S+P) expresadas como porcentajes de la cantidad inicial aplicada. Las cinéticas de degradación de cada uno de los herbicidas siguen ecuaciones de primer orden en todos los casos con valores de $r^2 \geq 0.718$ (triasulfuron) y 0.70 (petoxamida) ($p < 0.01$). A partir de estas ecuaciones se determinó la constante de velocidad K y la vida media (DT50) de degradación de los herbicidas. En algunos casos las cinéticas de degradación de triasulfuron presentaron una fase inicial durante la cual no hubo degradación (fase de latencia o fase lag), que corresponde al crecimiento de las poblaciones microbianas específicas responsables de la degradación del compuesto, y después el herbicida se degradó siguiendo una cinética de primer orden. En este caso se sumó el tiempo correspondiente a la fase de latencia al valor calculado de DT50 para calcular el valor de la vida media real de degradación del pesticida. En la Tabla 2 se indican los valores de DT50 correspondientes a la degradación de los herbicidas estudiados en el suelo sin enmendar y enmendado con los distintos residuos.

La velocidad de disipación en el suelo no enmendado y enmendado fue más lenta para el triasulfuron que para la petoxamida lo que podría indicar diferente biodisponibilidad de los herbicidas en el suelo para ser degradados por los microorganismos del suelo y una cierta

relación con la adsorción de los herbicidas por el suelo. En los suelos enmendados la vida media de petoxamida aumentó respecto al suelo no enmendado. Aunque el efecto de cada uno de los residuos no fue igual para los dos herbicidas, el efecto de la adición del compost fue similar para los dos herbicidas aumentando en ambos caso la vida media de triasulfuron y petoxamida y en consecuencia disminuyendo su disipación en el suelo enmendado con compost.

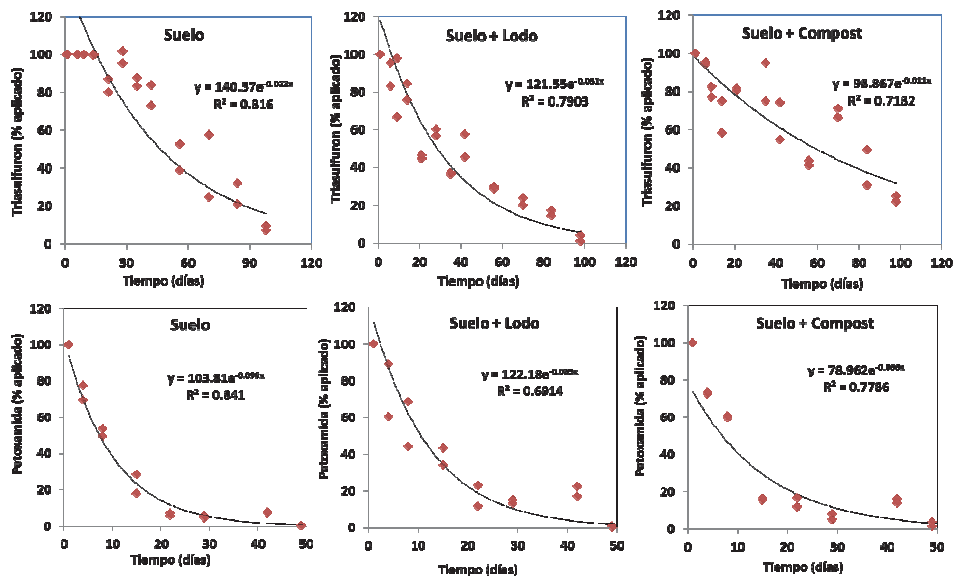


Figura 2. Cinéticas de degradación de triasulfuron y petoxamida en suelo no enmendado y enmendado con los residuos orgánicos

Tabla 2. Vida media (DT50) expresada en días para la degradación de triasulfuron y petoxamida en suelo no enmendado esterilizado y no esterilizado y en el suelo enmendado con los residuos orgánicos

Herbicida	Suelo esterilizado	Suelo no esterilizado	Suelo+Lodo	Suelo+Compost	Suelo+Pellets
Triasulfuron	101*	44.5*	22.4	63.0	33.8*
Petoxamida	19.3	7.00	8.15	10.5	8.77

* Fase lag = 14 días

Bibliografía

- Pusino A, Fiori MG, Braschi I, Gessa C. 2003. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51:5350-5354.
- Marín-Benito JM, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2012. Dissipation of fungicides in a vineyard soil amended with different spent mushroom substrates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 60:6936-6945.
- Said-Pullicino D, Gigliotti G, Vella A J. 2004. Environmental fate of triasulfuron in soils amended with municipal waste compost. *Journal Environmental Quality* 33:1743-1751.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León (Proyecto CSI264A12-1). E. Pose-Juan agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación por su contrato Juan de la Cierva.

Movilidad de tebuconazol en un suelo enmendado: Efecto de diferentes factores implicados en este proceso

A. Álvarez-Martín, J.M. Ordax, M.S. Rodríguez-Cruz, M.J. Sánchez-Martín*

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC),
Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España; *mjesus.sanchez@irmasa.csic.es

Resumen

Se ha estudiado la movilidad del fungicida tebuconazol en un suelo de viñedo de la Rioja sin enmendar y enmendado con residuo postcultivo de champiñón (SMS) a la dosis de 5 y 50% utilizando columnas de suelo empaquetadas. Se obtuvieron las curvas de lixiviación del fungicida y la distribución del mismo en los diferentes tramos de la columna para diferentes condiciones de flujo de lavado (flujo saturado y flujo saturado-no saturado) y para diferente tratamiento del fungicida en la columna (no incubado o incubado en el suelo durante un mes). Los resultados indicaron una lixiviación del fungicida >50% en el suelo sin enmendar después de la aplicación de un volumen de agua de 500 mL en condiciones de flujo saturado cantidad que disminuyó a <30% en los suelos enmendados. Estos efectos aumentaron cuando el fungicida fue previamente incubado en la columna sin embargo fueron menos relevantes cuando el lavado se aplicó en condiciones de flujo saturado-no saturado para los suelos enmendados a las dos dosis.

Introducción

La adición de materia orgánica (MO) al suelo mediante la aplicación de residuos orgánicos puede influir en las prácticas agrícolas, como por ejemplo la aplicación de pesticidas (Marín-Benito et al., 2012). Los principales procesos que afectan al comportamiento de los pesticidas en el suelo, tales como adsorción, movilidad y degradación, dependen en gran medida de la materia orgánica (MO) del suelo, especialmente cuando los pesticidas agrícolas empleados son compuestos orgánicos no iónicos, hidrofóbicos y con solubilidad baja o muy baja en agua (Huang et al., 1995). El objetivo planteado en este trabajo fue estudiar la movilidad de tebuconazol en un suelo de viñedo enmendado con un residuo orgánico generado en el cultivo del champiñón (SMS) utilizando columnas empaquetadas de suelo. El efecto de factores tales como la dosis de enmienda, flujo de lavado y tiempo de envejecimiento del pesticida en el suelo fueron estudiados para evaluar su influencia en el comportamiento de tebuconazol, fungicida altamente hidrofóbico y ampliamente utilizado en diferentes tipos de cultivos. De especial interés es su aplicación en cultivos de viñedo en la Rioja donde el residuo de champiñón es también frecuentemente utilizado como enmienda orgánica de suelos.

Material y métodos

El suelo utilizado en el estudio está localizado en Sajazarra (La Rioja). La muestra corresponde a la capa superficial (0-30 cm) de un suelo dedicado al cultivo de viñedo, cuya textura es franco arcillo arenosa. El contenido en arena, limo y arcilla fue de 67.0%, 11.9% y 21.1%, respectivamente y el contenido en carbonatos fue del 51%. El suelo enmendado se preparó mezclándolo uniformemente con el residuo orgánico al 5% y 50% expresado en peso seco de residuo. El pH y el contenido en carbono orgánico (CO) del suelo no enmendado y enmendado fueron 7.52 y 0.67% (suelo no enmendado, S), 7.26 y 1.76% (suelo enmendado al 5%, S-5%) y 7.19 y 16.3% (suelo enmendado al 50%, S-50%).

Los ensayos de movilidad se llevaron a cabo en columnas empaquetadas de suelo de 3 cm (d.i) x 25 cm (longitud). Se utilizaron 100 g de suelo para el suelo no enmendado y enmendado al 5% y 80 g para el suelo enmendado al 50% y las columnas fueron saturadas con agua, previamente a su utilización, hasta alcanzar una humedad equivalente a la

capacidad de campo del suelo para eliminar el aire ocluido en los poros del suelo. El volumen de poro de las columnas empaquetadas se calculó como la diferencia de peso entre el suelo saturado con agua y el suelo seco. Posteriormente se aplicó un volumen de 1 mL de tebuconazol marcado con ^{14}C disuelto en metanol (concentración 1 mg/mL y actividad \approx 500000 dpm/mL) en la parte superior de las columnas. ^{14}C tebuconazol fue suministrado por IZOTOP (Hungría) con una actividad específica 4.72 MBq/mg y pureza 98.1%). Cada experimento se realizó por duplicado.

Se determinaron curvas de percolación de los pesticidas en el S, S-5% y S-50% aplicando un volumen de 500 mL de solución de CaCl_2 0.01M a la columna en régimen saturado con una velocidad de 1 mL/min (aplicación continua) y en régimen saturado-no saturado (25 mL durante 20 días) a la misma velocidad. Se recogieron fracciones de la solución lixiviada (15 mL) con un colector de fracciones automático Gilson F203. El estudio de movilidad se llevó a cabo después de 24 horas de la aplicación del pesticida en la columna de suelo (no incubación) y después de 1 mes de su aplicación en la columna (incubación de las columnas con pesticida en condiciones controladas de temperatura a 20°C). La cuantificación del tebuconazol en las fracciones lixiviadas se realizó añadiendo 4 mL de líquido de centelleo a 1 mL de estas fracciones y midiendo la actividad en un contador de centelleo líquido Beckman LS6500 (Beckman Instruments, Inc., CA, USA).

Una vez terminado el periodo de lavado las columnas de suelo se dividieron en tres tramos (0-5 cm, 5-10 cm y 10-15 cm) con el fin de realizar un balance total del compuesto. El suelo se secó a temperatura ambiente y el ^{14}C -tebuconazol no lixiviado y enlazado al suelo se determinó por combustión del suelo en un horno de combustión Biological Oxidizer OX500 (R.J Harvey Instrument Corporation, Tappan, NY, USA). Muestras de 1 g de suelo (por duplicado) correspondiente a cada tramo de las columnas, fueron quemadas en corriente de oxígeno como gas de combustión a 900°C (con 670°C en zona de catálisis) y de nitrógeno como gas de purga. El ^{14}CO generado se recogió en una mezcla de etanolamina y 15 mL de líquido de centelleo (Oxisolve C-400, Zinsser Analytic) y se determinó en contador de centelleo líquido como indicado para los líquidos lixiviados.

Resultados y Discusión

Se obtuvieron las curvas de lixiviación y acumuladas de tebuconazol en el suelo no enmendado y enmendado con el residuo. En la Figura 1 se incluyen las correspondientes al fungicida en el suelo enmendado con la dosis de SMS del 5% en condiciones de flujo saturado y saturado-no saturado antes y después del periodo de incubación del tebuconazol en el suelo y en la Tabla 1 se incluyen las cantidades totales lixiviadas y retenidas en la columna así como la concentración del pico máximo y el volumen de poro al cual se produce.

Las curvas acumuladas de tebuconazol indicaron una retención del fungicida por el suelo sin enmendar que da lugar a una cantidad lixiviada del mismo $<100\%$ de la cantidad aplicada a la columna después de la aplicación de un volumen de agua de 500 mL en condiciones de flujo saturado. La cantidad retenida por la columna aumentó en los suelos enmendados siendo la cantidad lixiviada $<30\%$ y disminuyendo la concentración del pico máximo del compuesto más de la mitad de la obtenido en el suelo sin enmendar (Tabla 1). Estos efectos aumentaron cuando el fungicida fue previamente incubado en la columna de suelo durante 1 mes llegando a ser la cantidad acumulada de fungicida lixiviado $<20\%$ y $<10\%$ en las columnas de suelos enmendado con el residuo orgánico a las dosis de 5% y 50%, respectivamente.

Cuando el flujo de lavado fue aplicado en condiciones de flujo saturado-no saturado no hubo variaciones relevantes en las cantidades totales lixiviadas en los suelos enmendados a las dos dosis sin embargo si disminuyó la cantidad lixiviada en el suelo sin enmendar hasta $<40\%$ siendo también importante en este caso la disminución de la concentración del pico máximo obtenido en el lavado del fungicida. Cabe señalar el aumento de concentración observado en

el pico máximo en el suelo enmendado al 5% para el flujo saturado-no saturado posiblemente facilitada por la movilización del CO disuelto con estas condiciones de flujo.

Las curvas de lixiviación de tebuconazol no incubado con un flujo saturado comenzaron antes en el suelo sin enmendar que en los enmendados al 5% y al 50%, indicando una lixiviación más lenta del tebuconazol en el suelo enmendado y con mayor porcentaje de enmienda.

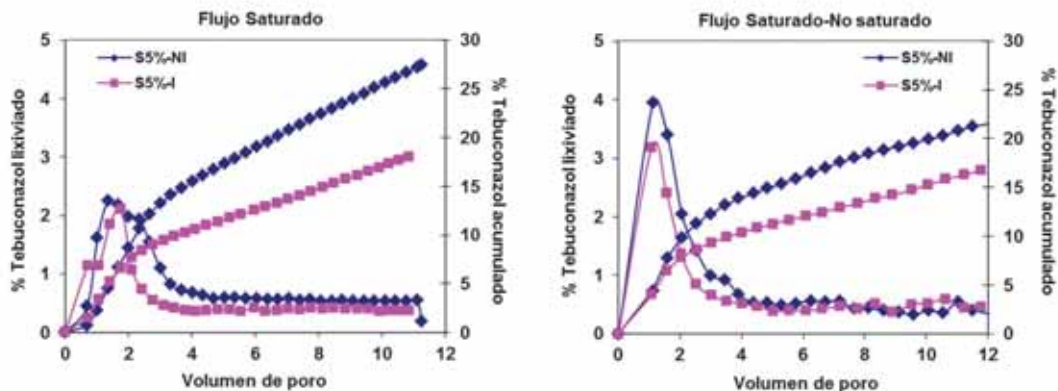


Figura 1. Curvas de lixiviación del tebuconazol no incubado (NI) e incubado (I) en el suelo enmendado con SMS a la dosis de 5% para distintos flujos de lavado

Tabla 1. Cantidades totales de tebuconazol lixiviadas y retenidas en las columnas de suelo y volúmenes de poro correspondientes a los picos de concentración máxima de las curvas de lixiviación en las condiciones ensayadas de tipo de suelo, flujo de lavado y tratamiento del fungicida

Suelo	No Incubación		Incubación	
	Saturado	Sat-No Sat	Saturado	Sat-No Sat
Pico Máximo	4.92±0.33	3.52±3.57	4.17±0.57	3.41±0.10
Volumen de Poro	1.41±0.07	1.14±0.02	1.35±0.34	1.29±0.04
Retenido Suelo (%)	24.2±0.30	50.7±12.4	40.2±4.08	49.6±13.8
Lixiviado (%)	58.7±2.96	32.9±13.9	46.7±0.92	38.4±4.46
Total columna	82.8±3.26	83.9±0.98	86.9±5.00	87.9±9.31
Suelo 5%				
Pico Máximo	2.25±0.18	3.95±0.02	1.15±0.12	3.19±1.08
Volumen de Poro	1.35±0.05	1.12±0.03	1.06±0.01	1.09±0.01
Retenido Suelo (%)	65.4±4.41	77.7±1.58	77.9±1.80	86.9±5.78
Lixiviado (%)	27.4±1.71	21.6±3.40	18.0±0.67	16.8±1.22
Total columna	92.9±2.70	99.2±4.90	94.9±2.33	103±7.00
Suelo 50%				
Pico Máximo	1.62±0.18	1.77±0.26	0.96±0.23	1.15±0.10
Volumen de Poro	1.25±0.24	2.15±0.25	1.27±0.45	1.74±0.19
Retenido Suelo (%)	87.6±1.81	88.4±4.37	94.9±2.42	93.2±2.08
Lixiviado (%)	16.5±1.10	16.7±0.23	9.16±1.04	11.8±0.25
Total columna	104±0.70	105±4.14	104±1.38	105±2.33

Las curvas de lixiviación fueron asimétricas o incluso presentaron dos picos máximos (suelo no enmendado), con una lixiviación más lenta después de alcanzarse el pico máximo de lixiviación, indicando una cierta interacción entre el pesticida y los componentes del suelo dependiente del tiempo que es atribuida a procesos de adsorción o transporte en condiciones de no-equilibrio.

La Figura 2 muestra la distribución del tebuconazol en los distintos segmentos de las columnas de suelo, observándose una disminución del tebuconazol retenido con la profundidad de la misma, indicando una mayor retención del mismo en el tramo más superficial del suelo (0-5 cm), especialmente en el suelo-50% donde la retención en la columna fue >70%.

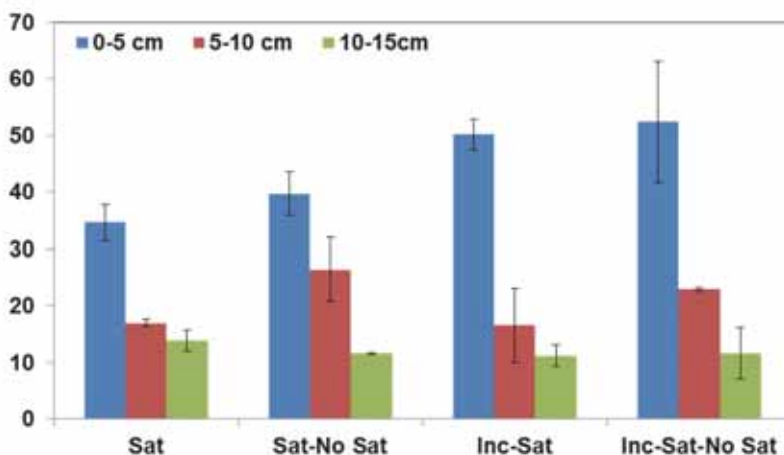


Figura 2. Distribución de tebuconazol remanente en los distintos tramos de las columnas de suelo enmendado con la dosis de 5% de residuo después del lavado

Las cantidades de tebuconazol acumulado en los lixiviados fueron mayores en el suelo sin enmendar (58-33% (S), 27-16% (S-5%) y 19-9% (S-50%)), al contrario que los porcentajes retenidos en las columnas (50-24% (S), 87-65% (S-5%) y 94-87% (S-50%)) (Tabla 1). En general se observa un incremento de la retención del pesticida en las columnas de suelo enmendado respecto al no enmendado que está relacionado con las constantes de adsorción de tebuconazol por estos suelos (Alba-Álvarez et al., 2013).

Bibliografía

- Álvarez-Martín A, Ordax JM, Andrades MS, Sánchez Martín MJ, Rodríguez Cruz MS. 2013. Inmovilización de tebuconazol en suelos de viñedo: efecto de la dosis de enmienda orgánica. En: *Control de la Degradación y de la Restauración del Suelo* (Sánchez Garrido JA, González Andrés V, del Moral Torres F eds). Universidad de Almería, p. 197-201.
- Marín-Benito JM, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2012. Dissipation of fungicides in a vineyard soil amended with different spent mushroom substrates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 60: 6936-6945.
- Huang PM, Berthelin J, Bollag JM, McGill WB, Page AL. 1995. *Environmental Impact of Soil Component Interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2010-15976/AGR). A. Álvarez agradece la beca predoctoral FPI concedida por el MINECO.

Formulaciones del herbicida Imazaquín basadas en arcillas pilareadas para reducir su lixiviación en suelos

T. Undabeytia, M.C. Galán-Jiménez, E. Gómez-Pantoja, E. Morillo*

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, IRNAS-C.S.I.C., Apartado 1052, 41080-Sevilla, España; morillo@irnase.csic.es

Resumen

Formulaciones de liberación lenta del herbicida imazaquín (IMZQ) fueron preparadas mediante su adsorción en minerales de la arcilla pilareados con óxidos de Fe (Fe PILC). Las proporciones Fe/(Fe+Al) utilizadas fueron 0, 0.05, 0.15 y 0.50. Conforme aumentaba el contenido de Fe, las arcillas pilareadas obtenidas presentaban menos microporosidad y mayor mesoporosidad. La afinidad de IMZQ por Fe PILC fue muy alta en comparación con Al PILC, observándose mayores porcentajes de adsorción del herbicida y menores porcentajes de desorción. Las formulaciones de liberación lenta fueron preparadas aumentando además la adsorción del herbicida a partir de soluciones de complejos IMZQ-ciclodextrina. La ciclodextrina (CD) seleccionada fue capaz de aumentar en 8.5 veces la solubilidad del herbicida. La lixiviación de IMZQ a partir de las formulaciones con Fe PILC preparadas fue la mitad de la que se obtenía con la formulación comercial.

Introducción

Cuando los herbicidas son utilizados en agricultura solamente una parte de la cantidad aplicada alcanza su objetivo, mientras que el resto se pierde, ya sea por adsorción irreversible en los coloides del suelo, por degradación o por procesos de transferencia tales como escorrentía o lixiviación a lo largo del perfil del suelo, principales fuentes de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, respectivamente. Para minimizar este efecto, en las últimas décadas se han desarrollado formulaciones de liberación lenta (FLLs) de herbicidas para evitar pérdidas excesivas de los mismos mientras se mantiene una buena bioactividad (Undabeytia et al., 2010; Sopeña et al., 2005).

Los minerales de la arcilla son buenos candidatos para la preparación de FLLs debido tanto a sus buenas propiedades adsorbentes como a su abundancia y bajos costes. Recientemente se ha comprobado que los minerales de la arcilla pilareados son efectivos para la adsorción de contaminantes orgánicos debido a la compatibilidad geométrica entre sus poros estructurales y las dimensiones moleculares de dichos contaminantes, además de producirse interacciones específicas con los pilares y con las láminas de los minerales de la arcilla (Cheknane et al., 2010).

El Imazaquín es un herbicida que existe en forma aniónica a los valores de pH típicos de los suelos agrícolas, lo que incrementa el riesgo de sufrir lixiviación. Los herbicidas de la familia de las imidazolinonas forman complejos con metales de transición, siendo la interacción más fuerte con Fe en comparación con otros metales tales como Al. Por ello en el presente estudio se van a preparar FLLs de IMZQ basadas en arcillas pilareadas (PILC) preparadas con soluciones de Fe hidrolizado (Fe PILC), con objeto de conseguir una mayor retención del herbicida.

En general la carga de ingrediente activo en las formulaciones está limitada por la solubilidad de los herbicidas, que impide obtener una alta adsorción. Por ello se utilizarán ciclodextrinas (CDs), moléculas con una cavidad interior hidrofóbica y superficie hidrofílica que presentan la propiedad de formar complejos de inclusión con moléculas no polares y actúan como agentes solubilizantes, con objeto de aumentar la cantidad de ingrediente activo adsorbido en

las formulaciones Fe PILC. Por último, se comprobará si las nuevas formulaciones preparadas proporcionan una menor lixiviación del herbicida en suelos.

Material y métodos

Imazaquin (97%) fue suministrado por Sigma-Aldrich, y su formulación comercial (Scepter, 180 g *i.a.* L⁻¹) por Agan Makteshim (Lérida, Spain). Las CDs empleadas fueron α -CD, β -CD, hidroxipropil- β -CD (HP β) y β -CD parcialmente metilada (RAME β), suministradas por Cyclolab (Budapest, Hungría). Se emplearon montmorillonitas pilareadas previamente preparadas y descritas por Undabeytia y col. (2013), en las que las proporciones Fe/(Fe+Al) utilizadas fueron 0, 0.05, 0.15 y 0.50, con la siguiente caracterización superficial y % de Fe₂O₃:

Tabla 1. Caracterización superficial de las diferentes PILCs y porcentaje de Fe₂O₃ en cada una de ellas.

Muestra	% Fe ₂ O ₃	S _{BET} (m ² g ⁻¹)	Área superficial externa (m ² g ⁻¹)	Área de microporos (m ² g ⁻¹)
Al PILC	1.00	213	34	179
Fe-0.05 PILC	7.39	190	19	170
Fe-0.15 PILC	15.0	195	101	94
Fe-0.5 PILC	31.2	172	135	38

Para los estudios de lixiviación se utilizó un suelo arenoso con pH de 8.9 y 0.79% de materia orgánica.

Estudios de Adsorción-desorción de IMZQ

A 24 mg de las distintas PILC se agregaron 15 ml de soluciones del herbicida hasta 160 μ M. Las suspensiones se agitaron a 20°C durante 24 horas, y la concentración de IMZQ se determinó en los sobrenadantes. La desorción se llevó a cabo solo para ciertas concentraciones (16, 64 y 160 μ M) reemplazando todo el sobrenadante por agua y reequilibrando durante otras 24 horas.

Estudios de solubilidad de IMZQ en presencia de CDs

Cantidades en exceso de IMZQ respecto a su solubilidad (60 mg/l) fueron añadidas a soluciones acuosas de las distintas CDs a varias concentraciones de éstas, y agitadas durante una semana. Las suspensiones fueron filtradas, la concentración de IMZQ en los filtrados determinada, y las constantes de estabilidad aparente de los complejos (K_c) calculadas (Morillo y col., 2012).

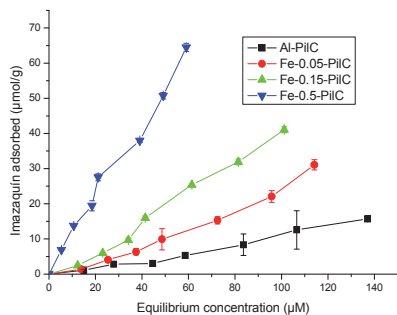
Preparación de las formulaciones de IMZQ

Las formulaciones se prepararon por adsorción de complejos IMZQ-CDs sobre la arcilla pilareada Fe-0.5 PILC a 1.6 g/l. Las CDs empleadas fueron HP β y RAME β de concentración 100mM, y la cantidad de IMZQ disuelto fue de 1.61 mM para HP β y 1.29 mM para RAME β . Las suspensiones se agitaron durante 24 horas a 20°C y el IMZQ se analizó tanto en el sobrenadante como en los sólidos obtenidos.

Estudios de lixiviación

Estos estudios se llevaron a cabo colocando el suelo arenoso en embudos Buchner sobre los que se pulverizaron homogéneamente las distintas formulaciones de IMZQ a una concentración de 140 kg de *i.a.* por ha. El suelo fue irrigado 14 veces con 15 ml de agua a intervalos de 20 min. El volumen eluido tras cada irrigación fue recogido y la concentración de IMZQ determinada.

Resultados y discusión



Los porcentajes de desorción eran extremadamente altos en el caso de la muestra sin Fe (Al PiLC) y también en la que tenía menor proporción (Fe-0.05 PiLC), pero se reducían grandemente a mayores contenidos en Fe, tal como se muestra en la siguiente tabla, indicando de nuevo un mecanismo de adsorción de mayor intensidad.

Tabla 2. Porcentajes de IMZQ desorbido en función de la concentración usada

IMZQ (µM)	Al PiLC	Fe-0.05 PiLC	Fe-0.15 PiLC	Fe-0.5 PiLC
16	75.8±6.1%	80.7±5.4%	83.3±9.0%	52.3±1.0%
64	73.0±5.7%	80.5±3.2%	66.4±2.1%	48.6±0.1%
160	73.4±3.6%	64.5±2.3%	56.6±1.8%	38.5±0.2%

Estudios de los complejos por FTIR (resultados no mostrados) indicaron que la adsorción preferencial de IMZQ en Fe PiLCs era debida a la formación de complejos de esfera interna entre los grupos carboxílicos del herbicida y los pilares de Fe, así como a mecanismos de cambio de ligandos.

Estudios de solubilidad de IMZQ en presencia de CDs

Los diagramas de solubilidad de IMZQ en presencia de concentraciones crecientes de distintas CDs se muestran en la figura, y las constantes de estabilidad aparente y el incremento de la solubilidad obtenido en la tabla 3.

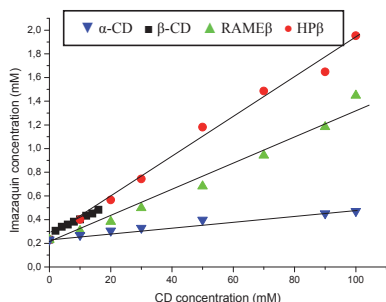
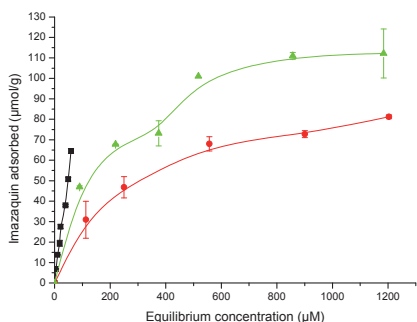


Tabla 3. Constantes de estabilidad aparente (K_c) e incremento de solubilidad alcanzado (Se) para los complejos de inclusión IMZQ-CDs

	β-CD	HPβ	RAMEβ	α-CD
$K (M^{-1})$	71.0	85.4	59.2	11.5
Se	2.0	8.5	6.3	2.0
R^2	0.960	0.990	0.981	0.966

Los mejores resultados de complejación y solubilidad se obtuvieron con HPβ y RAMEβ, que fueron las CDs seleccionadas para incrementar la adsorción de IMZQ en las formulaciones Fe-PiLC.

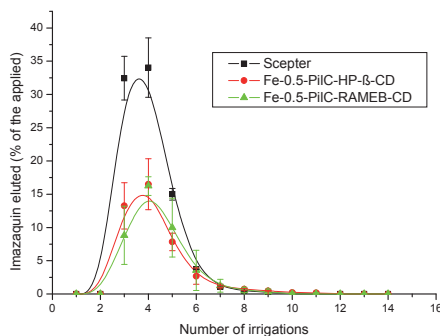
Adsorción de IMZQ-CDs en las arcillas pilareadas



Como la mayor adsorción de IMZQ se consiguió en la arcilla pilareada Fe-0.5 PILC, fue esta la seleccionada para incrementar dicha adsorción por el uso de las ciclodextrinas HPβ y RAMEβ debido al incremento que provocan en la solubilidad de IMZQ. En la figura se muestran las isoterma de adsorción de IMZQ sobre Fe-0.5-PILC en ausencia (■) y en presencia de RAMEβ (▲) y HPβ (●).

Estudio de lixiviación en suelos de las nuevas formulaciones preparadas

En la figura se muestran las curvas de elución de IMZQ tanto de su formulación comercial (**Scepter**) como de sus nuevas formulaciones preparadas a partir de la arcilla pilareada Fe-0.5 PILC en presencia de CDs. Mientras que un 88% de IMZQ de la formulación comercial lixivió a través del suelo, solo el 40% y el 47% lixivió cuando se usaron las formulaciones **Fe-0.5 PILC + HPβ** y **Fe-0.5 PILC + RAMEβ**, lo que significa una significativa reducción de las pérdidas que puede sufrir este herbicida por lixiviación.



Bibliografía

- Cheknane B, Baudu M, Basly JP, Bouras O, 2010. Adsorption of basic dyes in single and mixture systems on granular inorganic-organic pillared clays. *Environmental Technology* 31, 815-822.
- Morillo E, Sánchez-Trujillo MA, Moyano JR, Villaverde J, Gómez-Pantoja ME, Pérez-Martínez JI. 2012. Enhanced solubilization of six PAHs by three synthetic cyclodextrins for remediation applications. Molecular modeling of the inclusion complexes. *Plos ONE*. doi:10.1371/journal.pone.0044137.
- Sopeña F, Cabrera A, Maqueda C, Morillo E. 2005. Controlled release of the herbicide norflurazon into water from ethylcellulose formulations. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53, 3540-3547.
- Undabeytia T, Sopeña F, Sánchez-Verdejo T, Villaverde J, Nir S, Morillo E, Maqueda C. 2010. Performance of slow-release formulations of alachlor. *Soil Science Society of America Journal* 74, 898-905.
- Undabeytia T, Galán-Jiménez MC, Gómez-Pantoja E, Vázquez J, Casal B, Bergaya F, Morillo, E. 2013. Fe-pillared clay mineral-based formulations of imazaquin. *Applied Clay Science* 80-81, 382-389.

Evaluación del efecto de la adición de alperujo en el comportamiento enantioselectivo del fungicida metalaxil en suelos agrícolas

R. López-Cabeza¹, R. Celis¹, B. Gámiz¹, M.C. Hermosín¹, J. Cornejo^{1*}

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida de Reina Mercedes 10, Apartado 1052, 41080, Sevilla, España; *cornejo@irnase.csic.es

Resumen

En los últimos años, ha aumentado el interés por la problemática de la contaminación de aguas y suelos por el uso de plaguicidas quirales. Por este motivo, en este trabajo se ha evaluado el comportamiento enantioselectivo del fungicida quiral metalaxil en suelos agrícolas de Andalucía, así como la posible modificación de este comportamiento al enmendarlos con alperujo, un residuo sólido procedente de la industria aceitunera. Para ello, se realizó un estudio enantioselectivo de la adsorción de metalaxil en dos suelos sin enmendar y enmendados con alperujo a una dosis del 2%. También se estudió la enantioselectividad del proceso de degradación del fungicida a través de experimentos de incubación y del proceso de lixiviación utilizando columnas de suelo, en ambos casos con suelo sin enmendar y enmendado con alperujo. De estos experimentos se concluyó que el proceso de adsorción de los enantiómeros del metalaxil tanto en los suelos sin enmendar como enmendados no es enantioselectivo. La degradación, y en consecuencia la lixiviación, sí fue enantioselectiva, dándose una degradación más rápida del enantiómero *R* frente al *S*, más o menos acentuada dependiendo del tipo de suelo y del tratamiento con alperujo.

Introducción

Los problemas medioambientales derivados del uso intensivo de plaguicidas han sido ampliamente estudiados en las últimas décadas. Actualmente, aproximadamente el 25% de los plaguicidas utilizados son compuestos quirales (Ulrich et al., 2012). En la mayoría de los casos, estos plaguicidas quirales son aplicados al suelo en forma de mezcla racémica de los diferentes enantiómeros, a pesar de que está comprobado que generalmente sólo uno de los dos enantiómeros es activo contra la plaga que se desea controlar. Además, el efecto sobre la biota del enantiómero no activo es incierto. Por todo ello, en los últimos años se ha visto la necesidad de considerar el comportamiento y el destino final tanto del enantiómero activo como del enantiómero inactivo (Magrans et al., 2001; Celis et al., 2013). Por otra parte, el uso de alperujo como fertilizante está muy extendido en Andalucía y estudios previos han demostrado que esta enmienda puede modificar el comportamiento y destino final de los plaguicidas en el suelo. Por todo ello, se planteó como objetivo en este trabajo realizar una evaluación del posible comportamiento enantioselectivo del fungicida metalaxil en dos suelos agrícolas de Andalucía, así como comprobar cómo afecta a dicho comportamiento la adición de alperujo.

Materiales y métodos

Los suelos empleados en este estudio proceden de la provincia de Sevilla y sus características más importantes se resumen en la Tabla 1. Como enmiendas se emplearon dos residuos de almazara o alperujos, uno fresco (ALP) y otro compostado (ALPc), cuyas principales características se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los suelos utilizados.

Suelo	Textura	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	C _{orgánico} (%)	pH	Cultivo
S1	Franco-Arcillo-Arenosa	74	4	22	0.50	8.8	Olivar
S2	Arcillosa	7	34	59	0.73	7.7	Algodón

Tabla 2. Propiedades de los alperujos utilizados como enmiendas.

Alperujo	C _{orgánico} (%)	C _{orgánico soluble} ^a (g/l)	pH ^a
ALP	44	4.6	5.2
ALPc	20	1.2	8.6

^a valores medidos en un extracto de 1 g de alperujo: 20 ml de CaCl₂ 0.01 M

En los experimentos se utilizó metalaxil racémico (Fig. 1) con una pureza superior al 99%. El metalaxil es un fungicida neutro polar con un carbono asimétrico en su estructura que hace que pueda existir en forma de dos enantiómeros, *R*(-) y *S*(+). De ellos, la actividad fungicida recae casi exclusivamente en el enantiómero *R*(-) (Buerge et al., 2003)

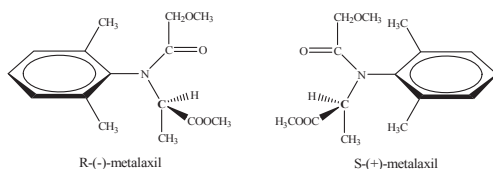


Figura 1. Estructura química de los dos enantiómeros del metalaxil.

El estudio de adsorción se llevó a cabo agitando durante 24 h muestras de 1 g de suelo, sin enmendar o enmendado al 2% con ALP o ALPc, con 8 ml de una disolución de metalaxil racémico a diferentes concentraciones (2-30 mg/l). Tras la agitación, las suspensiones se centrifugaron y se midió la concentración de *R*- y *S*-metalaxil en el sobrenadante por HPLC para obtener las correspondientes isotermas de adsorción.

Para estudiar la degradación del fungicida en los suelos sin enmendar y enmendados con ALP y ALPc al 2%, se realizaron experimentos de incubación con 100 g de suelo a los que se ajustó la humedad a la capacidad de campo y se adicionó el plaguicida a una dosis de 2 mg/kg. Las incubaciones se realizaron a 20 ± 2 °C y semanalmente, se tomaron muestras que se extrajeron con metanol, para posteriormente determinar el contenido de los dos enantiómeros del fungicida en los extractos por HPLC.

Los experimentos de lixiviación se efectuaron en columnas de 20 cm de longitud y 3 cm de diámetro empacadas a mano con 160 g de suelo sin enmendar o enmendado al 2% con ALP o ALPc. Las columnas se saturaron con agua y, a continuación, se añadió metalaxil racémico a la superficie de las mismas a una dosis de 2 kg/ha. Diariamente se añadieron 15 ml de agua destilada a las columnas, se recogieron los lixiviados y se determinó la concentración de los enantiómeros de metalaxil en los mismos por HPLC.

El análisis enantioselectivo de metalaxil se realizó por HPLC utilizando una columna cromatográfica quiral Chiralpak IB (150 mm x 4.6 mm). La fase móvil fue agua:acetonitrilo (60:40) a un flujo de 1 ml/min y la longitud de onda de detección fue 213 nm. Bajo estas condiciones, los enantiómeros *S* y *R* de metalaxil eluyeron a 4.9 y 6.1 min, respectivamente.

Resultados

La mayor adsorción del metalaxil se dio en el suelo S2 debido a su alto contenido en arcilla, que hace que el fungicida con carácter polar quede retenido en las superficies internas esmectíticas (Fernandes et al., 2003). En ambos suelos, la adsorción del metalaxil no mostró enantioselectividad, es decir, no existieron diferencias significativas en la adsorción de los dos enantiómeros del fungicida. La adición de las enmiendas no supuso importantes cambios en la adsorción del fungicida en ninguno de los suelos (Fig. 2).

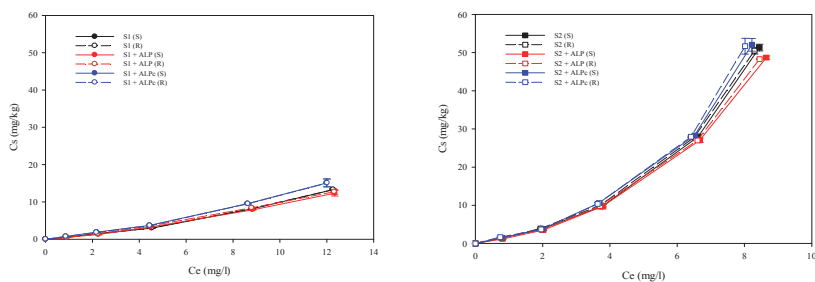


Figura 2. Isothermas de adsorción de los enantiómeros de metalaxil en los suelos S1 y S2 sin enmendar y enmendados al 2% con ALP y ALPc.

La Fig. 3 muestra que la degradación del metalaxil en ambos suelos es enantioselectiva, degradándose el enantiómero R (enantiómero activo) más rápidamente que el enantiómero S (inactivo). Dado que la degradación de metalaxil en el suelo es predominantemente microbiana (Buerge et al., 2003), este comportamiento refleja que en los suelos estudiados existe un predominio de microorganismos o enzimas que degradan preferentemente el enantiómero activo. En el suelo S1, las diferencias en la velocidad de degradación de los enantiómeros es más pronunciada que en el suelo S2.

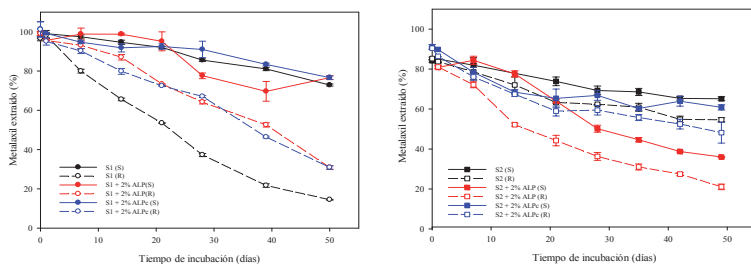


Figura 3. Curvas de disipación de metalaxil en los suelos S1 y S2 sin enmendar y enmendados con ALP y ALPc al 2%.

Al adicionar las enmiendas se observa que en el suelo S1 la velocidad de degradación del enantiómero R disminuye respecto al suelo sin enmendar, haciéndose más parecida a la del enantiómero S (Fig. 3). En el caso del suelo S2 enmendado, ambos enantiómeros pasan a degradarse más rápidamente que en el suelo sin enmendar. Este efecto se produjo con los dos alperujos utilizados, aunque de forma más pronunciada en el caso del alperujo fresco (ALP). Las curvas de lixiviación relativas (Fig. 4) indican que en el suelo S1 el metalaxil lixivia más rápidamente y las concentraciones en los lixiviados son mayores que en el suelo S2, lo que puede atribuirse a la mayor adsorción del metalaxil en el suelo arcilloso (S2). Al adicionar las enmiendas al suelo S1, se observa un aumento considerable de la concentración del

enantiómero *R* de metalaxil en los lixiviados debido, posiblemente, al aumento de su persistencia (Fig. 3). Al adicionar las enmiendas al suelo S2, parece adelantarse la lixiviación de los dos enantiómeros, probablemente porque la materia orgánica soluble liberada por las enmiendas haya podido facilitar la movilización de los enantiómeros de metalaxil, desplazándolos de los sitios de adsorción de las superficies esmectíticas.

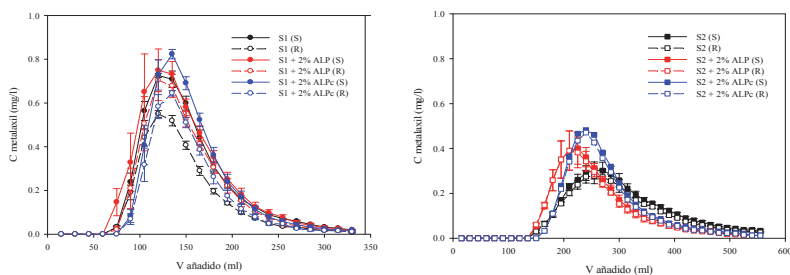


Figura 4. Curvas de elución relativa para metalaxil aplicado a las columnas de los suelos S1 y S2 sin enmendar y enmendados con ALP y ALPc al 2%.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la enantioselectividad del proceso de degradación del fungicida metalaxil en suelos puede verse afectada tanto por el tipo de suelo como por el tratamiento con alperujo, lo que repercute en el potencial de lixiviación relativo de los dos enantiómeros del fungicida. El efecto producido por el tratamiento con alperujo también parece depender de las características del residuo, como por ejemplo el haber estado sometido o no al proceso de compostaje.

Bibliografía

- Buerge IJ, Poiger T, Müller MD, Buser HR. 2003. Enantioselective degradation of metalaxyl in soils: chiral preference changes with soil pH. *Environmental Science & Technology* 37: 2668-2674.
- Celis R, Gámiz B, Adelino MA, Hermosín MC, Cornejo J. 2013. Environmental behavior of the enantiomers of the chiral fungicide metalaxil in Mediterranean agricultural soils. *Science of the Total Environment* 444: 288-297.
- Fernandes MC, Cox L, Hermosín MC, Cornejo J. 2003. Adsorption-desorption of metalaxyl as affecting dissipation and leaching in soils: role of mineral and organic components. *Pest Management Science* 59: 545-552.
- Magrans JO, Alonso-Prados JL, García-Baudín JM. 2001. Importance of considering pesticide stereoisomerism-proposal of a scheme to apply Directive 91/414/EEC framework to pesticide active substances manufactured as isomeric mixtures. *Chemosphere* 49: 461-469.
- Ulrich EM, Morrison CN, Goldsmith MR, Foreman WT. 2012. Chiral pesticides: identification, description, and environmental implications. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 217: 1-74.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) a través del proyecto AGL2011-23779, con cofinanciación FEDER-FSE. R. López-Cabeza también agradece al MINECO la concesión de una beca predoctoral FPI.

Adsorción de Triciclazol en arcillas: efecto en el comportamiento en agua y en un suelo aluvial

A. Cabrera, R. Celis, J. Cornejo, M.C. Hermosín*

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Sevilla, España; [*mchermosin@irnas.csic.es](mailto:mchermosin@irnas.csic.es)

Resumen

Se modificaron dos tipos de arcillas naturales tipo esmectítico (SWy y CTI) con un catión orgánico ($C_{16}H_{33}(CH_3)_3N^+$ = HDTMA), otro inorgánico (Fe^{3+}) y un biopolímero (Quitosano = CH) para aumentar la adsorción del fungicida triciclazol. La mayor adsorción se observó en las arcillas férricas (99 y 94%) respecto a las arcillas sin modificar SW y CTI (7 y 13%), aunque las SW-CH también mostraron una alta adsorción (71-87%). Se estudiaron las isotermas de adsorción-desorción que confirmaron la irreversibilidad en todos los casos. Se prepararon formulaciones del fungicida con las arcillas modificadas y se estudió su cinética de liberación en agua. La liberación más elevada se observó con las formulaciones de mezcla física del fungicida con SW-CH (84%) y CTI-Fe (85%) y las más bajas con los complejos débil y fuerte del fungicida con SW-Fe (40 y 38%, respectivamente). No se observaron diferencias significativas en la disipación ni en la lixiviación de triciclazol formulado con arcillas, en comparación con el producto comercial. Algunas de las arcillas estudiadas pueden funcionar bien como filtros para eliminar triciclazol de aguas, pero no presentan ventajas medioambientales inmediatas como posibles portadores de triciclazol en formulaciones.

Introducción

Triciclazol (5-metil-1,2,4-triazolo[3,4-b] benzo-1,3-tiazol) es un fungicida sistémico eficaz en el control de *Pyricularia oryzae* en el cultivo del arroz. Si bien su uso no está permitido, se autoriza excepcionalmente su empleo y de forma temporal por no existir ningún otro fungicida con una eficacia similar. La adsorción de triciclazol al suelo y su persistencia es elevada, pero tras su aplicación se detectan elevadas concentraciones en las aguas próximas a los arrozales (Padovani et al., 2006). Resulta pues interesante el estudio de su adsorción por las arcillas con vistas al desarrollo de: a) posibles filtros de descontaminación de aguas, dada la incidencia en éstas del sistema de cultivo por inundación del arroz, o b) posibles formulaciones que puedan retrasar o disminuir su presencia en aguas, tanto superficiales como subterráneas, o puedan permitir otras formas de aplicación más sostenibles que la actual, que es por aplicación aérea y una vez desencadenada la infección (Aguilar, 2010).

Las arcillas naturales y modificadas han demostrado ser eficaces en la descontaminación de aguas afectadas por la presencia de plaguicidas (Celis et al., 2012, Hermosin y Cornejo, 1992, Socias-Viciana et al., 1998) y en la disminución de la movilidad de los mismos en suelos (Cox et al., 2000). El objetivo de este trabajo ha sido la preparación de arcillas modificadas y probar su eficacia: a) como adsorbentes del fungicida triciclazol y b) como portadores del mismo en aguas y en un suelo aluvial en comparación con el fungicida comercial.

Material y métodos

Arcillas originales: Esmectita estándar (CMS) de Wyoming (SWy) (90-95% esmectita) y arcilla blanca de Bailén (CTI) (44% esmectita) se modificaron con los cationes: hexadeciltrimetilamonio (HDTMA), Fe^{3+} y el biopolímero quitosano (CH) como se describe en Celis et al. (1999, 2012) y Cox et al. (2000).

Fungicida: Triciclazol estándar analítico (97% pureza) de Dr. Ehrenstorfer GmbH para los patrones externos y las disoluciones de adsorción. El producto técnico (95.9% pureza) de Dow Agrosciences para las formulaciones y el comercial “Auriga” (75% p/p) de Sapec Agro como control en los estudios de cinética de liberación en agua, disipación y lixiviación.

Suelo: Aluvial de la finca experimental La Hampa en Coria del Río (Sevilla) puede clasificarse según su textura como franco arcillo limoso. Contenido en arena 19.8%, limo 43.7%, arcilla 36.4%, CO 1.38%, pH = 8.23 y CaCO₃ 24.9%

Adsorción de triciclazol: A una concentración 5 µM (8 ml) en todas las arcillas (20 mg), sin modificar y modificadas. Se seleccionaron las más adsorbentes para el estudio de isotermas de adsorción (Concentraciones iniciales = 1-10 µM) y los datos se ajustaron a la ecuación de Freundlich $C_s = K_f C_e^{nf}$. La histéresis se calculó como $H = nf_{des}/nf_{ads}$ (Barriuso et al., 1994).

Formulaciones al 4% de triciclazol: Se prepararon 3 tipos: a) Mezcla física (MF): 2 mg de triciclazol y 48 mg de arcilla modificada molidos en mortero de ágata, b) Complejo débil (CD): 1 ml de metanol se añade a la misma mezcla anterior y, tras agitar 1 min y evaporar el metanol, se muele igualmente y c) Complejo fuerte (CF): igual que el CD, pero 5 ml de metanol y agitando 24 horas. La cinética de liberación se estudió añadiendo 2 mg de triciclazol comercial o en formulación a 250 ml de agua, tras agitar y reposar 10 minutos se tomaban las muestras que se analizaron por HPLC.

Disipación de triciclazol en suelo: Incubaciones en el suelo aluvial al 100% de humedad de su capacidad máxima. Se aplicó el fungicida comercial o en formulación (4.8 mg kg⁻¹). Se tomaron muestras de suelo a determinados tiempos, se extrajo el fungicida con metanol y se cuantificó por HPLC. Se aplicó la ecuación de cinética de primer orden ($C = C_0 e^{-kt}$) y se calculó la vida media ($t_{1/2}$).

Lixiviación en suelo: Suelo aluvial empaquetado manualmente en columnas de vidrio. Se aplicó el fungicida (2.25 kg ha⁻¹) y diariamente se añadieron 10 ml de agua y se recogieron los lixiviados que fueron analizados por HPLC. Finalmente se extrajo triciclazol del suelo de la columna con metanol y los extractos se analizaron.

Resultados y discusión

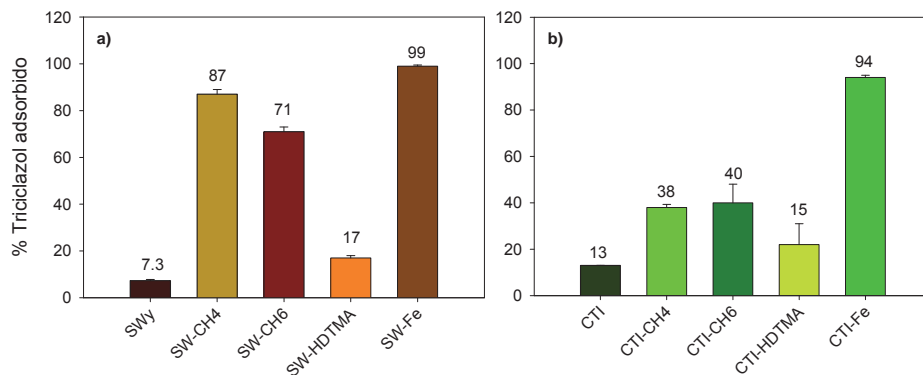


Figura 1. Porcentaje de triciclazol adsorbido en las arcillas a) SWy sin modificar y modificadas y b) CTI sin modificar y modificadas.

En la Figura 1 se muestran los porcentajes de adsorción de triciclazol en las arcillas modificadas y sin modificar. Las dos arcillas saturadas en Fe fueron las más adsorbentes, lo cual se atribuye a la disminución de pH favorecida por Fe³⁺ que promueve, tras la adsorción de las moléculas neutras de triciclazol en las zonas interlaminares hidrófobas, su posterior protonación en las interláminas, seguida de retención por intercambio catiónico, observado ya en las triazinas (Celis et al., 2002). En el caso de las SW-CH4 y SW-CH6, en las que el polímero presenta algunos grupos NH₂ protonados, se pueden dar los dos tipos de interacción: polar compartiendo protón e hidrófobica con las cadenas de polisacáridos cíclicos del

quitosano, ambos de tipo más débil. La muestra CTI presentó menor adsorción siempre debido a que solo tiene un 44% de mineral esmectítico (Hermosín et al., 2014).

La Tabla 1 muestra las constantes de capacidad de adsorción y desorción de Freundlich (K_f) y las pendientes de las isotermas (n_f). La isoterma de adsorción en SW-CH6 es lineal ($n_f = 1$) indicando que el número de sitios de adsorción permanece constante en todo el rango de concentraciones del soluto hasta la saturación del sustrato, probablemente por la mayor importancia de los enlaces hidrófobos, debido a la acumulación de quitosano en forma neutra en la superficie de esta muestra (Celis et al., 2012). Para las arcillas saturadas con Fe el valor de $n_f < 1$ indica que los sitios se van agotando al aumentar la concentración del fungicida, lo que sugiere su asociación a sitios de cambio. Para la arcilla SW-CH4 la pendiente $n_f > 1$ significa que el fungicida adsorbido aumenta tanto con la cantidad en disolución como con el adsorbido, lo que indica la interacción entre las moléculas de adsorbato y la importancia en este caso de las interacciones hidrofóbicas y polares. Todo esto se corrobora por las capacidades de adsorción relativa K_{fads} de las arcillas estudiadas. También se observa que $n_{fdes} < n_{fads}$, lo cual nos indica que la adsorción es irreversible, se produce el fenómeno de histéresis y los valores de ésta (H) indican que la desorción se facilita en el orden SW-CH6 > SW-Fe \geq CTI-Fe > SW-CH4.

Tabla 1. Constantes de Freundlich de adsorción y desorción, coeficientes de distribución a 0.5 y 5 μM y coeficiente de histéresis.

Arcilla	K_f ($\mu\text{mol}^{1-n_f} \text{kg}^{-1} \text{L}^{n_f}$)	n_{fads}	r^2	$K_{D-0.5}$ (L kg^{-1})	K_{D-5} (L kg^{-1})	K_{fdes} ($\mu\text{mol}^{1-n_f} \text{kg}^{-1} \text{L}^{n_f}$)	n_{fdes}	r^2	H
SW-CH4	1517 (1419 - 1622) ^a	1.3 ± 0.1^b	0.99	1270	2268	2618 (2571 - 2666)	0.4 ± 0.1	0.96	0.28
SW-CH6	448 (430 - 466)	1.0 ± 0.0	0.99	435	478	993 (978 - 1008)	0.5 ± 0.0	0.99	0.48
SW-Fe	5321 (3500 - 8089)	0.4 ± 0.2	0.74	7993	2059	4688 (4040 - 5440)	0.2 ± 0.1	0.53	0.41
CTI-Fe	3083 (2727 - 3486)	0.3 ± 0.0	0.95	5185	922	3715 (3648 - 3784)	0.1 ± 0.0	0.80	0.38

^aNúmeros en paréntesis son el error estándar de la media ^bValor medio \pm error estándar

La cinética de liberación de triciclazol en agua muestra que los mayores porcentajes de triciclazol se liberan de las formulaciones de mezcla física y los menores de los complejos fuertes (Figura 2). CTI-Fe es la arcilla que más triciclazol libera y SW-Fe la que menos para los tres tipos de formulaciones estudiados. Por tanto, SW-Fe podría ser una arcilla más apropiada para ser utilizada como filtro de aguas contaminadas y no tanto como soporte de liberación controlada del fungicida por su baja capacidad de liberación.

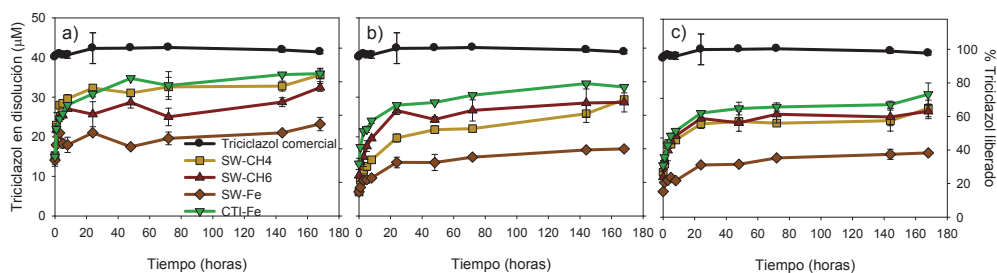


Figura 2. Cinética de liberación en agua de triciclazol contenido en las formulaciones a) MF, b) CD, c) CF.

Los valores de vida media calculados para triciclazol se muestran en la Tabla 2 y no se observaron diferencias significativas entre el producto comercial y las formulaciones.

En los estudios de lixiviación no se detectó el fungicida en los lixiviados de ninguna columna tras 30 días de estudio y las cantidades de triciclazol extraídas fueron ligeramente inferiores

en los suelos en los que se aplicó el fungicida en complejos débiles en comparación con el triciclazol comercial (Tabla 2). En todos los casos la mayor retención del fungicida se produjo en los 5 primeros cm del suelo, corroborando la baja movilidad del triciclazol observada también por García-Jaramillo et al. (2014).

Tabla 2. Vida media de triciclazol y porcentajes de elución y extracción de triciclazol del suelo en las columnas

	t _{1/2} (d)	% Eluido	% Extraído				Total
			0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	
Comercial	150 (136-168) ^a	0	63 ± 2 ^b	11 ± 4	0	0	74 ± 2
SW-CH4 CD	131 (111-160)	0	59 ± 1	4 ± 3	0	0	65 ± 1
SW-Fe CD	141 (127-160)	0	58 ± 3	7 ± 2	0	0	65 ± 2

^aNúmeros en paréntesis son el error estándar de la media ^bValor medio ± error estándar

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que las formulaciones de triciclazol con las arcillas modificadas no presentan ninguna ventaja medioambiental en la liberación lenta del fungicida en comparación con el producto comercial, sin embargo algunas de las arcillas modificadas estudiadas podrían presentar características apropiadas para su uso como filtros de aguas contaminadas por triciclazol, dada su elevada capacidad de adsorción y escasa liberación del fungicida una vez adsorbido.

Bibliografía

- Aguilar M. 2010. *Producción integrada del arroz en el sur de España*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca y Fundación Caja Rural del Sur.
- Barriuso E, Laird DA, Koskinen WC, Dowdy RH. 1994. Atrazine desorption from smectites. *Soil Science Society of America Journal* 58:1632-1638.
- Celis R, Hermosin MC, Carrizosa MJ, Cornejo J. 2002. Inorganic and organic clays as carriers for controlled release of the herbicide hexazinone. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50:2324-2330.
- Celis R, Adelino MA, Hermosin MC, Cornejo J. 2012. Montmorillonite-chitosan bionanocomposites as adsorbents of the herbicide clopyralid in aqueous solution and soil/water suspensions. *Journal of Hazardous Materials* 209-210:67-76.
- Cox L, Celis R, Hermosin MC, Cornejo J. 2000. Natural soil colloids to retard simazine and 2,4-D leaching in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 48:93-99.
- García-Jaramillo M, Cox L, Cornejo J, Hermosin MC. 2014. Effect of soil organic amendments on the behaviour of bentazone and tricyclazole. *Science of the Total Environment* 466-467: 906-913.
- Hermosin MC y Cornejo J. 1992. Removing 2-4-D from water by organo-clays. *Chemosphere* 24:1493-1503.
- Hermosin MC, Real M, Cornejo J, Cox L, Celis R. 2014. Homenaje a Emilio Galán Huertos Macla 18: 70-72.
- Padovani L, Capri E, Padovani C, Puglisi E, Trevisan M. 2006. Monitoring tricyclazole residues in rice paddy watersheds. *Chemosphere* 62:303-314.
- Socias-Viciano MM, Hermosin MC, Cornejo J. 1998. Removing prometryne from water by clays and organic clays. *Chemosphere* 37:289-300.

Agradecimientos:

CSIC (Programas JAE-Doc), MINECO (Proyecto AGL2011-23779) y Junta de Andalucía (AGR-264), cofinanciados por fondos EU FEDER-FSE (OP 2009-2013). Se agradece a Dow Agrosiences el suministro de triciclazol técnico y a Innovarcilla la muestra de CTI. A M.A. Adelino y al Dr. M. Real por su ayuda en la síntesis de las arcillas empleadas.

Seguimiento estacional de terbutilazina y oxifluorfen en un olivar de laboreo tradicional

M.J. Calderón¹, E. de Luna², A. Jurado^{2,3}, J.A. Gómez³, J. Cornejo¹, M.C. Hermosín^{1*}

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Av. Reina Mercedes, 10. 41012, Sevilla.

*mchermosin@irnase.csic.es

²Area Producción Agraria. IFAPA. Av. Menéndez Pidal s/n. Campus Alameda del Obispo. 14004 Córdoba

³Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC. Av. Menéndez Pidal s/n. Campus Alameda del Obispo. Apartado 4084. 14080 Córdoba

Resumen

Se ha realizado un seguimiento en suelo (0-2cm), escorrentía y sedimentos de dos herbicidas usados en olivar, terbutilazina y oxifluorfen, en una parcela dedicada a laboreo tradicional. El seguimiento de terbutilazina se realizó durante una campaña de primavera y otra de invierno, mientras que de oxifluorfen sólo se realizó el seguimiento durante la campaña de invierno. En la campaña de primavera, se recuperó un 18% de terbutilazina en suelo, un 0.17% en escorrentías y un 0.46% en sedimentos, tras los 85 días que duró el ensayo. En la campaña de invierno, no se recuperaron residuos de terbutilazina en suelo mientras que en escorrentía y sedimentos se recuperaron el 0.55% y 0.51%, respectivamente, tras los 107 días de ensayo. En cuanto a oxifluorfen, se recuperó en suelo un 42% del aplicado, mientras que en las aguas de escorrentía y en los sedimentos, se recuperaron el 0.06% y 39.5%, respectivamente. Los diferentes comportamientos observados en ambos herbicidas, se deben principalmente a las diferencias que existen entre las propiedades químicas de estos compuestos, como son una mayor polaridad de terbutilazina frente a la alta hidrofobicidad de oxifluorfen, ya previamente observados tanto en laboratorio como tras un monitoreo en aguas. Estos factores determinan que en terbutilazina predominen los procesos de lixiviación y flujo preferente, mientras que en el oxifluorfen las pérdidas aparezcan claramente ligadas a escorrentías, principalmente asociadas a la materia particulada. Ambos fenómenos se van a ver influenciados igualmente por la época de aplicación del herbicida.

Introducción

El cultivo del olivar se encuentra principalmente ubicado en regiones Mediterráneas de las cuales, el 80% se encuentra distribuido a lo largo de la cuenca del Guadalquivir, en el suroeste Español. En esta zona, el 68% del olivar está establecido en zonas con pendientes entre el 7 y el 30%, lo que unido a cortos periodos de intensas lluvias en épocas que coinciden con la aplicación de los herbicidas, hace que los fenómenos de escorrentías sean frecuentes y por tanto se puedan transportar importantes cantidades de estos compuestos (Hermosín et al., 2013). A ello tenemos que añadir que en el olivar, el sistema de cultivo más extendido sea aún el laboreo tradicional que lleva asociado una alta erosión del terreno que arrastra partículas minerales finas, materia orgánica, nutrientes y plaguicidas tanto en disolución como asociada a los sedimentos (Gómez et al. 2011; Wu et al., 2004). Recientemente, Hermosín et al. (2013) han demostrado, tras 8 años de seguimiento en la cuenca del Guadalquivir, que la contaminación de aguas superficiales y subterráneas por herbicidas en la zona olivarera, supera en muchos puntos y ocasiones los límites establecidos ($0.1 \mu\text{g l}^{-1}$), y se ha asociado con la época de lluvia y los procesos de escorrentía y lixiviación, junto a las características físico-químicas de la molécula activa, dosis y época de aplicación. No obstante no se ha hecho hasta ahora una cuantificación en campo de las pérdidas de herbicidas en olivar asociadas a la escorrentía, y es importante conocer el alcance de estos fenómenos para desarrollar estrategias que minimicen este impacto ambiental. Nuestro objetivo, en este trabajo, ha sido realizar

unseguimiento de dos herbicidas, terbutilazina y oxifluorfen, en suelo, escorrentía y sedimentos en una parcela dedicada al olivar y bajo laboreo tradicional, con el objeto de conocer su distribución en cada una de estas fases, en función de la época de aplicación interpretar la relevancia de los diversos procesos implicados en la dinámica de estos herbicidas en el olivar andaluz.

Materiales y métodos

Los herbicidas utilizados son terbutilazina y oxifluorfen, ambos herbicidas utilizados en pre- y post-emergencia temprana cuyas características físico-químicas se dan en la Tabla 1.

Tabla 1: Propiedades físico-químicas de terbutilazina y oxifluorfen (Tomlin, 2006)

	Pm (mol l ⁻¹)	Solubilidad (mg l ⁻¹)	K _{OW} (log P)	DT ₅₀ (días)
Terbutilazina	229.7	8.50	3.21	10-36
Oxifluorfen	361.7	0.12	4.47	31-172

Las dosis de herbicida aplicadas han sido en ambos casos de 2 l ha⁻¹ de producto comercial Cuña (terbutilazina 50% p/v) y GoalSupreme (oxifluorfen 48% p/v). Las aplicaciones se han realizado en primavera de 2012 (terbutilazina) y finales de otoño de 2012 (terbutilazina y oxifluorfen). La parcela en la que se ha realizado este trabajo se encuentra situada en la localidad sevillana de Benacazón es un suelo franco arenoso con un contenido en arcilla del 17%, arena 55%, limo 28%, pH 8.4, MO 1.34% y CaCO₃ 28%. Tiene una pendiente del 11% y el marco de plantación establecido es de 8x4. Se han utilizado dos subparcelas de 60x4 m, como replicados del experimento y con un laboreo tradicional de 2 ó 3 pases de chisel al año a una profundidad de 10-15 cm. En la parte inferior de estas subparcelas se han colocado tanques de fibra de vidrio en los que se han muestreado tanto aguas de escorrentías como sedimentos. Los residuos de herbicida en suelo se han seguido mediante muestreo a una profundidad de 2 cm, tomando 3 muestras/árbol, 12 árboles/subparcela, a 2.5 m del tronco y espaciadas entre sí por 1 m. Estas muestras se llevaron al laboratorio para su posterior extracción y análisis por HPLC. El muestreo de aguas y sedimentos se realizó después de cada evento de lluvia, previa medición in situ de las cantidades acumuladas en los tanques de escorrentías. Dichas muestras, al igual que las de suelo, se llevaron al laboratorio para su extracción y posterior análisis por GC-MS.

Resultados y discusión

La evolución de los herbicidas aplicados en suelo durante las dos campañas estudiadas se encuentra representada en la figura 1. En el caso de la campaña de primavera, la mayor disminución de terbutilazina se produce después del primer evento de lluvia importante (41 mm), que coincide con los 30 días tras la aplicación del herbicida. Mientras que en el caso de la campaña de invierno, la mayor disminución se produce después de los 66 días tras la aplicación del herbicida después de un evento de lluvia similar (30 mm) al de la campaña anterior. Es decir, parece que la mayor pérdida de terbutilazina del suelo está asociada al primer evento de lluvia abundante y tras otros anteriores de menor cantidad. Se puede observar que la evolución de terbutilazina sigue el mismo patrón en ambas campañas, aunque la vida media que presenta este herbicida en primavera (34 días) es superior a la que presenta en invierno (18 días), valores que se encuentran dentro del mismo rango observado en bibliografía (Tomlin, 2006). Dado que la lluvia caída en invierno es mayor que en primavera, es de esperar que las pérdidas por infiltración y lixiviación de terbutilazina también se vean aumentadas (Cabrera et al., 2007; Hermosin et al. 2013) lo que contribuye a mayores pérdidas en la superficie del suelo y por tanto a una vida media más baja en la campaña de invierno. Lo que viene confirmado por la ausencia de terbutilazina residual al final de la campaña de invierno respecto al 18% recuperado al final de la campaña de primavera (Figura

1; Tabla 2). El seguimiento de oxifluorfenó se hizo en invierno y muestra un comportamiento muy diferente al de terbutilazina, principalmente debido a las distintas características químicas de ambos compuestos. Oxifluorfen presenta una disminución más homogénea y paulatina con el tiempo en el suelo, sin pérdidas bruscas que puedan asociarse a un episodio lluvioso lo que da una vida media efectiva de 99 días. Oxifluorfen es bastante más persistente que terbutilazina, típico de compuestos con una alta hidrofobicidad, que permanecen en el suelo tanto en forma insoluble como adsorbido a coloides, recuperándose el 42% del aplicado al final del experimento (107 días). De hecho se ha reportado recientemente que la adsorción al suelo es mucho mayor para el oxifluorfen que para la terbutilazina y por el contrario la lixiviación mucho menor (Cabrera et al. 2007; Calderón et al. 2011).

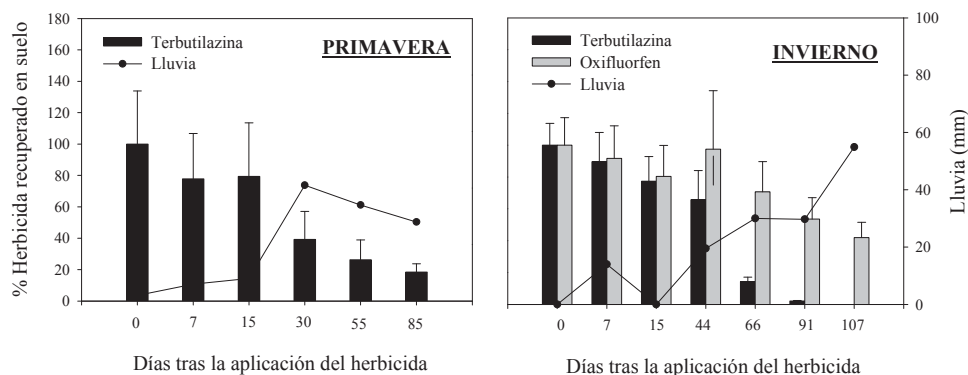


Figura 1. Porcentajes de terbutilazina y oxifluorfen, respecto al aplicado, recuperados en suelo en las campañas de primavera e invierno

Tabla 2. Porcentajes de terbutilazina y oxifluorfen, respecto al aplicado, recuperados en suelo, escorrentías y sedimentos en las campañas de primavera e invierno.

	Terbutilazina			Oxifluorfen		
	Suelo	Escorrentía	Sedimentos	Suelo	Escorrentías	Sedimentos
Primavera	18	0.16	0.46	-	-	-
Invierno	-	0.55	0.51	42	0.06	39.5

La tabla 2 resume los datos de terbutilazina (campaña de primavera e invierno) y oxifluorfen (campaña de invierno) residual encontrados en los suelos y, en las aguas y sedimentos acumulados en los tanques de escorrentía. Sólo un 0.16% de la terbutilazina aplicada en la campaña de primavera fue recuperada en las aguas de escorrentía frente a un 0.55% recuperado en la campaña de invierno, lo que está de acuerdo con la mayor cantidad de agua recuperada en los tanques durante la campaña de invierno. En cuanto a los residuos de este herbicida recuperados en los sedimentos son muy parecidos en ambas campañas (0.46% y 0.51% en primavera e invierno, respectivamente). Sólo trazas de oxifluorfen fueron recuperadas en las aguas de escorrentía (0.06% del aplicado) durante la campaña de invierno, debido principalmente a su baja solubilidad; sin embargo en sedimentos la cantidad de oxifluorfen recuperada es muy elevada respecto al total de herbicida aplicado en las parcelas (39.5%), debido a su alta adsorción en los mismos lo que también sin duda contribuye a su baja concentración en agua

Los datos obtenidos permiten afirmar que la desaparición de terbutilazina del suelo se debe principalmente a procesos de lixiviación y flujo preferente, fundamentalmente en campañas invernales, en los que se favorece el movimiento vertical del plaguicida, llegando a

profundidades superiores a las muestreadas y explica a la vez las grandes concentraciones encontradas en aguas subterráneas (0.03-0.04 ppm) por Hermosin et al. (2013) en años lluviosos. Este proceso ha sido observado en estudios posteriores, realizados a nivel de laboratorio. No obstante, en el caso de oxifluorfen, la desaparición del suelo va a estar ligada a fenómenos de escorrentía, al co-transportarse con los sedimentos producidos tras los diferentes eventos pluviométricos, ya que se ha demostrado que este herbicida muestra poca lixiviación a nivel de laboratorio (Cabrera et al. 2007, Calderón et al. 2011). Estos datos confirman las sugerencias recogidas por Hermosin et al 2013, de que la contaminación de aguas por herbicidas del olivar se debe principalmente a los procesos de escorrentía, lixiviación y flujo preferente y depende de las diferentes características químicas de los compuestos y de la época de aplicación del herbicida, fundamentalmente de la distribución y cantidad de los episodios de lluvia.

Bibliografía

- Cabrera A, Cox L, Velarde P, Koskinen WC, Cornejo J. 2007. Fate of diuron and terbuthylazine in soils amended with two-phase olive oil mill waste. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 4828-4834.
- Calderón MJ, Real M, Cornejo J, Hermosin MC. 2011. Comportamiento de oxifluorfen en dos suelos andaluces dedicados al cultivo del olivar: Estudio de laboratorio. Foro del olivar y medioambiente. *XV Simposio científico-técnico del aceite de oliva (EXPOLIVA)*
- Gómez JA, Llewellyn C, Basch G, Sutton PB, Dyson JS, Jones CA. 2011. The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. *Soil Use and Management* 27: 502-514.
- Hermosin MC, Calderón MJ, Real M, Cornejo J. 2013. Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). *Agriculture, Ecosystem and Environment* 164: 229-243
- Tomlin CDS. 2006. The Pesticide Manual. British Crop Protection Council, Alton, UK
- Wu Q, Riise G, Lundekvam H, Mulder J, Haugen LE. 2004. Influences of suspended particles on the runoff of pesticides from an agricultural field at Askim, SE-Norway. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 295-302.

Agradecimientos:

Proyectos RESEL (MAGRAMA), Biosuelo (Syngenta) y P08-AGR-03643 (Gobierno Autónomo de Andalucía) y Grupo de Investigación (PAIDI) AGR-246 de la Junta de Andalucía, cofinanciado con fondos FEDER-FSE del P.O.2007/12

Comportamiento de MCPA en suelos enmendados con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo. Efecto en propiedades bioquímicas del suelo

B. Rodríguez-Morgado¹, L. Franco-Andreu², M. J. Martínez de Alba²,
I. Gómez², J. Parrado², M. del Toro^{2*}, M. Tejada

¹Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012 Sevilla

²Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. Utrera km. 1, 41013 Sevilla mtmoral@us.es

Resumen

Se estudió en laboratorio el comportamiento del herbicida MCPA en un suelo enmendado con dos bioestimulantes obtenidos a partir de lodos de depuradora (L) y plumas de pollo (P) mediante procesos de hidrólisis enzimática. Se realizaron estudios en microcosmos donde se aplicó este herbicida a una dosis de 1,5 l ha⁻¹. Dos días después de la aplicación de MCPA al suelo, L y P se aplicaron al suelo. Los resultados indican que MCPA disminuyó significativamente un 40% la actividad deshidrogenasa y un 31,7% el ergosterol al final del periodo experimental, lo que sugiere que este herbicida ejerce un efecto tóxico en los microorganismos del suelo. La aplicación L y P al suelo sin herbicida causaron un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa y ergosterol del suelo, principalmente a los 7 días de iniciado el experimento, siendo esta estimulación mayor en el suelo enmendado con L que con P, posiblemente debido a la distinta composición química de los hidrolizados proteicos obtenidos. Por último, la aplicación de ambos bioestimulantes en presencia de MCPA disminuyó la inhibición de la actividad deshidrogenasa y ergosterol del suelo, posiblemente debido a que la degradación del herbicida sea consecuencia de la rápida estimulación de microorganismos que han sido capaces de tolerar la concentración de MCPA en suelo.

Introducción

En la actualidad, el uso del herbicida MCPA (ácido 4-cloro-2-toliloxiacético) (C₉H₉ClO₃) para el control selectivo de malas hierbas de hoja ancha principalmente en cereales, aunque también se utiliza en frutales, olivo y prados de gramíneas tiene una gran aceptación debido a su gran eficacia. Sin embargo, es un herbicida que se adsorbe débilmente a los colides del suelo, situación que le confiere una elevada movilidad (Cabrera et al., 2011). Esto puede traer graves consecuencias medioambientales. Por una parte, su efecto tóxico sobre la actividad microbiana del suelo (Tejada et al., 2010) y por otra parte su alta probabilidad de lixiviarse a aguas subterráneas, con la consiguiente contaminación.

Está comprobado que la aplicación de materia orgánica al suelo disminuye los efectos inhibitorios de los herbicidas en los microorganismos del suelo (Tejada et al., 2010). Sin embargo, para que estos productos puedan activar a los microorganismos para degradar dichos xenobióticos, necesitan degradar estos compuestos orgánicos hacia formas más simples y fácilmente asimilables, lo cual les supone un importante gasto energético. Por ello, en los últimos años, se vienen aplicando distintos bioestimulantes (BS) obtenidos por procesos de hidrólisis enzimática y constituidos por péptidos, aminoácidos, polisacáridos, fitohormonas, sustancias húmicas, etc. que son fácilmente asimilables por los microorganismos del suelo y que podría activarlos rápidamente y así aumentar la velocidad de degradación del contaminante en suelo (García-Martínez et al., 2010; Tejada et al., 2010).

Las enzimas pueden reaccionar a los cambios en la gestión del suelo más rápidamente que otras variables, por lo que pueden ser útiles como excelentes indicadores de los cambios biológicos que se puedan originar en el suelo (Bandick y Dick, 1999). Por ello, su uso es de

gran importancia para evaluar la calidad y salud del suelo afectado por diversas prácticas agrícolas, como el uso de herbicidas en suelos (Gianfreda et al., 2005; Truu et al., 2008). La actividad deshidrogenasa es un indicador del sistema redox microbiano, por lo que se suele considerar como un buen exponente de las actividades oxidativas del suelo y un indicador general de la actividad microbiana del mismo (García et al., 1993). Por otro lado, el estudio del ergosterol en suelo es una medida bioquímica cada vez más extendida que tiene como objeto cuantificar la masa fúngica del suelo (Grant y West, 1986). El ergosterol es el principal esteroide en la membrana de la mayoría de géneros de hongos y, generalmente, no es común fuera del reino de hongos en los suelos (Weete, 1989).

Por ello, el objetivo de este trabajo es estudiar el comportamiento de la actividad deshidrogenasa en un suelo enmendado con dos BS edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora y plumas de pollo en presencia y ausencia del herbicida MCPA.

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Regosol calcárico (FAO, 1989). Las muestras de suelo se recogieron de la capa superficial (0-25 cm). Dicho suelo tenía un contenido de arena, limo y arcilla de 592 ± 47 , 242 ± 19 y 229 ± 10 g kg⁻¹, respectivamente. El pH (H₂O) era $8,6 \pm 0,2$, y presentaba $4,1 \pm 0,8$ g kg⁻¹ de materia orgánica y $0,4 \pm 0,1$ g kg⁻¹ N. La metodología utilizada en la determinación de estas propiedades físicas y químicas se describe en Tejada (2009).

Dos BS edáficos fueron utilizados: (1) L, obtenido a partir de lodo de depuradora, y (2) P, obtenido a partir de plumas de pollo. Ambos BS se obtuvieron mediante procesos bioquímicos de hidrólisis enzimática, siguiendo la metodología descrita en García-Martínez et al. (2010). Su composición química así como la distribución de los pesos moleculares de sus constituyentes proteicos se muestran en la tabla 1. La metodología utilizada en la determinación de dichos parámetros se detalla en García-Martínez et al. (2010).

Tabla 1. Composición química y distribución del peso molecular de proteínas (media \pm desviación estándar) de ambos bioestimulantes edáficos. Los datos son la media de tres repeticiones. Columnas con letras diferentes indica diferencias significativas ($p < 0,05$)

	L	P
Materia orgánica (g kg ⁻¹)	773b \pm 21	463a \pm 48
N-Kjeldhal (g kg ⁻¹)	34,9b \pm 2,3	14,1a \pm 1,6
Carbohidratos totales (g kg ⁻¹)	42a \pm 19	65b \pm 11
P (g kg ⁻¹)	2,9a \pm 0,1	27b \pm 8
Pesos moleculares (Daltons)		
> 10000	21,4a \pm 2,6	23,8a \pm 2,4
10000 – 5000	7,3a \pm 1,5	9,1a \pm 1,1
5000 – 1000	5,5a \pm 2,0	25,1b \pm 2,6
1000 – 300	1,8a \pm 0,4	8,0b \pm 1,5
< 300	64,0b \pm 3,6	34,0a \pm 3,1

El herbicida utilizado fue Hermenon extra (MCPA 60% p/v) de Sipcam Iberia, a una dosis de 1,5 l ha⁻¹, que es la dosis mínima recomendada para cereales.

Para observar el comportamiento de MCPA en los suelos enmendados con ambos BS, se realizaron ensayos en microcosmos que consistieron en 400 g de suelo secado y tamizado a 2 mm que se introdujeron en botes de plástico. Antes de añadir los hidrolizados, se preincubó el suelo a 25 °C durante 7 días y se le añadió agua destilada con el objeto de que dicho suelo estuviese a 30-40% de su capacidad de campo (Tejada, 2009).

Dos días después de la aplicación de MCPA al suelo, L y P se aplicaron al suelo al 0,5% para el caso de L y 0,8% para P, aplicando de esta forma al suelo la misma cantidad de materia orgánica. Los tratamientos fertilizantes que se realizaron fueron los siguientes: (1) S: suelo control, no enmendado orgánicamente y sin MCPA; (2) S+MCPA: suelo no enmendado

orgánicamente y con MCPA; (3) S+L: suelo enmendado con L y sin MCPA; (4) S+P: suelo enmendado con P y sin MCPA; (5) S+L+ MCPA: suelo enmendado con L y con MCPA; y (6) S+P+ MCPA: suelo enmendado con P y con MCPA.

A los 2, 4, 7, 9, 30 y 60 días del período de incubación y para cada tratamiento, se determinó la actividad deshidrogenasa se midió por reducción de 2-*p*-iodofenil-3-*p*-nitrofenil-5-feniltetrazolio a iodonitrotetrazolio formazán (García et al., 1993). También se determinó ergosterol de acuerdo a la metodología propuesta por Djajakirana et al. (1996).

Con el objeto de observar posibles diferencias significativas entre los distintos tratamientos y fechas estudiadas en el suelo, se realizaron distintos análisis de varianzas de dos vías, utilizando el paquete informático Statgraphics versión Statgraphics Plus 2.1.

Resultados y discusión

Al final del periodo de incubación y comparado con el tratamiento S, la actividad deshidrogenasa disminuyó significativamente ($p < 0,05$) un 40% en el tratamiento S+MCPA, y el ergosterol disminuyó significativamente un 31,7% para el tratamiento S+MCPA, indicando el efecto adverso de este herbicida en ambos parámetros bioquímicos (Tabla 2). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Tejada et al. (2010), los cuales observaron que la aplicación de MCPA al suelo afectó negativamente a la evolución de la actividad deshidrogenasa y ergosterol del suelo durante el período experimental, lo que sugiere que dicho herbicida afecta a la actividad microbiana (bacterias y hongos) del suelo (Tabla 2).

Tabla 2. Evolución de la actividad deshidrogenasa y ergosterol (media \pm desviación estándar) en suelos con MCPA y sin y con ambos bioestimulantes experimentales. Letras diferentes encima de las columnas indica diferencias significativas ($p < 0,05$). INTF: 2-*p*-iodo-3-nitrofenil formazán

	Actividad deshidrogenasa ($\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{h}^{-1}$)					
	2	4	7	9	30	60
S	2,3b \pm 0,3	2,4b \pm 0,3	2,2b \pm 0,4	2,4b \pm 0,5	2,0b \pm 0,3	2,0b \pm 0,5
S+MCPA	2,1b \pm 0,4	1,8a \pm 0,3	1,6a \pm 0,3	1,4a \pm 0,2	1,2a \pm 0,4	1,2a \pm 0,2
S+L		16,0d \pm 1,2	30,5e \pm 2,4	20,2 \pm 1,8	5,2c \pm 1,1	3,5b \pm 1,3
S+P		13,7d \pm 1,4	20,4d \pm 1,6	16,3d \pm 1,2	4,1c \pm 1,1	3,3b \pm 0,8
S+L+MCPA		8,4c \pm 1,1	21,1d \pm 2,1	16,9d \pm 1,5	5,9 \pm 1,0	2,2b \pm 0,4
S+P+MCPA		5,9c \pm 1,4	15,3d \pm 1,8	11,1d \pm 1,1	4,3 \pm 0,9	2,1b \pm 0,4

	Ergosterol (mg kg^{-1})					
	2	4	7	9	30	60
S	1,2b \pm 0,3	1,1b \pm 0,3	1,2b \pm 0,2	1,2b \pm 0,3	1,0b \pm 0,2	1,2b \pm 0,3
S+MCPA	1,0ab \pm 0,1	0,95a \pm 0,08	0,92a \pm 0,08	0,88a \pm 0,09	0,80a \pm 0,08	0,82a \pm 0,10
S+L		2,7c \pm 0,5	5,4d \pm 0,7	3,9c \pm 1,1	2,5c \pm 0,8	1,9b \pm 0,5
S+P		2,2c \pm 0,3	4,0c \pm 0,8	2,8c \pm 0,9	2,2c \pm 0,5	1,8b \pm 0,4
S+L+MCPA		2,0b \pm 0,4	3,1c \pm 0,5	2,6c \pm 0,8	2,0b \pm 0,7	1,4b \pm 0,4
S+P+MCPA		1,6b \pm 0,4	2,8c \pm 0,4	2,3c \pm 0,8	1,8b \pm 0,5	1,3b \pm 0,3

La aplicación de ambos BS al suelo sin herbicida provocó un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa del suelo, principalmente a los 7 días de iniciado el periodo de incubación, donde comparando con el tratamiento control, la actividad deshidrogenasa significativamente ($p < 0,05$) aumentó un 92,8% para el tratamiento S+L, y un 89,2% para el tratamiento S+P. El ergosterol también fue mayor a los 7 días de iniciada la incubación. Comparado con el tratamiento S, el ergosterol significativamente ($p < 0,05$) aumentó un 77,8% para el tratamiento S+L, y un 70% para el tratamiento S+P. De acuerdo a García-Martínez et al. (2010), la aplicación al suelo de estos compuestos orgánicos con altos contenidos en proteínas de bajo peso molecular (< 300 daltons) estimulan rápidamente en un período de tiempo muy corto a los microorganismos del suelo, ya que dichos microorganismos encuentran el N en una forma muy fácilmente disponible.

Cuando se aplicaron ambos BS al suelo con el herbicida, se observó un descenso en la inhibición de la actividad deshidrogenasa y ergosterol. A los 7 días de iniciado el experimento y comparado con el tratamiento S+L, esta actividad enzimática disminuyó un 30,8% en el tratamiento S+L+MCPA, y comparado con el tratamiento S+P, la actividad deshidrogenasa disminuyó un 25% en el tratamiento S+P+MCPA. También a los 7 días de iniciado el experimento y comparado con el tratamiento S+L, el ergosterol disminuyó un 42,6% en el tratamiento S+L+MCPA. Comparado con el tratamiento S+P, el ergosterol disminuyó un 30% en el tratamiento S+P+MCPA. Posteriormente en ambos tratamientos S+L+MCPA y S+P+MCPA, la actividad deshidrogenasa y ergosterol fueron disminuyendo hasta que al final del periodo de incubación presentó valores muy similares al tratamiento. Estos resultados sugieren que la degradación de MCPA en suelo es consecuencia de la rápida estimulación de microorganismos que han sido capaces de tolerar la concentración del herbicida en suelo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los Proyectos CTM2011-29930-01 y CTM2011-29930-03 del Plan Nacional I+D del Ministerio de Ciencia e Innovación y por el Proyecto de Excelencia P11-RNM-7887 de la Junta de Andalucía.

Bibliografía

- Bandick AK, Dick RP. 1999. Field management effects on soil enzymes activities, *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1471-1479.
- Cabrera A, Cox L, Spokas KA, Celis R, Hermosín MC, Cornejo J, Koskinen WC. 2011. Comparative sorption and leaching study of the herbicides fluometuron and 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in a soil amended with biochars and other sorbents. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 12550-12560.
- Djajakirana G, Loergensen RG, Meyer B. 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22: 299-304.
- FAO. 1989. Carte Mondiale des Sols 1:5000000 - Légende révisée. Rapport sur les ressources en sols du monde, 60. FAO, Rome, p. 125.
- García C, Hernández T, Costa F, Ceccanti, B, Masciandaro G. 1993. The dehydrogenase activity of soils and ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: *Proceedings of the XI International Symposium Environmental Biogeochemistry* (Gallardo Lancho, JF ed.). Salamanca, Spain, p. 89-100.
- García-Martínez AM, Tejada M, Díaz A, Bautista JD, Rodríguez B, Parrado J. 2010. Enzymatic production of an organic soil biostimulant from wheat condensed distiller solubles: effects on soil biochemistry and biodiversity. *Process Biochemistry* 45: 1127-1133.
- Gianfreda L, Rao MA, Piotrowska A, Palumbo G, Colombo C. 2005. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations: intensive agricultural practices and organic pollution. *Science of Total Environment* 341: 265-279.
- Grant WD, West AW. 1986. Measurement of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine in soil: evaluation as indicators of microbial biomass. *Journal of Microbiological Methods* 6: 47-53.
- Tejada, M. 2009. Evolution of soil biological properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate + diflufenican herbicides. *Chemosphere* 76: 365-373.
- Tejada M, Garcia-Martínez AM, Gómez I, Parrado J. 2010. Application of MCPA herbicide on soils amended with biostimulants: Short-time effects on soil biological properties. *Chemosphere* 80: 1088-1094.
- Truu M, Truu J, Ivask M. 2008. Soil microbiological and biochemical properties for assessing the effect of agricultural management practices in Estonian cultivated soils. *European Journal of Soil Biology* 44: 231-237.
- Weete JD. 1989. Structure and function of sterols in fungi. *Advances in Lipid Research* 23: 115-167.

Rega deficitária em olivais de Trás-os-Montes: apresentação de um projecto em fase de instalação

A.A. Fernandes-Silva¹, F. Fonseca^{2*}, A. Almeida²

¹Centre for the Research and Technology of Agro-Environmental and Biological Sciences, CITAB, University of Trás-os-Montes and Alto Douro, UTAD, Quinta de Prados, 5000-801 Vila Real, Portugal

²Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal; *ffonseca@ipb.pt

Resumo

A oliveira (*Olea europaea* L.) é uma espécie parcimoniosa no que respeita ao consumo de água estando por isso bem adaptada a condições de aridez. Os mecanismos que desenvolveu de tolerância à seca (Fernández e Moreno, 1999; Fernandes-Silva, 2010) permitem que seja considerada apropriada para a implementação de rega deficitária. Se estudará a influencia de vários tratamentos de rega deficitária e uno olivar localizado na região da Terra Quente Transmontana, propriamente no Vale da Vilaríça. Na maioria das principais regiões olivícolas nacionais, especialmente na Região da Terra Quente Transmontana, a 2^o região com importância na produção de azeite, a água para a rega é escassa, não permitindo que as necessidades totais de água sejam satisfeitas (ETc), o que não deixa outra alternativa ao olivicultor senão regar de forma deficitária, apesar da quantificação da dotação de rega ser baseada numa base de tentativa erro, o que não se coaduna com a gestão sustentável deste recurso. Felizmente, a RDI tem sido referida como sendo útil para a produção de azeite (Morianan et al, 2003; Iniesta et al, 2009), sendo habitualmente aplicada na segunda fase de desenvolvimento do fruto, quando ocorre o endurecimento do caroço, uma vez que é o período menos sensível ao défice hídrico. Esta fase coincide geralmente com o período de elevada solicitação evaporativa, o que significa que a oliveira pode ser considerada uma cultura de grande interesse para a aplicação de RD. O estudo de diferentes estratégias de rega deficitária é ainda necessário para a cv. “Cobrançosa” e outras cultivares, de forma a identificar qual é a melhor estratégia de rega com vista à otimização dos recursos hídricos, produtividade e qualidade do azeite, dando continuidade aos trabalhos preliminares já realizados nesta região.

Introdução

A gestão da rega numa condição de crescente escassez de água, como a apontada pelos cenários de mudança global expectáveis, terá de ser realizada de forma mais eficiente, visando economizar recursos, reduzir impactos sobre estes e maximizar a produtividade das culturas regadas. Para fazer face à escassez de água, a adoção da rega deficitária (RD), definida como a aplicação de água abaixo das necessidades totais da cultura (evapotranspiração: ETc), apresenta-se como uma ferramenta importante para atingir a meta da redução do uso de água pela rega e aumentar a eficiência do uso da água. A rega deficitária (RD) é considerada essencial para uma olivicultura sustentável na região do Vale da Vilaríça (Trás-os-Montes) onde a água é um fator escasso.

Com este projeto, pretende-se implementar diferentes estratégias de rega deficitária de forma a identificar qual a que permite uma melhor eficiência do uso da água com vista à otimização dos recursos hídricos, produtividade e qualidade do azeite, dando continuidade a trabalhos preliminares já realizados nesta região.

O projeto encontra-se ainda em fase de instalação, embora praticamente terminada. O presente trabalho não pretende mais do que apresentar o projeto à comunidade científica e técnica, salientando os elementos específicos condizentes com este fórum.

Localização do ensaio e metodologia aplicadas

Instalaram-se cinco tratamentos de rega: i) bem regado (R) ou 100%ETc; ii) dois tratamentos de rega deficitária contínua (RDC), 25%ETc e 40%ETc; iii) rega deficitária controlada (RDI), com aplicação de 40% do bem regado, de 1 Junho a 15 julho, e de 1 Setembro a 15 Outubro, e não regando de 15 Julho a 1 Setembro e iv) rega deficitária controlada (RDI), com aplicação de 40% do bem regado, de 1 Junho a 5 Agosto, e de 1 de Setembro a 19 Outubro, e não regando de 5 Agosto a 1 de Setembro, num olival de cv. Cobrançosa em modo de produção biológico localizado na Terra Quente Transmontana, na Quinta Viaz, a empresa promotora. Os talhões correspondentes a cada tratamento foram aleatoriamente distribuídos em cada um dos 3 blocos que formam a área de ensaio, a qual ocupa cerca de 2,1 ha.

As tarefas do projeto são:

1. Instalação do ensaio e acompanhamento das variáveis meteorológicas
2. Acompanhamento da fenologia e dimensões do copado
3. Avaliação de indicadores do estado hídrico e comportamento fisiológico
4. Monitorização do conteúdo de água no solo, evapotranspiração e transpiração
5. Avaliação da radiação fotossinteticamente ativa (PAR)
6. Avaliação das perdas de solo e de água por erosão
7. Avaliação da produtividade e qualidade do azeite
8. Avaliação da eficiência de colheita mecânica da azeitona (destaque dos frutos)
9. Avaliação da capacidade de trabalho (árvores por hora) do equipamento de colheita
10. Promoção e divulgação do projeto

A área de ensaio situa-se num topo de encosta de declive moderado. O material originário dos solos é um depósito sedimentar Terciário, argiláceo com calhau rolado abundante. Os solos são de textura fina, com limitações do ponto de vista físico em termos de consistência e de permeabilidade, de acordo com a legenda da FAO/UNESCO (1987) classificados como Alissolos (Agroconsultores e Coba, 1991).

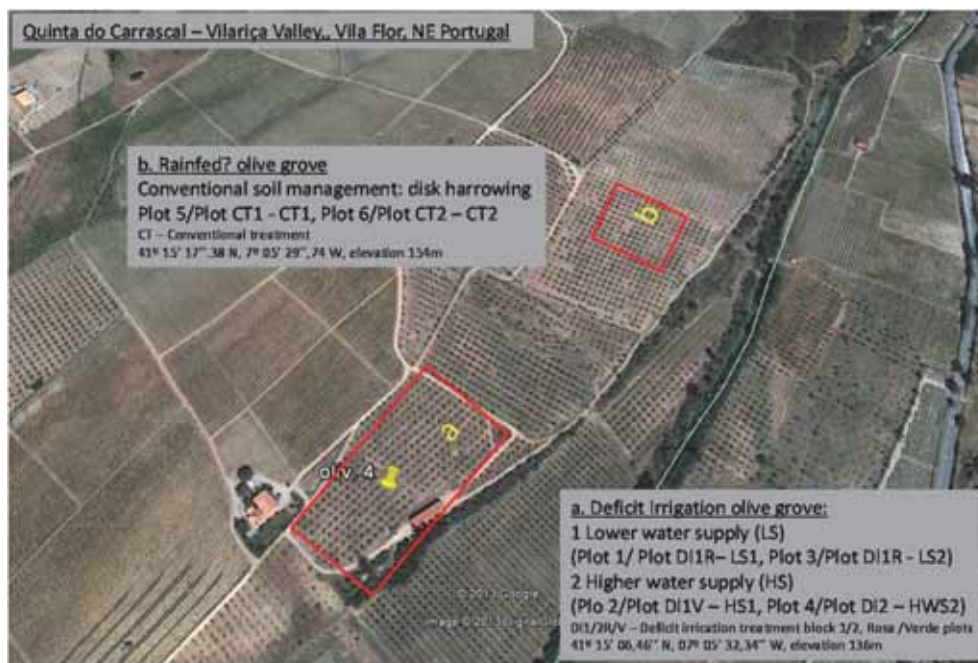


Figura 1. Localização do ensaio experimental.

No âmbito da tarefa 6, foram instalados 6 parcelas experimentais de erosão, 4 na área de ensaio, em dois blocos (I e II) e tratamentos (máxima e mínima dotação anual de rega), e 2 fora da área de ensaio, em declive mais acentuado. Nos primeiros, o solo encontra-se revestido de vegetação adventícia, sujeita ao esquema de gestão adotado para o ensaio de rega, enquanto nos segundos o solo foi mobilizado segundo o maior declive, constituindo condição de referência para a perdas de água e de solo em olivais convencionais em Tras-os-Montes, região onde o risco potencial de erosão é elevado e a proteção dos solos é elemento importante da sustentabilidade destes agrossistemas (de Graaff et al., 2010). As parcelas de erosão incluem 6 árvores cada, e têm 21 m de comprimento (segundo o maior declive) e 14 m de largura (segundo a curva de nível).

No âmbito da tarefa 8 foi avaliada ao longo das semanas que antecederam a colheita do primeiro ano, a evolução da força necessária para o destaque (*FRF – fruit removal force*) e peso dos frutos (*W*).

No âmbito da tarefa 9, a primeira campanha de colheita mecânica da azeitona foi acompanhada com a medição de parâmetros para avaliação da capacidade de trabalho do equipamento de colheita utilizado.

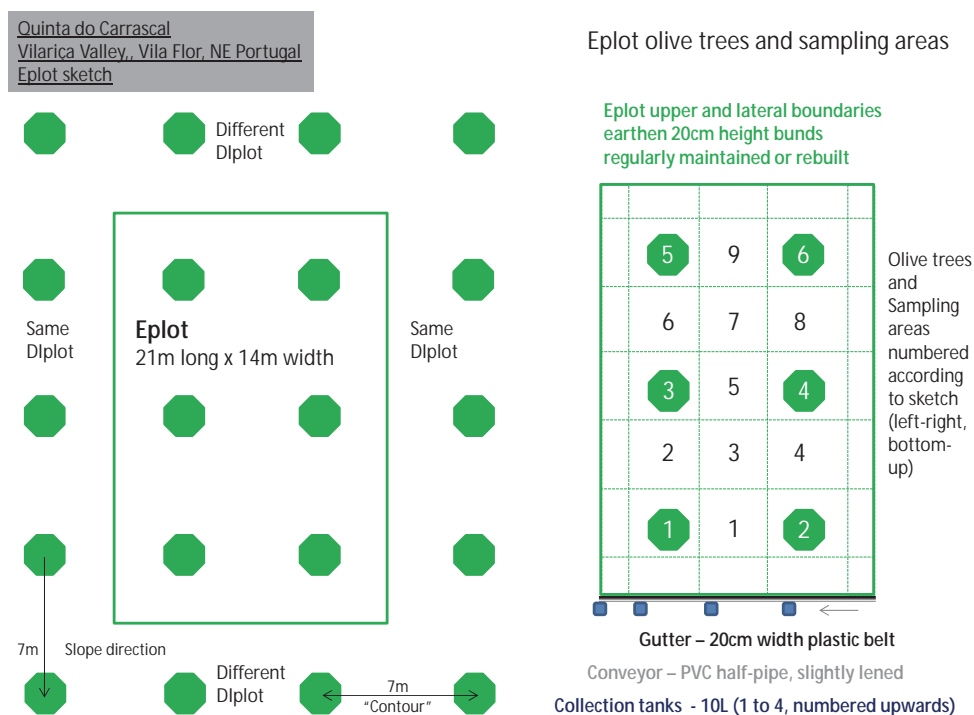


Figura 2. Parcelas de medição das perdas de solo e de água por erosão.

Resultados

O projecto não produziu ainda resultados na maior parte das suas tarefas.

De acordo com as expectativas quanto a resultados de perda de solo será possível passar a dispor de informação suplementar relevante quanto ao efeito das coberturas do solo por vegetação adventícia, em modo de produção biológico, na protecção dos solos contra a erosão, bem como sobre os impactos do tráfego das máquinas de colheita nas propriedades físicas e na resposta erosiva dos solos.



Figura 3. Ensaio experimental: aspecto do olival (esquerda), detalhe da copa das oliveiras (direita)..



Figura 4. Colheita mecânica da azeitona (esquerda) e instalação das parcelas de erosão (direita).

Bibliografia

- Agroconsultores e Coba. 1991. *Carta dos solos, carta do uso atual e carta da aptidão da terra do Nordeste de Portugal*. UTAD/PDRITM, Vila Real.
- Amirante, P., Tamborino (2012) A. *Olive Harvesting Systems in High Density Orchards*. Acta Horticulturae nº 949: 351-358.
- Almeida, Arlindo; Peça, José; Pinheiro, Anacleto; Dias, António; Santos, Luís S.S. dos; Reynolds, Domingos; Lopes, João (2007) - *Performance of three mechanical harvesting systems for olives in Portugal*. In 35th International Symposium on Agricultural Engineering. Opatija. Actual Tasks on Agricultural Engineering: 461-466.
- de Graaff, J., Duarte, F., Fleskens, L., Figueiredo, T. de. 2010. The future of olive groves on sloping land and ex-ante assessment of cross compliance for erosion control. *Land Use Policy* 27, 33–41.
- FAO/UNESCO. 1987. *Soil Map of the World (revised legend)*. FAO, Rome.
- Ferguson, Louise (2006). *Trends in Olive Harvesting in Trends in olive fruit handling previous to its industrial transformation*. *Grasas y Aceites*, 57 (1): 9-15.
- Fernandes-Silva, A. A. (2010). *Necessidades hídricas e resposta da oliveira (Olea europaea L.) ao Deficite hídrico na região da Terra Quente*. *Revista APH*, 41–42.
- Fernandez, J.E., Moreno, F., 1999. *Water use by the olive tree*. *J. Crop Prod.* 2, 101–162.
- Iniesta, F., Testi, L., Orgaz, F. and Villalobos, F. 2009. *The effect of regulated and continuous deficit irrigation on the water use, growth and yield of olive trees*. *Europ. J. Agronomy* 30:258-265.
- Moriana A, Orgaz F, Fereres E, Pastor M (2003) *Yield responses of a mature olive orchard to a water deficits*. *J Am Soc Hortic Sci* 128:425–431

Efecto del fertirriego en suelos dedicados al cultivo del almendro en condiciones semiáridas.

D. Reinaldos, I. García, V. González, S.T. Sánchez, M. Salvador, J.A. Sánchez *

Departamento de Agronomía. Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3. * jasanche@ual.es

Resumen

En una finca de almendros en clima semiárido del SE de España, se estudia el efecto continuado del fertirriego con aguas no sódicas (RAS = 2,16) y moderadamente salinas (CE = 2,08 dS/m). El aporte continuado durante el tiempo de abonos solubles, un exceso de abonado y/o un exceso de riego en condiciones climáticas semiáridas puede dar lugar a la salinización del suelo, aunque este tenga buen drenaje.

El agua y las sales del fertirriego se acumularon en la periferia del bulbo seco en superficie con valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes) mayores de 100 dS/m donde dominan los $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- y NO_3^- , sobre el resto de los aniones. En las demás casos la salinidad disminuye notablemente, especialmente en la zona del gotero.

La relación de adsorción de sodio (RAS) es mayor en las zonas de la periferia del bulbo, especialmente en superficie, con valores muy altos, con el Na^+ como catión dominante en la solución del suelo, lo que indica que hay un problema serio de alcalinización con destrucción de la estructura. Su valor disminuye fuertemente en la zona del gotero por el continuo lavado.

Introducción

El almendro prefiere suelos sueltos y arenosos, aunque vegetan en francos. Le son perjudiciales los suelos pesados, ya que no resiste la asfixia radicular. Es un frutal de zonas cálidas, por lo que resulta poco tolerante al frío, requiere escasas horas-frío (200-400) y es muy tolerante a la sequía. Se puede producir en secano de 300 mm, pero la rentabilidad se asegura a partir de los 600 mm. Es evidente que en regadío se mejora su rendimiento, pero un manejo inadecuado del riego puede conducir a la contaminación y salinización del suelo de forma irreversible y por consiguiente hacer que el cultivo pierda su rentabilidad (Phogat et al. 2013; Puerto et al. 2013).

El almendro es un árbol sensible a las sales con un umbral de CEes = 1,5 dS/m (FAO 1985). El objetivo de este trabajo es analizar, en un clima semiárido, el efecto de la fertirrigación con agua moderadamente salina en la distribución de las sales en el suelo.

Material y métodos

La zona de estudio se localiza en Puerto Lumbreras (Murcia, España), donde se cultivan unos 1900 almendros de 12 y 14 años, de variedades “garrigues” y “colorada” con un marco de plantación de 6,5 x 6,5 y sistema de fertirriego localizado por goteo, de 2 goteros/árbol y un caudal de 8 l/h, durante 5-6 horas diarias. El suelo es un Haplic Fluvisol (Calcaric, Sódic) (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007), con textura que oscila de franco arenosa a arenosa franca, bajos niveles de materia orgánica y de nutrientes, baja capacidad de cambio y contenidos en sales y sodio de bajos a moderados. El clima se caracteriza por tener el mayor número de horas de sol de Europa, con una precipitación media anual de 286 mm año⁻¹ y una temperatura media anual de 17 °C (entre 25,5°C en verano y 9,8°C en invierno). La Evapotranspiración Potencial (ETP) asciende a 863,8 mm año⁻¹ y en todos los meses, excepto enero y febrero, es superior a la precipitación (Reinaldos, D. 2013).

Para el estudio de la distribución de la salinidad en el suelo se han elegido dos de los 11 puntos característicos, por presentar los valores más elevados de conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes) y de Porcentaje de Sodio de Intercambio (PSI). En superficie el

suelo presenta una microtopografía con lomas (que corresponden con las zonas de la periferia del bulbo seco) y vaguadas (zona del gotero) de dimensiones centimétricas. Se muestreó en superficie y a 10 cm de profundidad, tanto en la periferia del bulbo seco (loma) y en la zona del gotero (vaguada) (Fig. 1).

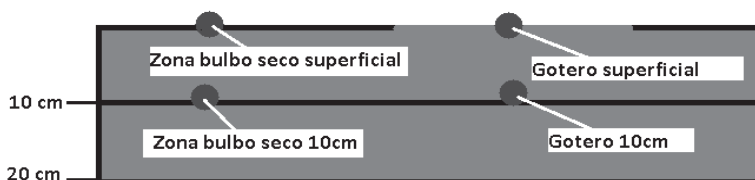


Figura 1.- Esquema de la metodología del muestreo.

Las muestras se secaron y tamizaron a 2 mm. El pH se midió en una suspensión suelo:agua (1:2,5). Se prepararon extractos de saturación de cada muestra (US Salinity Laboratory Staff, 1954) en los que se midió la CEes y la concentración de los distintos iones disueltos. Se tomaron muestras del agua de riego y del fertirriego, a los que se midió pH, CE y concentración iónica.

La concentración iónica de los extractos de saturación, del agua de riego y del fertirriego se midió por fotometría de llama (Na^+ y K^+), absorción atómica (Ca^{2+} y Mg^{2+}), cromatografía iónica (Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^-), y mediante valoración con H_2SO_4 usando fenolftaleína y naranja de metilo como indicadores (CO_3^{2-} y HCO_3^-). La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) se estimó en el agua de riego y en el fertirriego.

Resultados y discusión

En la tabla 1 se presentan la composición química del agua de riego antes de añadir el abono (pH = 7,5) y del fertirriego (pH = 7,3). Ambas presentan un moderado riesgo de salinización y bajo de salinización (FAO, 1985), con dominio de los cationes divalentes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) sobre los monovalentes (Na^+ y K^+), pero con cantidades importantes de Na^+ ; mientras que en los aniones dominan los SO_4^{2-} , Cl^- y HCO_3^- sobre NO_3^- y CO_3^{2-} .

Tabla 1. Conductividad eléctrica (CEes), Relación de Adsorción de Sodio (RAS) y contenido en cationes y aniones del agua de riego y el fertirriego.

	Cationes (mmolc L ⁻¹)				Aniones (mmolc L ⁻¹)					RAS	CEes (dS/m)
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻		
Agua	4,5	12,1	6,2	0,2	3,44	8,6	0,2	0,2	2,3	2,8	2,1
Fertirriego	7,0	9,5	5,3	0,2	4,50	7,8	0,2	1,6	3,0	1,8	1,9

El uso continuado del fertirriego y las características climáticas de la zona ha provocado que las sales se acumularan en la periferia del bulbo (tablas 2 y 3), sin afectar, al menos de forma importante, a la tasa de infiltración del suelo por su textura gruesa, pero si ha favorecido la formación de pequeñas vaguadas en la zona del gotero (Figura 2).

Las sales acumuladas en las lomas suponen alrededor el 80% del total de las sales del perfil, donde se acumulan fundamentalmente, SO_4^{2-} , Cl^- y NO_3^- como aniones y Mg^{2+} , Na^+ y K^+ como cationes.

Los iones CO_3^{2-} y HCO_3^- alcanzaron mayor concentración en las vaguadas pero sin que se produjera un aumento del pH (tabla 2) ya que no se formaron sales sódicas. Las elevadas concentraciones de SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ y Mg^{2+} (tablas 2 y 3) en las lomas tienen su origen en el agua de riego (tabla 1), mientras que la de NO_3^- y K^+ (tablas 2 y 3) es muy superior a la del agua utilizada para el riego lo que indica, de forma clara, que la salinización del suelo está

condicionada no solo por el aporte de sales del agua de riego sino también por el abonado y, en general, por las prácticas de manejo del cultivo del almendro.

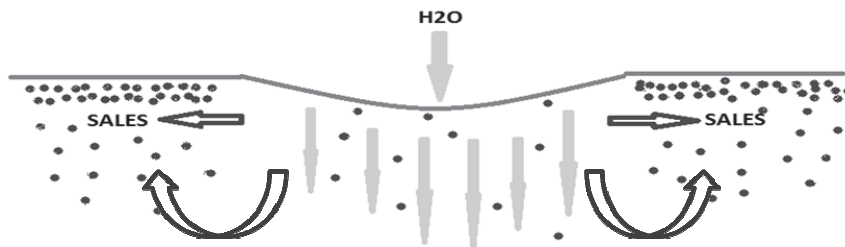


Figura 2. Esquema de distribución de las sales.

Tabla 2. Cationes y Relación de Adsorción de Sodio de la solución del suelo de las lomas y vaguadas en profundidad.

Prof (cm)	Cationes (mmolc L ⁻¹)				RAS
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	
<i>Loma 1 (0-10)</i>	38,7	1830,9	2672,0	418,3	87,4
<i>Loma 1 (10-20)</i>	26,3	74,1	119,3	8,1	16,8
<i>Vaguada1 (0-10)</i>	31,8	77,4	98,6	5,8	13,3
<i>Vaguada 1 (10-20)</i>	22,1	27,6	38,7	2,3	7,8
<i>Loma 2 (0-10)</i>	64,1	1347,5	1793,9	261,0	67,5
<i>Loma 2 (10-20)</i>	27,2	67,1	109,0	7,4	15,9
<i>Vaguada 2 (0-10)</i>	14,9	15,6	13,9	2,2	3,6
<i>Vaguada 2 (10-20)</i>	14,5	16,1	9,8	1,8	2,5

Tabla 3. Aniones, conductividad eléctrica del extracto de saturación y total de sales disueltas (TSD) de la solución del suelo y pH del suelo.

Prof (cm)	Aniones (mmolc L ⁻¹)					CEes (dS/m)	TSD (g/kg)	pH suelo
	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻			
<i>Loma 1 (0-10)</i>	1630,7	2238,1	792,9	3,9	2,5	103,3	66,1	7,6
<i>Loma 1 (10-20)</i>	99,3	70,4	28,6	0,3	1,2	14,9	9,5	7,4
<i>Vaguada1 (0-10)</i>	61,5	97,3	19,5	6,0	10,4	12,3	7,9	7,2
<i>Vaguada 1 (10-20)</i>	17,0	45,0	1,9	5,2	8,2	4,1	2,6	7,2
<i>Loma 2 (0-10)</i>	957,0	1382,5	318,7	0,5	1,8	87,5	56,0	7,4
<i>Loma 2 (10-20)</i>	59,8	66,4	13,1	1,3	11,0	13,2	8,5	7,3
<i>Vaguada 2 (0-10)</i>	10,7	19,3	1,2	3,0	5,8	3,3	2,1	7,1
<i>Vaguada 2 (10-20)</i>	9,6	19,4	1,5	2,8	4,6	3,3	2,1	7,1

La menor salinidad de las vaguadas hace que el almendro tienda a concentrar sus raíces bajo la vaguada; no obstante, el agua de lluvia tenderá a lavar las sales de las lomas y a acumularlas de nuevo en las vaguadas, lo que presumiblemente provocaría un incremento de la salinidad en la zona radicular y obligará al agricultor a regar después de cualquier evento lluvioso, con el consiguiente incremento en el gasto. Por tanto se trata de un sistema de cultivo no sostenible en el tiempo que, por otra parte, se solucionaría simplemente incrementando el contenido de calcio en el agua de riego y disminuyendo su RAS y modificando la distribución de las sales, ya sea cambiando periódicamente la situación de los goteros o rompiendo la distribución de las sales con el arado.

El riego por goteo con agua moderadamente sódica y con bajo riesgo de salinización da lugar, en las condiciones climáticas del sureste español e incluso en suelos carbonatados, a un

brusco aumento de la Relación de Adsorción de Sodio, a la formación de un sistema vaguadas y lomas y a la salinización de los suelos del entorno de las lomas. En estas condiciones, el aprovechamiento del agua de riego se reduce considerablemente, al tiempo que obliga a aportes de agua extra incrementando los gastos y reduciendo el rendimiento del cultivo.

Bibliografía

- FAO 1985. Water quality for agriculture. *FAO Irrigation and Drainage*. Paper 29. Rome. Italy. 174 pp.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informe sobre Recursos Mundiales de Suelos N° 103. FAO. Roma.
- Phogat V, Skewes Mark A, Mahadevan M, Cox JW. 2013. Evaluation of soil plant system response to pulsed drip irrigation of an almond tree under sustained stress conditions. *Agricultural Water Management* 118:1– 11.
- Puerto P, Domingo R, Torres R, Pérez-Pastor A, M. García-Riquelme M. 2013. Remote management of deficit irrigation in almond trees based on maximum daily trunk shrinkage. Water relations and yield. *Agricultural Water Management* 126:33– 45.
- Reinaldos D. 2013. Evaluación de los suelos en una finca de almendros en regadío en el término municipal de Puerto Lumbreras (El Esparragal). Propuestas de mejora. Proyecto Fin de Carrera. Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad de Almería. 91 pp.

Una nueva propuesta de evaluación de la calidad del suelo y su aplicación en el olivar de Jaén

J. Calero¹, F. Comino², P. González¹, V. Aranda¹

¹Departamento de Geología, Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, 23071 Jaén, España; jcalero@ujaen.es; pablo_gonzalez_14@outlook.com; varanda@ujaen.es

²Departamento de Química Física y Analítica, Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, 23071 Jaén, España; fcr00011@red.ujaen.es

Resumen

En el presente trabajo se ha evaluado la calidad del suelo a través del análisis de las propiedades morfológicas de un olivar ecológico sobre coluvios de Sierra Mágina (Jaén). Para ello se ha aplicado un índice sintético, originalmente desarrollado para el conjunto de la provincia de Jaén, el Field Soil Quality Index -FSQI-. Se ha constatado su capacidad para obtener resultados clasificatorios muy válidos a nivel local.

El objetivo fundamental de este estudio persigue afinar el método de análisis de indicadores multiparamétricos de calidad del suelo y poder establecer comparaciones entre diferentes manejos del suelo de olivar; así como que pueda ser aplicado a otros manejos y zonas geográficas diferentes. Se pretende mostrar las diferencias de calidad del suelo en función del tipo de cultivo (convencional y ecológico), así como su comparación con el suelo de bosque natural, a fin de mantener este índice en rangos aceptables que garanticen la estabilidad agroambiental a largo plazo y poder discriminar entre suelos de alta calidad (de conservación aceptable) y suelos de baja calidad (degradados).

Introducción

Se entiende por calidad del suelo (Soil Quality) la capacidad que presenta éste para cumplir funciones de mantenimiento de la actividad, diversidad y productividad biológica y regulación de flujo y almacenaje de material, nutrientes y agua (Karlen et al., 1994). En el caso del cultivo de olivar este concepto toma aún más relevancia, debido a la perentoria necesidad de mantener esta calidad a lo largo del tiempo para evitar que disminuya la fertilidad y capacidad de mantenimiento de la planta, así como su degradación. Una vez definida la calidad del suelo se han establecido en estos últimos años una serie de índices para estimar dicha calidad de forma cuantitativa mediante indicadores de la calidad del suelo (ICS). Estos índices se pueden clasificar en función de la fertilidad física, química y biológica del suelo (Velásquez et al., 2007).

El índice de calidad del suelo (SQI) se establece a través de la combinación de ICS. Previamente, los parámetros medidos se estandarizan mediante la función denominada *scoring*, entre valores de 0.1 y 1. Una vez estandarizados, para combinarlos en el SQI, se ponderan asignando un peso relativo a cada indicador. De esta forma, los datos morfológicos para establecer el índice de calidad del suelo morfológico de campo (FSQI) se pueden estandarizar y ponderar mediante el empleo de un *Análisis de Componentes Principales Categóricos* (CatPCA), incluida en el paquete estadístico SPSS (v. 10, Inc., Chicago). Esta técnica combina los datos morfológicos en componentes principales, empleando el % de varianza (carga factorial) como factor de ponderación de los indicadores en el índice. Además, la técnica permite, mediante un proceso de *Escalamiento Óptimo*, obtener los *scoring* de forma automática.

Calero et al. (2008), establece las bases para el desarrollo de un índice de calidad del suelo a través de parámetros morfológicos (FSQI) donde son ajustados por CatPCA. Con indicadores estandarizados mediante un *scoring* correcto ($qICM_{ij}$, con $i = 1, \dots, n$, n° de suelos estudiados y

$j = 1, \dots, p$, n° de indicadores del modelo) y los factores de ponderación morfológicos ($wICSM_j$, varianza total explicada por del indicador j), el cálculo del índice de calidad del suelo morfológico (FSQI) se calcula con la siguiente fórmula:

$$FSQI_{ij} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^p (wICSM_j \times qICSM_{ij}) = wICSM_1 * qICSM_{i1} + wICSM_2 * qICSM_{i2} + \dots + wICSM_j * qICSM_{ij}$$

La ponderación ($wICSM_j$) de múltiples indicadores de calidad (*índices multiparamétricos*) se realiza para evaluar la calidad del suelo en el caso de que un indicador posea más importancia que los restantes; para ello se hace una suma ponderada por factor de ponderación del indicador ($wICSM_j$). Sin olvidar normalizar los datos de nuevo (valores 0-1) con la función:

$$FSQ'i = 0, 1 + \frac{FSQI_i - FSQI_{min}}{FSQI_{max} - FSQI_{min}}$$

Donde FSQImax y FSQImin corresponden al suelo más y menos degradado del área estudiada.

Se obtiene de este modo unos resultados del índice de calidad para diferentes tipos de suelo: encinar (LDF), encinar adhesionado (XW), plantaciones de pinos seminaturales (FP), matorral alto (XS), matorral degradado y pastos (PDG), cultivos anuales (AFC), espartal (ST) y cultivo de olivar convencional (C-OL).

Como objetivo fundamental se aplicará el FSQI a través de parámetros morfológicos para las muestras adquiridas de olivar ecológico sobre coluvios (O-OL) para comparar la calidad del suelo sometido a diferentes manejos, así como para poder determinar la diferencia de calidad que pudiera presentar el olivar ecológico sobre coluvios estudiado con respecto a otras tipologías de suelo.

Material y Métodos

Las muestras recogidas para el estudio proceden del Barranco del Atanor (Bédmar, Sierra Mágina, Jaén). Estas muestras fueron analizadas *in situ* para obtener parámetros morfológicos como la Textura y la Estructura (Grado, Clase y Tipo). Se tomaron un total de cuarenta muestras de olivar ecológico sobre coluvios (O-OL).

Posteriormente, en laboratorio, se estimaron el resto de parámetros morfológicos como son el Color (Seco y Húmedo) mediante el sistema Munsell (Munsell Color Company, 1990). Los atributos de color, aún siendo numéricos, son tratados como categóricos. También se estima la Consistencia (Seco, Húmedo y Mojado, esta última en función de Plasticidad y Adhesividad), contenido en Raíces (Abundancia y Tamaño) y Porosidad (Abundancia y Tamaño) según las categorías de la guía para la descripción de perfiles de suelos de la FAO-1977.

Estos datos así recolectados junto con los almacenados en la base de datos original acumulan unos 300 horizontes de suelo descrito, haciendo válido el método (CatPCA) para establecer el modelo FSQ, y su posterior aplicación y validación en Sierra Mágina.

Resultados y Discusión

A partir de esta base de datos, se realiza el ajuste del modelo mediante CatPCA logrando un escalamiento óptimo de las variables categóricas, normalización y discretización de las variables numéricas y, finalmente, el cálculo de los factores en un Análisis de Componentes Principales (PCA). De entre los múltiples parámetros ajustables del CatPCA, el más importante es el número de componentes principales categóricos (dimensiones) del modelo. En nuestro caso, se seleccionó el modelo de 3 dimensiones porque explicaba el mayor % de varianza.

La validación del índice obtenido se realiza mediante el estudio de la varianza (ANOVA, Tabla 1) entre los suelos pertenecientes a una misma *Unidad de uso de la tierra (LUT)* (Figura 1) obteniendo de grado de significación de 99,9%.

Tabla 1. Validación de los factores obtenidos

FSQI	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	5,678	8	,710	104,662	,000
Intra-grupos	,943	139	,007		
Total	6,621	147			

En este caso se tiene en cuenta las diferentes variables estandarizadas correspondientes a las diferentes tipologías de suelo. Estableciendo un test de S-N-K de estos valores estandarizados se aprecian diferencias significativas en cuanto a valores medios del FSQI entre diferentes LUT (*Unidades de uso de la Tierra*) (Tabla 2).

Tabla 2. Test de Student-Newman-Keuls (S-N-K) para las medias de los grupos en los subconjuntos homogéneos. Aplicación del FSQI

LUT	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
C-OL	73	,24395				
AFC	14	,24736				
XS	5		,42740			
PDG	9		,43444			
XW	18			,53350		
PF	6			,56900	,56900	
ST	5			,58360	,58360	
O-OL(FSQImag)	9				,63844	
LDF	9					,91778
Sig.		,931	,859	,417	,189	1,000

Encinar (LDF), encinar adhesionado (XW), plantaciones de pinos seminaturales (FP), matorral alto (XS), matorral degradado y pastos (PDG), cultivos anuales (AFC), espartal (ST), cultivo de olivar convencional (C-OL), olivar ecológico (O-OL).

A través del análisis de los datos morfológicos de las muestras de suelo, con los que se obtuvo el índice de calidad del suelo morfológico de campo FSQI, inicialmente estandarizados y sometidos la técnica de *Análisis de Componentes Principales Categóricas (CatPCA)*, se obtiene como resultado para el olivar ecológico de Sierra Mágina (O-OL) sobre coluvios un valor de 0,630, estando incluida en el grupo de LUTs constituido por encinares adhesionados, pinares renaturalizados y espartales (Tabla 2; Figura 1). Los valores registrados de FSQI para LDF (0,941), XW (0,754), FP (0,724), XS (0,650), PDG (0,506), AFC (0,416), ST (0,630) y C-OL (0,381) van a permitir comparar estas tipologías con la de olivar ecológico sobre coluvios (Figura 1).

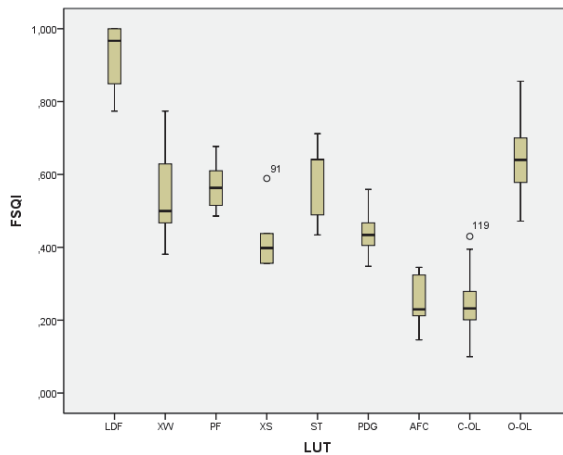


Figura 1. Diagrama de cajas para valores de índices de calidad del suelo FSQI para los diferentes LUTs. Encinar (LDF), encinar adhesado (XW), plantaciones de pinos seminaturales (FP), matorral alto (XS), matorral degradado y pastos (PDG), cultivos anuales (AFC), espartal (ST), cultivo de olivar convencional (C-OL), olivar ecológico (O-OL).

Con los resultados obtenidos se aprecia que el olivar ecológico sobre coluvios presenta un índice de calidad del suelo (0,630) significativamente mayor que el índice del olivar convencional (0,381). Por tanto, se discrimina perfectamente el suelo degradado, por prácticas agrícolas intensivas y poco sostenibles, del suelo bien conservado sometido a prácticas de agricultura ecológica. Se puede estimar que un olivar con manejo ecológico mantiene las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo mejorando, entre otras, la estructura, la porosidad, la disponibilidad de nutrientes, así como su biodiversidad.

Si se compara con otros tipos de suelo y uso, como los matorrales (PDG y XS), el olivar ecológico presenta una mayor calidad, lo que nos indica, que este tipo de manejo puede ser viable para el cultivo del olivar, garantizando su sostenibilidad futura.

La elección de un manejo u otro va a determinar la calidad del suelo a largo plazo, siendo muy importante su conservación y el empleo de estrategias que eviten la degradación del mismo, así como de la planta y del agrosistema del olivar en general. Por consiguiente, la utilización de herramientas, como la que en este trabajo se propone, que permiten evaluar la calidad del suelo a través de un índice sintético, son esenciales en una nueva agricultura de precisión.

Bibliografía

- Calero, J., Delgado, R., Delgado, G., Martín-García, J.M., 2008. Transformation of categorical field soil morphological properties into numerical properties for the study of chronosequences. *Geoderma* 145, 278-287.
- Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication No. 35, SSSA, Madison, WI, pp. 53-72.
- Velásquez, E., Lavalle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 3066-3080.

Índice de calidad de suelos desarrollados sobre una cantera de serpentinita (Moeche, NO España)

A. Rodríguez-Seijo^{1*}, D. Arenas-Lago¹, M. Lago-Vila¹, M.L. Andrade¹, F.A. Vega¹

¹Departamento de Biología Vexetal e Ciencia do Solo. Universidade de Vigo, España;
*andresrodriguezseijo@uvigo.es

Resumen

El conocimiento del nivel de la calidad del suelo permite poder llevar a cabo adecuadas labores de restauración de espacios degradados como los de canteras abandonadas. Para diferentes suelos de una antigua cantera de serpentinita en Moeche (NO España) se han obtenido índices de calidad (SQI) utilizando diferentes parámetros físicos y químicos (pH, densidad, textura, contenidos asimilable y total de metales pesados, de cationes intercambiables y totales de N y materia orgánica). A estos parámetros se le asignaron diferentes valores para poder integrarlos en un único índice de calidad que permite comparar y seguir la evolución temporal de los suelos estudiados. Los resultados obtenidos manifiestan una pobre calidad de los suelos (<16,67%; excepto el control: 58,33%), debida principalmente al bajo contenido de nutrientes, a la fuerte pedregosidad y a elevados contenidos de Ni disponible. El uso de este índice permitirá efectuar un seguimiento temporal de la evolución de la calidad de los suelos procedentes de esta cantera abandonada. Los manejos de rehabilitación de esta zona deben perseguir la implantación de una cubierta vegetal; preferiblemente serpentínófila, que ayudará a corregir los desequilibrios nutricionales, a mejorar la calidad y a evitar efectos adversos en áreas vecinas.

Introducción

Las actividades de cantería, crean fuertes impactos debido a la alteración de la topografía original y a la elevada cantidad de residuos generados, que modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos originales, ocasionando un entorno hostil que limita el desarrollo de plantas, animales y microorganismos (Darwish et al., 2011; Raizada y Juyal, 2012).

La erosión es uno de los mayores problemas en los procesos de rehabilitación de estas zonas abandonadas, ya que el sistema de explotación en terrazas, incrementa la erosión física y química del suelo, demorando el establecimiento de plantas que minimicen el impacto paisajístico y faciliten la inmovilización de contaminantes (Clemente et al., 2004).

Los suelos de áreas serpentinizadas, en los que el material geológico deriva de rocas ultramáficas, representan en torno al 5% de la superficie de Galicia (NO España) (Miranda et al., 2009). En general, tienen altas concentraciones de metales pesados (Co, Cu, Cr, Mn, Ni), bajas relaciones Ca/Mg y deficiencias de macronutrientes (N, P, K), por lo que su fertilidad es baja (Freitas et al., 2004; Brady et al., 2005; Lazarus et al., 2011).

La vegetación natural que se desarrolla en estos suelos está influida por estrés nutricional, por una excesiva exposición a los mencionados metales y por una elevada intensidad lumínica. Su porte suele ser, por tanto, reducido y su apariencia xeromorfa, con un sistema radical muy desarrollado. En estas zonas se localizan elevadas tasas de endemismos y morfotipos diferentes a los de especies iguales de áreas no serpentiniticas (Freitas et al., 2004; Kazakou et al., 2008).

Por ello, los procesos de desarrollo de una cubierta vegetal espontánea o inducida están limitados, tanto por las condiciones endógenas del suelo, como por las derivadas de la extracción en la cantera.

El conocimiento de la calidad del suelo es un paso previo para el correcto desarrollo de

adecuadas labores de restauración de un espacio degradado, como el de canteras abandonadas. Son ambientes empobrecidos que es preciso recuperar para prevenir efectos adversos en áreas vecinas (contaminación por metales pesados, colmatación tras el lavado, arrastre y depósito de finos,...) a la vez que se evita que las zonas de explotación sean estériles (Asensio et al., 2013). Amacher et al. (2007) propusieron el uso de un indicador que integra las propiedades físicas y químicas del suelo en un único valor que permite conocer el estado y la calidad del suelo.

El área de cantería de serpentinita de Ortegaleja (NO España) presenta zonas altamente degradadas en las que se acumulan los residuos de las explotaciones y se forman escombreras sobre las que se desarrollaron someros Tecnosoles espólicos que es preciso rehabilitar, además de Leptosoles líticos en la zona de corta. Por todo ello el objetivo de este trabajo fue determinar la calidad de diversos suelos de una cantera de serpentinita (Moeche, NO España) utilizando diferentes parámetros físicos y químicos.

Material y métodos

El área de estudio se encuentra en la cantera de Penas Albas, en Moeche (A Coruña, NO España) (Datum ETRS89 / UTM 29N 43°31'42.46" N, 8°0'35.61"W). Es una antigua explotación de serpentinita utilizada como fundente en la siderurgia y como piedra ornamental (Pereira et al., 2007). Estuvo activa hasta finales de la década de 1990 y dejó una gran cantidad de residuos en el entorno de la explotación, con zonas de escombrera sin restaurar y sin cubierta vegetal que limite los procesos erosivos.

Se seleccionaron cuatro zonas con diferentes grados de pendiente, pedregosidad y cobertura vegetal (dominio de *Festuca rubra* L. y algunos ejemplares de *Juncus* L.): tres de ellas en las escombreras de la cantera (S1, S2, S3; Tecnosoles espólicos) y otra en la zona de corta (S4; Leptosol lítico), además de un área control (S5; Leptosol lítico) reforestada (dominada por *Pinus pinaster* Ait.) en el exterior de la cantera. En cada zona se recogieron tres muestras (0-20 cm) que se mezclaron y homogeneizaron para formar una única muestra compuesta de cada uno. Se secaron al aire y posteriormente se tamizaron (>2 mm) y homogeneizaron. Esta muestra compuesta se subdividió en tres submuestras para el análisis de los distintos parámetros físicos y químicos del suelo. Se determinaron pH, pedregosidad, textura, densidad, CEC, contenidos de cationes intercambiables, asimilable de metales pesados y totales de metales pesados, N y de materia orgánica.

Para la determinación del índice de calidad del suelo (SQI), se adaptó el modelo propuesto por Asensio et al. (2013), que asigna puntuaciones a las distintas propiedades y componentes, obteniendo un valor final cercano o inferior al 0% para suelos de muy baja calidad y del 100% (valor máximo) para aquellos de muy alta calidad.

Todos los análisis se realizaron por triplicado y se muestra como resultado de cada parámetro la media (expresada en materia seca). Los datos obtenidos se analizaron con el programa estadístico SPSS Statistics IBM-19 (SPSS, Inc., Chicago, IL). Se realizaron diferentes análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de homogeneidad para todas las variables analizadas. En caso de homogeneidad, se realizó, como prueba post-hoc, el test de mínima distancia significativa o, de lo contrario, el test T3 de Dunnett.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 figuran los resultados de la determinación de las propiedades y componentes utilizados para aplicar el modelo y calcular el índice de calidad, así como la puntuación asignada a cada uno de ellos y el índice de calidad (SQI) para cada suelo.

Como era esperable el suelo con mayor índice de calidad es el control (S5), con un índice de 58,33 %. Para los Tecnosoles espólicos (S1, S2, S3) y el Leptosol lítico (S4) los valores son mucho menores: 16,67% en S2, 0% en S3 y -8,33% en S1 y S4 (Tabla 1) indicando una pobre

calidad de estos suelos.

La causa principal de esta baja calidad de los suelos es, según el índice utilizado, debida a carencias de C orgánico, N o arcilla (se les asigna valor 0); a la pedregosidad y al contenido de Ni (con valoración negativa) porque causan efectos adversos en la mayoría de plantas.

Por ejemplo, al comparar entre los suelos S2 y S3 (16,67 y 0%, respectivamente), el hecho de que S2 contenga la mayor cantidad de C orgánico y que el de N, nutriente esencial, sea 420 mg kg⁻¹, influye favorablemente en la calidad del suelo. Además es destacable que, aunque el suelo control (S5) tiene unas características que le confieren mejor calidad, ésta (SQI= 58,33%) no es muy alta. Es sin embargo razonable en un suelo somero desarrollado sobre serpentinita y que generalmente tienen escasas capacidad productiva y fertilidad (Fernández et al., 1999; Freitas et al., 2004).

Tabla 1: Índice de calidad (SQI), valores (V) y puntuaciones (P) para cada una de las variables seleccionadas en los suelos seleccionados.

Indicador	S1		S2		S3		S4		S5	
	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P
Pedregosidad (% v/v)	64,43c	-1	60,7c	-1	77,5a	-1	69,53b	-1	39,56d	1
pH	7,98ab	1	7,81b	1	8,05a	1	7,87b	1	5,99c	2
Densidad (g cm ⁻³)	1,85a	0	1,35c	1	1,4c	1	1,7b	0	1,62b	0
Al ³⁺ (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	0,01b	1	0,01b	1	nd	1	nd	1	0,12a	1
CICE (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	5,21d	0	19,59a	1	6,15c	0	5,66cd	0	16,76b	1
SOC (g kg ⁻¹)	7,73c	0	11,51b	0	3,39d	0	3,21cd	0	26,84a	1
Total N (mg kg ⁻¹)	nd	0	420b	1	nd	0	nd	0	2750a	2
Arcilla (%)	4,05e	0	14,11b	0	11,56c	0	7,08d	0	26,71a	1
Ni CaCl ₂ -extraíble (mg kg ⁻¹)	273,86a	-1	153b	-1	99,05d	-1	111,53c	-1	96d	-1
Pseudototal Ni (mg kg ⁻¹)	2039a	-1	1861b	-1	1342d	-1	1449c	-1	1470c	-1
Pseudototal Zn (mg kg ⁻¹)	34c	0	63b	0	58b	0	32c	0	115a	0
SQI (%)	-8,33d		16,67b		0c		-8,33d		58,33a	

CICE: capacidad intercambio catiónico efectiva; SOC: carbono orgánico del suelo; nd: no detectable. Para cada parámetro valores con diferentes letras indican diferencias significativas para $p < 0.05$.

Utilizando el índice de calidad formulado por Amacher et al. (2007), que varía entre 0 y 100 %, en el que se basa el modelo propuesto por Asensio et al. (2013), los resultados que se obtienen son: 16,67% en S1, 38,39% en S2, 33,33% en S3, 22,22% en S4 y 50% en S5. Son valores muy en la línea de los resultados que figuran en la Tabla 1 y que en cualquier caso indican una baja calidad de los suelos desarrollados en el área de la antigua cantera.

Uno de los principales retos en las labores de restauración de los suelos de esta explotación, será corregir las deficiencias nutricionales; mediante aportes de nitrógeno y de materia orgánica. Sin embargo, aunque el aporte de nutrientes puede mejorar la productividad vegetal, estas iniciativas hay que ejecutarlas con sumo cuidado ya que pueden perjudicar la diversidad vegetal de la zona; haciendo que a largo plazo se requieran más aportes de fertilizantes que los que serían necesarios en una comunidad diversa y con especies nativas, que se mantendría sin apenas manejos a lo largo del tiempo (Kazakou et al., 2008; Oliveira et al., 2011).

Por lo tanto, es especialmente necesario intentar disminuir el contenido de Ni disponible mediante la implantación de una cubierta vegetal fitoextractora, o al menos que favorezca su inmovilización, promoviendo el establecimiento de especies serpentinófilas, tolerantes a las características empobrecidas de los suelos de serpentinita y que son hiperacumuladoras de Co, Cr y Ni (Freitas et al., 2004; Brady et al., 2005; Asemaneh et al., 2007).

En futuros trabajos, es necesario, analizar mayor número de características y componentes del suelo así como realizar un seguimiento de la evolución temporal de la calidad de los suelos donde incremente la vegetación espontánea o se realicen labores de revegetación, para poder efectuar un seguimiento de su evolución y poder elegir el manejo idóneo.

Agradecimientos

A la Xunta de Galicia por la financiación del proyecto EM2013/018. F.A. Vega y D. Arenas-Lago, agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación y a la Universidad de Vigo por la beca Ramón y Cajal y por la FPI-MICINN, respectivamente.

Bibliografía

- Amacher MC, O'Neill KP, Perry CH, Service F. 2007. *Soil vital signs: A New soil quality index (SQI) for assessing forest soil health*. Research paper RMRS/RP/65WWW. US Department of Agriculture. Fort Collins, CO. Rocky Mountain Research Station. 12 p.
- Asemaneh T, Ghaderian SM, Baker AJM. 2007. Responses to mg/ca balance in an Iranian serpentine endemic plant, *Cleome heratensis* (Capparaceae) and a related non-serpentine species, *C. foliolosa*. *Plant Soil* 293:49–59.
- Asensio V, Guala SD, Vega FA, Covelo EF. 2013. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32:2240–2248.
- Brady KU, Kruckberg AR, Bradshaw Jr HD. 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36:243-266.
- Clemente AS, Werner C, Máguas C, Cabral MS, Martins-Louçao A, Correia O. 2004. Restoration of a Limestone Quarry: Effect of Soil Amendments on the Establishment of Native Mediterranean Sclerophyllous Shrubs. *Restoration Ecology* 12(1):20-28.
- Darwish T, Khater C, Jomaa I, Stehouwer R, Shaban A, Hamzé M. 2011. Environmental impact of quarries on natural resources in Lebanon. *Land Degradation & Development* 22:345–358.
- Fernández S, Seoane S, Merino A. 1999. Plant heavy metal concentrations and soil biological properties in agricultural serpentine soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30:(13-14):1867-1884.
- Freitas H, Prasad MN, Pratas J. 2004. Analysis of serpentinophytes from north-east of Portugal for trace metal accumulation--relevance to the management of mine environment. *Chemosphere* 54:1625-42.
- Kazakou E, Dimitrakopoulos PG, Baker AJ, Reeves RD, Troumbis AY. 2008. Hypotheses, mechanisms and trade-offs of tolerance and adaptation to serpentine soils: from species to ecosystem level. *Biological Reviews* 83:495–508.
- Lazarus BE, Richards JH, Claassen VP, O'Dell RE, Ferrell MA. 2011. Species specific plant-soil interactions influence plant distribution on serpentine soils. *Plant Soil* 342:327–344.
- Miranda M, Benedito JL, Blanco-Penedo I, López-Lamas C, Merino A, López-Alonso M. 2009. Metal accumulation in cattle raised in a serpentine-soil area: Relationship between metal concentrations in soil, forage and animal tissues. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 23:231–238.
- Oliveira G, Nunes A, Clemente A, Correia O. 2011. Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. *Ecological Engineering* 37:255–259.
- Pereira D, Yenes M, Blanco JA, Peinado M. 2007. Characterization of serpentinites to define their appropriate use as dimension stone. En *Building stone decay: from diagnosis to conservation* (Prikryl R, Smith BJ (Eds.)). London: Geological Society. p. 55-62.
- Raizada A, Juyal GP. 2012. Tree species diversity, species regeneration and biological productivity of seeded *Acacia catechu* Willd. in rehabilitated limestone mines in the North West Indian Himalayas. *Land Degradation & Development* 23:167–174.

Propuesta de zonificación de suelos vitícolas en la comarca Tacoronte-Acentejo (Tenerife, Islas Canarias): una herramienta para la gestión territorial

A. Lázaro-López^{1*}, J. Notario², Z. Hernández³

¹Estudiante de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universidad de La Laguna, España;
*albertodll@gmail.com

²Dpto. Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna

³Dpto. Dpto. de Química Analítica, Facultad de Química, Universidad de La Laguna

Resumen

La vid (*Vitis vinifera* ssp.) es uno de los cultivos más extendidos en las Islas Canarias. En ellos es común emplear siempre las mismas dosis y tipo de fertilizantes químicos, sin criterios agronómicos que consideren la dinámica interna de los suelos o evalúe su capacidad para producir alimentos, sin llegar a situaciones de no retorno. Esto puede ocasionar serios problemas tanto económicos como medio ambientales. Se plantea la necesidad de una herramienta territorial que sintetice información de las características de cada zona, agrupando parámetros edáficos y agronómicos similares, con el fin de informar a viticultores y técnicos. Se analiza un conjunto de variables fisicoquímicas en los suelos vitícolas de la DOP Tacoronte-Acentejo (Tenerife, Islas Canarias), empleadas convencionalmente para evaluar la fertilidad de suelo, y la producción vitícola asociada a ellos. Los resultados obtenidos permiten encontrar diferencias significativas entre las variables edáficas, relacionadas tanto con factores abióticos como con las prácticas culturales. Por último, se desarrolla un modelo de regresión múltiple que permite relacionar los factores edáficos con los agronómicos. Posteriormente, se representan los resultados en un mapa permitiendo establecer zonas homogéneas en función de sus características agro-edafológicas.

Introducción

La vid (*Vitis vinifera*) es un cultivo en cuyo desarrollo intervienen factores abióticos, como el clima o el tipo de suelo, a su vez condicionados por la localización geográfica, así como factores bióticos, donde adquieren relevancia las peculiaridades eco-fisiológicas dadas por las diferentes variedades vitícolas (Hidalgo, 2011). Dentro de los diferentes compartimentos de los agroecosistemas, el suelo contribuye a la interfase aire-planta en el control de los ciclos biogeoquímicos del C, la biodisponibilidad de nutrientes y agua; poniéndolos a disposición de la rizosfera de la planta. Sin embargo, es un factor que no ha recibido la importancia agronómica que requiere. Con frecuencia, el sistema suelo (o edafosfera) es tratado como una caja negra, en donde se realizan diferentes labores agrícolas, como la aplicación de fertilizantes químicos, y se observa el rendimiento final (en kg/ha); sin conocer su dinámica interna ni evaluar su capacidad para producir alimentos sin llegar a situaciones de no retorno. La intensificación de determinadas prácticas agrícolas sobre el suelo genera, a medio y largo plazo, serios problemas tanto económicos como medio ambientales, de manera que la mejora de nuestro conocimiento sobre los factores edáficos que influyen en el desarrollo y crecimiento de la vid, mejora nuestra capacidad de adaptar las prácticas agrícolas a los sistemas agrarios.

La fertilidad agroquímica del suelo alude a la capacidad de suministrar los nutrientes necesarios para el cultivo, y depende, en gran medida, de la capacidad del suelo de intercambiar iones entre sus fases sólida y líquida (Porta, 2003). En aquellos suelos que presentan carga variable, debido al alto contenido de materia orgánica o de materiales amorfos, la capacidad de intercambio catiónico está sujeta a variaciones en el pH, por lo que

sencillas prácticas de manejo, como el encalado o la aplicación de enmiendas orgánicas, pueden actuar como reguladores en la fertilidad agroquímica del suelo (Hernández y Almendros 2010). Este es el caso de los suelos volcánicos con carácter ándico, donde abundan los materiales amorfos. Existen otros factores complementarios e independientes a la CIC que contribuyen en la fertilidad del suelo. Este es el caso de las propiedades físicas del suelo, fundamentalmente textura, estructura y porosidad.

Todos estos factores -climáticos, edáficos y varietales-, en última instancia, influyen sobre las características organolépticas del vino, a través de la uva. Aunque recientemente se ha avanzado notablemente en el estudio físico-químico de los suelos vitícolas de la Isla de Tenerife (Hernández y Almendros, 2010), lo que ha permitido mejorar nuestro conocimiento sobre el funcionamiento de los suelos cultivados, así como evaluar el impacto del sistema de manejo sobre el mismo; aún no se dispone de un análisis territorial de la información, donde se considere la parcela vitícola como unidad territorial. En un territorio tan accidentado como el de las Islas Canarias, la georeferenciación de la información edáfica, esto es, asociar los datos fisicoquímicos de los suelos a las parcelas vitícolas, se hace necesario_ si se quiere disponer de “criterios agronómicos” precisos, que permitan minimizar los recursos utilizados, mejorar la eficiencia y desarrollar una agricultura más sostenible, enmarcándose en la denominada “viticultura de precisión” . Su posterior análisis espacial en una representación gráfica (un mapa) permite visualizar áreas homogéneas del territorio, denominadas como zonas o unidades territoriales , con suelos similares o bien donde las prácticas agrícolas han homogenizado las propiedades fisicoquímicas. Por todo lo anterior, el uso de SIG se revela como una herramienta para la gestión territorial de las parcelas vitícolas de la Isla, necesaria para el uso racional y monitorización de las prácticas agrícolas, contribuyendo a la rápida toma de decisiones.

Material y métodos

El área del estudio comprende los suelos vitícolas de la comarca Tacoronte-Acentejo situados en la vertiente noroeste de la Isla de Tenerife (Fig. 1 y 2). Los suelos de las parcelas se desarrollan sobre materiales basálticos de 1 Ma. Están orientados hacia el noroeste, bajo la influencia de los vientos alisios, aunque las condiciones climáticas varían atendiendo al gradiente altitudinal. Para el muestreo, se estableció un sistema de selección al azar de las parcelas vitícolas que cumplieran, al menos, dos requisitos: i) las parcelas debían contar con datos históricos de producción ; ii) y estar cultivadas mayoritariamente con la variedad de uva “Listán Negro”. Con ello, se realizó un muestreo estratificado al azar en más de 100 parcelas vitícolas de la comarca. Se recogieron un total de 93 muestras en el epipedón del suelo (entre 15 y 30 cm de profundidad). En ellas se tomaron una media de 10 submuestras/ha, donde cada muestra analizada está formada por la mezcla de las submuestras anteriores. Las variables edáficas estudiadas en cada muestra de suelo fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), cationes de cambio (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+), P disponible, nitrógeno (N), materia orgánica (MO), relación C/N., P retenido y textura. En cada parcela muestreada se tomó información sobre la localización geográfica (UTM, altitud, orientación); el sistema de manejo, esto es: origen del suelo (natural o sorriba), tipo de conducción del cultivo (rastra, parral o espaldera), utilización de agua de riego y fertilización química u orgánica; y producción en las vendimias de 2012 y 2013 registradas en el CR.



Figura 1.- Mapa de distribución de las parcelas en estudio. En verde oscuro, municipios muestreados de la comarca Tacoronte-Acentejo. En rojo, distribución de las parcelas vitícolas.

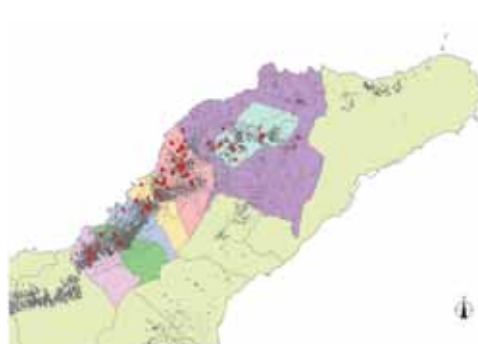


Figura 2.- Detalle de distribución de las parcelas en estudio, señaladas con marcas rojas. Municipios con división interna por polígonos del Catastro diferenciados por colores.

Para el análisis estadístico se utilizó el software SPSS IBM. Se realizó para cada variable un ANOVA tomando como factores el origen del suelo (natural o transportado), el uso de agua de riego (de secano o riego por goteo) y la altitud. Para el desarrollo de la cartografía final se empleó el software ArcGIS, usando como capa vectorial la suministrada por el Catastro, con los municipios divididos en sus “Polígonos” (SIGPAC) y una capa de eventos creada a partir de las localizaciones de las muestras georreferenciadas.

Resultados y discusión

En las variables analizadas se observa un claro gradiente altitudinal. La intensificación de las prácticas agrícolas, esto es, la coexistencia de suelos transportados y la utilización de agua de riego, están concentrados en las cotas más bajas de la comarca. En general, existe un amplio rango de valores de pH (Fig 3). A baja altitud, próximo a la costa, los suelos presentan pH básicos, con alto contenido en bases de cambio, Na, CE, fosfatos asimilables y bajos valores de MOS y C/N. Mientras que, en altitud, los pH de los suelos se vuelven más ácidos, con menor contenido de bases de cambio. En los suelos de las cotas medias, bajo sistemas de cultivo tradicionales, encontramos los mayores valores de MO, cercanos al 2% y relaciones C/N altas, lo que indica una menor mineralización del C de suelo.

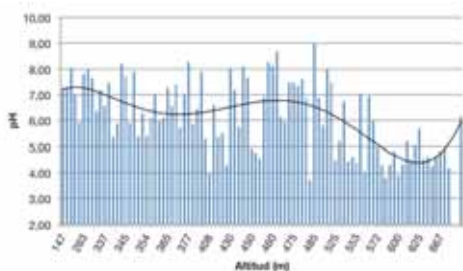


Figura 3.- Gráfico pH-altitud. Rangos de altitud definidos por los puntos de inflexión de la curva de tendencia polinómica.

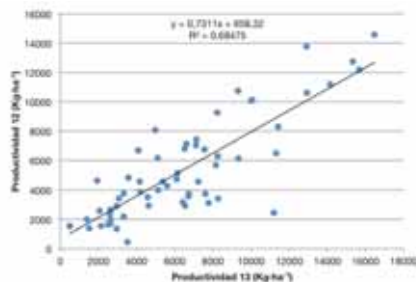


Figura 4.- Gráfico de correlación entre las producciones de la vendimia de 2012 y 2013.

La vid es una planta con amplia adaptabilidad a la mayor parte de los terrenos agrícolas. No obstante, cabe destacar la salinidad y la degradación de la MO como factores limitantes en el desarrollo de la vid y la sobrefertilización como factor negativo en la calidad de los vinos obtenidos (Hidalgo, 2011). En las muestras de baja altitud analizadas se han encontrado niveles elevados de pH, cationes asimilables, sodio y conductividad eléctrica que pueden ser indicadores de riesgo de salinización. El que existan valores altos de cationes asimilables y sodio a baja altitud era previsible, al tratarse de suelos más próximos al mar y con un régimen hídrico xérico. Sin embargo, las diferencias encontradas son muy significativas en suelos donde se emplea agua de riego o en sorribas. Dado que hay diferencias significativas tanto en parcelas bajo riego como en sorribas, estando un 85% de las sorribas bajo riego, se puede interpretar que el riesgo de salinización en estos suelos esté estrechamente relacionado con el uso de aguas de mala calidad en la comarca. Similares resultados han sido encontrados para suelos vitícolas de baja altitud de la vertiente sur de la Isla (Pérez Trujillo et al, 2011). La utilización de modelos de regresión múltiple permitió predecir la productividad agrícola de las parcelas vitícolas de 2012 (Fig. 2) en función de un pool de variables edáficas. Estos resultados además pudieron ser georeferenciados. En concreto, la productividad dependía de variables como la MOS, la retención de P o el pH. De manera que, de cara a georeferenciar esta información, se podrían diferenciar, al menos, dos zonas. Una zona a mayor altitud, donde se conservan prácticas agrícolas tradicionales, con bajas producciones agrícolas (2500 kg/ha año), donde los suelos presentan pH ácidos, con altos niveles de MOS, N, retención de P y baja SB, posiblemente antiguos Andosoles. Y una zona a baja altitud, con las mayores producciones agrícolas (10.000 kg/ha año), con altos valores de pH, suma de bases, CE, fosfatos y N, y bajos contenidos de MOS, pero con un severo riesgo de salinización de los suelos.

Bibliografía

- Hernández, Z. & Almendros-Martín, G., 2010. *Humus formation in vineyards on volcanic ash soils from the Island of Tenerife* (Spain). In XV Meeting of the International Humic Substances Society (IHSS).
- Hidalgo, L. & Hidalgo, J., 2011. *Tratado de viticultura*, Mundi-Prensa Libros.
- Porta, J., 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*, Mundi-Prensa Libros.
- Pérez-Trujillo, J.P. et al., 2011. *Optimización de la fertilidad agroquímica en viñedos sobre materiales volcánicos*, Universidad de La Laguna.

GreenVitis – Gestão do solo para otimização da produtividade e sustentabilidade do sistema vitivinícola duriense

A. Martins¹, H. Trindade¹, J. Santos¹, F. Santos¹, A. Malheiro¹, V. Falco¹, A. Oliveira¹, I. Cortez¹, T. Figueiredo², R. Amador³, A. Pinto⁴, J. Moutinho Pereira¹

¹ Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas (CITAB), UTAD, Vila Real, Portugal

² Escola Superior Agrária de Bragança, Instituto Politécnico de Bragança, Portugal

³ Associação para o Desenvolvimento da Viticultura Duriense (ADVID), Régua, Portugal

⁴ Quinta do Vallado, SOCIEDADE AGRÍCOLA, Lda, Régua, Portugal

O sistema convencional de controlo da vegetação espontânea na vinha, (infestantes), utiliza maioritariamente a prática de mobilizações na entrelinha, ou aplicação de herbicidas (em regressão), com os inconvenientes reconhecidos: (i) perda de matéria orgânica do solo (MOS) por incremento da sua mineralização e oxidação de C, com emissões de CO₂; (ii) perda de biodiversidade associada à perda de MOS; (iii) aumento dos riscos de erosão com perda de solo e de nutrientes; (iv) degradação da qualidade das águas de escorrência; (v) degradação da estrutura do solo. A manutenção da cobertura verde do solo na entrelinha, com espécies espontâneas ou semeadas (relvamento), prática já em utilização em substituição da anterior, apresenta as vantagens associadas aos designados sistemas mistos e integra-se nas práticas da Agricultura de Conservação, seguindo as novas tendências da PAC, de que se destaca a produção de bens e serviços não comercializáveis mas de elevado valor ambiental: (a) conservação do solo, com diminuição das perdas de constituintes e de nutrientes por erosão; (b) melhoria da qualidade da água e do ar; (c) aumento e conservação da MOS e do sequestro de carbono, com a possibilidade de comercialização de carbono e incremento da rentabilidade e sustentabilidade do sistema; (d) incremento da biodiversidade e criação de condições para um melhor controlo biológico de pragas e doenças; e (e) melhoria da estética da paisagem. Esses benefícios são particularmente importantes num cenário de alterações climáticas, com extremos de secas, precipitações torrenciais, temperaturas elevadas ou baixas, pois permitem uma melhor adaptação/gestão dos sistemas às novas realidades e, por outro lado, constituem uma importante medida de mitigação das alterações climáticas, já que reduzem as emissões para a atmosfera de gases com efeito de estufa (GEE) e respetivos percursos. No entanto, tem-se observado uma desvalorização dos mesmos, o que se atribui à falta de resultados que os quantifiquem, de que a quantificação do sequestro de Carbono é um exemplo, aconselhando a aplicação de metodologias conhecidas e transferência dos resultados para os utilizadores e decisores. Atendendo a que a área de vinha em Portugal ronda os 180.000 ha (Estatísticas Agrícolas 2010), uma gestão criteriosa deste sistema poderá ter um efeito significativo na redução de emissões de CO₂, no aumento de armazenamento de C e nos restantes benefícios ambientais já mencionados. Assim, propõe-se instalar três sistemas de cultivo (convencional, cobertura com flora espontânea e cobertura com uma mistura semeada), numa vinha em patamares na Quinta do Vallado, propriedade do promotor e quantificar as implicações das três práticas no funcionamento e produtividade do sistema e na qualidade ambiental, numa abordagem holística, destacando-se os seguintes objetivos e tarefas associadas: (a) Monitorização das variáveis microclimáticas associadas às três práticas de gestão do solo e seu impacto no comportamento do sistema; (b) Relações hídricas solo-vinha e comportamento fisiológico da videira; (c) Caracterização Vitícola e Enológica; (d) Eficácia no uso e reciclagem de nutrientes e consequências no desenvolvimento da videira, em particular o ciclo de N; (e) Perdas de solo e de nutrientes por erosão e implicações na qualidade das águas de escorrência; (f) Avaliação de saldos e pegadas de carbono nos três tratamentos, impactes económicos e contextualização no âmbito das alterações climáticas; (h)

Avaliação dos efeitos na sanidade da vinha; (i) Rentabilidade e sustentabilidade da vinha através da análise económica dos 3 sistemas de cultivo. O projeto é financiado pelo programa PRODER-Inovação, com um orçamento global de 524 840 €, sendo Promotor a Quinta do Vallado, SOCIEDADE AGRÍCOLA, Lda e parceiros a UTAD, a ESAB do IPB e a ADVID. Tendo em conta que o campo experimental só pôde ser instalado em finais de 2013, após a vindima, só termos resultados disponíveis no final do corrente ano.

Predicting growth and yield for *Eucalyptus nitens* energy crops in Galicia including environmental attributes

M. González-García^{1*}, A. Hevia¹, J. Majada¹, R. Calvo de Anta², M. Barrio-Anta³

¹Sustainable Forest Management Area, Wood and Forest Research Technology Centre of Asturias (CETEMAS). 33820 Grado, Spain. *mgonzalez@cetemas.es

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, 15782 Universidad de Santiago de Compostela, España.

³Department of Organisms and Systems Biology, Polytechnic School of Mieres. University of Oviedo. E-33600 Mieres, Spain

Abstract

A dynamic stand growth model for *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden woody crops was developed using stand variables from forest inventories, soil data and physiographic and climatic variables. The models for dominant height and basal area projection functions were derived from Bertalanffy-Richards base model. Growth curves were described for site index of 5, 8, 11 and 14 m at a reference age of 4 years. Production varied from 2.63 Mg ha⁻¹ y⁻¹ to 18.45 Mg ha⁻¹ y⁻¹ according to the site index. The optimal forest rotation was estimated between 6 and 12 years. This study suggest that growth model performance can be predicted by including environmental factors in expanding model parameters and its inclusion produce good estimations and more flexible models to be applied in different scenarios and site conditions.

Introduction

Eucalyptus nitens presents advantageous features for bioenergy due to its energy potential (Pérez et al. 2006) in addition to other characteristics that make it well adapted to Northwest Spain conditions such as its tolerance of low temperatures (FAO 1981). *E. nitens* woody crops were established in Galicia to meet bioenergy demand. Prediction models are essential to forecast development in forest stands and so decide the best strategies of management in biomass production. Dynamic growth models are mathematical equations developed to predict past or future stand states (Cieszewski 2003). Difference equations also known as ADA “Algebraic Difference Approach” (one site-specific parameter) (Bailey and Clutter 1974) or GADA “Generalized Algebraic Difference Approach” (more than one site-specific parameter) (Cieszewski and Bailey 2000) are functions obtained by derivation of dynamic equations.

Forest dynamics depend on the productive capacity of the site, which is usually related to climate and soil characteristics. Hence, if the relationship of growth and site parameters is analysed, and the site variability explained by this analysis is then included in growth models, it can help to make them more flexible in relation to environmental variations and improve model accuracy (Bravo-Oviedo et al. 2008; Nunes et al. 2011). The objective of this study was to develop a dynamic model for bioenergy *E. nitens* plantations. Soil, climatic and physiographic variables were included in the model to explore the possibility of improving predictions under different site scenarios.

Material and Methods

The data used to develop the stand model were obtained from 40 permanent plots located in the North of Galicia. The plots represented the existing range of ages (1.6-5.6 years), stocking densities (2300-5600 trees ha⁻¹) and site conditions. Physiography was characterized by slopes between 0 and 38% (mean 13%) and an altitude range from 400 to 700 m above sea

level. In this region, soils are Rankers and Humic Cambisols according to FAO (1991). Three forest inventories were carried out in three consecutive years to calculate stand variables: basal area (G) and dominant height (Ho) per plot and inventory. Soil samples collected between 0 and 20 cm depth were analysed to determine the edaphic characteristics: pH in KCl and in H_2O , electrical conductivity, organic matter content, Total N, available P, exchangeable cations of K, Mg, Na, Ca and Al and soil texture.

Climatic variables were interpolated for each plot using the models proposed by Sánchez-Palomares et al. (1999) which employs the data of the hydrographical basin, and the altitude and coordinates of the plots.

Bertalanffy-Richards growth model (Bertalanffy 1949; 1957; Richards 1959) was chosen for the dominant height and basal area projection functions. These functions were simultaneously fitted using the ADA model (2) derived from (1).

$$Y = a_1 \cdot (1 - \exp(-a_2 \cdot t))^{a_3} \quad (1)$$

$$Y = b_1 \left(1 - \left(1 - \left(\frac{Y_0}{b_1} \right)^{1/b_3} \right)^{t/t_0} \right)^{b_3} \quad (2)$$

Where a_1 , a_2 , a_3 , b_1 , and b_3 are the parameters in base and ADA models respectively, Y and Y_0 are dominant height or basal area for two moments in the stand, and t and t_0 are the stand age in the same moments. The parameter a_2 (1) was considered the specific site parameter to obtain the derived equation and therefore, the parameter b_2 is not included in the model (2). Additionally, climate, soil and physiographic variables were tested in order to be included as expansion parameters in dominant height and basal area models.

Results and discussion

An age of 4 years was proposed as the base age to classify site productivity for this type of stand. At this reference age, the values of dominant height 5, 8, 11 and 14 m were established for the Ho growth curves and 4, 14, 24 and 34 $m^2 ha^{-1}$ for G growth curves. The projection functions without environmental factors explained 98.90 % and 97.96 % of observed variability for Ho and G models respectively (Table 1). The results obtained in this study showed a very similar performance to the dominant height GADA model developed by Pérez-Cruzado et al. (2013) from stem analysis of the same species with a stocking of 1100-1600 trees ha^{-1} .

Table 1. Parameters estimated, and fit statistics for the models developed.

Variables		Parameters	RMSE	R^2_{adj}
	<i>Ho</i>	$b_1=48.056; b_3=1.357$	0.3373	0.989
	<i>G</i>	$b_1=67.281; b_3=3.616$	1.0248	0.980
Organic matter (%)	<i>Ho</i>	$b_1=22.638; b_3=0.152 \cdot OM$	0.4720	0.978
	<i>G</i>	$b_1=55.786; b_3=8.534-0.359 \cdot OM$	0.8141	0.987
Sand (%)	<i>Ho</i>	$b_1=21.716; b_3=0.043 \cdot SAND$	0.6771	0.974
	<i>G</i>	$b_1=57.152; b_3=2.420+0.035 \cdot SAND$	0.9851	0.989
Mean temperature warmest month (°C)	<i>Ho</i>	$b_1=38.438; b_3=0.086 \cdot TMC$	0.3400	0.988
	<i>G</i>	$b_1=66.646; b_3=39.929-2.176 \cdot TMC$	0.9251	0.983
Mean maximum temperature warmest month (°C)	<i>Ho</i>	$b_1=35.191; b_3=0.066 \cdot TMAX$	0.3424	0.988
	<i>G</i>	$b_1=58.427; b_3=30.268-1.185 \cdot TMAX$	0.8662	0.985
Mean summer temperature (°C)	<i>Ho</i>	$b_1=36.723; b_3=0.092 \cdot TSU$	0.3415	0.988
	<i>G</i>	$b_1=65.726; b_3=37.84-2.173 \cdot TSU$	0.9014	0.984

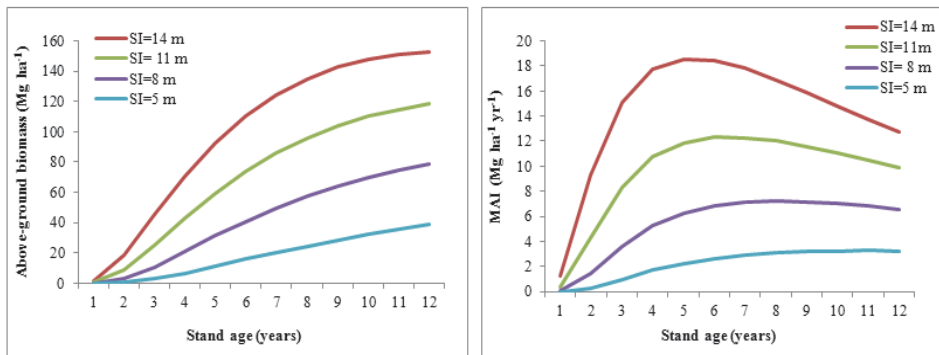


Figure 1. Above-ground biomass production (Mg ha^{-1}) and Mean Annual Increment (MAI) ($\text{Mg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$) depending on the stand age and the site index (SI) (m) defined in this study.

Despite the effect of altitude on stand productivity has been demonstrated in previous research studies for other species in the North of Spain (Rodríguez-Soalleiro 1995) the slightly range of elevation of these stands (400- 700 m) do not produce a clear effect on stand production (Sánchez-Rodríguez et al. 2002). Organic matter content (OM) and sand content ($SAND$) were selected as remarkable soil factors which emphasized the importance of both variables for this kind of plantations. This result confirms *E. nitens* soil requirements which show better development in well drained loamy soils with a high organic matter content (FAO 1981). Furthermore, the climate variables included in the model were focused on warm temperatures: the mean temperature (TMW) and the mean of maximum temperatures ($TMAX$) both for the warmest month and the mean summer temperature (TSU). Despite the accurate of the models which include environmental factors is very similar respect to models without them, in general models which include factors related to site information are more robust due to them incorporating geographical variability (Nunes et al. 2011) and they can adapted to take into account small variations in environmental conditions.

The outputs provided by the projection functions can be used as the inputs of biomass or volume models for a given age, essential tools for the forest managers which have been developed recently by González-García et al., (2013) for *E. nitens* woody crops. Growth and biomass production were estimated for the site index classes determined in this study using the cited models at different stand ages. The results showed that at the stand age of 6 years the accumulated stand biomass varied from $110.72 \text{ Mg ha}^{-1}$ for the highest site index ($SI= 14 \text{ m}$) to 73.89 Mg ha^{-1} for the lowest ($SI= 5 \text{ m}$), being 40.97 Mg ha^{-1} and it was 15.97 Mg ha^{-1} for $SI= 11 \text{ m}$ and $SI= 8 \text{ m}$ respectively. Optimal stand age for the harvest was determined using the point where Mean Annual Increment (MAI) and Current annual increment (CAI) curves intersect, and therefore it is different for each site index class, which is between 6 years for the highest site quality and 12 years for the lowest one (Figure 1).

Acknowledgements

The authors wish to thank ENCE (Energía & Celulosa) for the agreement to data collection in company's stands. Marta González-García was supported by the research fellowship *Severo Ochoa* from "Principado de Asturias".

References

- Bailey RL, Clutter JL. 1974. Base-age invariant polymorphic site curves. *Forest Science* 20:155-159.
 Bertalanffy LV. 1949. Problems of organic growth. *Nature* 163, 156–158.

- Bertalanffy LV. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32:217-231.
- Bravo-Oviedo A, Tomé M, Bravo F, Montero G, del Río M. 2008. Dominant height growth equations including site attributes in the generalized algebraic difference approach. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2348–2358.
- Cieszewski CJ, Bailey, RL. 2000. Generalized algebraic difference approach: theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *Forest Science* 46(1):116-126.
- Cieszewski CJ. 2003. Developing a Well-Behaved Dynamic Site Equation Using a Modified Hossfeld IV Function $Y^3 = (ax^m)/(c + x^{m-1})$, a Simplified Mixed-Model and Scant Subalpine Fir Data. *Forest Science* 49(4):539-554
- FAO. 1981. El eucalipto en la repoblación forestal. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- FAO. 1991. Digitized Soil Map of the World. FAO. Rome.
- González-García M, Hevia A, Majada J., Barrio-Anta M. 2013. Above-ground biomass estimation at tree and stand level for short rotation plantations of *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden in Northwest Spain. *Biomass and Bioenergy* 54:147-157.
- Nunes L, Patricio M, Tomé J, Tomé M. 2011. Modelling dominant height growth of maritime pine in Portugal using GADA methodology with parameters depending on soil and climate variables. *Annals of Forest Science* 68:311–323.
- Pérez-Cruzado C, Blanco-Souto A, López-Sánchez CA, Eimil-Fraga C, Rodríguez-Soalleiro R. 2013. Calidad de estación y productividad en plantaciones forestales de *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden en el noroeste de España. In: Montero-González G, Guijarro-Guzmán M, et al. (eds.). Actas 6º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Spain.
- Pérez S, Renedo CJ, Ortiz A, Mañana M, Silió D. 2006. Energy evaluation of the *Eucalyptus globulus* and the *Eucalyptus nitens* in the north of Spain (Cantabria). *Thermochimica Acta* 451(1-2):57-64.
- Richards FJ. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany* 10:290–300.
- Rodríguez-Soalleiro R. 1995. Crecimiento y producción de masas forestales regulares de *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. Alternativas selvícolas posibles. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Sánchez-Palomares O, Sánchez SF, Carretero Carrero MP. 1999. Modelos y cartografía de estimaciones climáticas termopluviométricas para la España peninsular. INIA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Sánchez-Rodríguez F, Rodríguez-Soalleiro R, Espanol E, López CA, Merino A. 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 171:181–189.

Sellado de suelos y arqueología: el caso de Complutum (Alcalá de Henares, Madrid)

M.P. García^{1*}, B. Álvarez²

¹Departamento de Análisis Geográfico regional y Geografía Física. Facultad de Geografía e Historia. Universidad Complutense de Madrid, España; mpgarcia@ucm.es.

²Facultad de Geografía e Historia. Universidad de Salamanca, España

Resumen

El sellado de suelos es uno de los problemas más graves que afecta a los ecosistemas de Europa occidental. Numerosos estudios lo han analizado desde un enfoque ecológico, pero pocos tienen en cuenta su influencia en una de las funciones primordiales del suelo: la preservación de restos arqueológicos. La Ley del Patrimonio Histórico de 1985 y la Ley de Impacto Ambiental de 2013 abordan el problema legislando medidas para la preservación del patrimonio. Historiadores, arqueólogos y edafólogos deben afrontar este reto desde un punto de vista pluridisciplinar. En el presente estudio se analiza el impacto que el sellado del suelo ha tenido en la ciudad romana de Complutum, situada en la vega del río Henares (Madrid) sobre fluvisoles y calcisoles muy fértiles.

Introducción

El sellado de suelo es uno de los problemas más graves que afecta a los ecosistemas, especialmente en Europa, con una estimación del 9% de pérdida de suelo en los últimos años (Scalenghe y Ajmone-Marsan, 2009). Muchos investigadores han estudiado el efecto del sellado en diversos parámetros del medio físico y biológico: reducción de la infiltración, modificación del ciclo de nutrientes, pérdida de biodiversidad, etc. (García Alvarado *et al.* en prensa) pero pocos han considerado su influencia en una de las funciones primordiales del suelo (Blum, 2005): la preservación de restos arqueológicos, imprescindible para estudiar la historia de la tierra y de la humanidad.

En la actualidad los estudios sobre ordenación del territorio tienen en cuenta la protección de restos arqueológicos al legislar las normas de urbanización (Ley del Patrimonio Histórico de 1985 y Ley de Impacto Ambiental de 2013) pero, aún así, muchos restos están desapareciendo a causa del sellado. La colaboración entre historiadores, arqueólogos y edafólogos es imprescindible para enfocar este problema. Las investigaciones arqueológicas requieren estudios del suelo y, a su vez, antes de planificar el desarrollo urbano de un municipio es imprescindible realizar un estudio arqueológico que impida la destrucción del patrimonio (Unesco 1969).

En este trabajo se presenta un caso paradigmático del impacto que una mala planificación urbana ha provocado en el sellado y desaparición de importantes restos arqueológicos, y con ello la imposibilidad de analizar con precisión la historia de las poblaciones. Para el estudio se ha seleccionado la ciudad romana de Complutum en Alcalá de Henares (Madrid). Esta ciudad se desarrolló entre los siglos I y VII en la vega del río Henares. Anteriormente, durante la República, el asentamiento estaba situado más al sur, sobre los páramos calizos del cerro de San Juan del Viso. Después de la caída del Imperio, a partir de la Edad Media, la ciudad se desplazó al este, en la misma llanura de inundación y en los cercanos cerros terciarios residuales. Analizar las razones por las que los asentamientos se han trasladado a lo largo del tiempo es importante para conocer la historia de las distintas civilizaciones y su impacto en el medio natural. En gran medida estos desplazamientos han sido causados por la importancia que se otorgó, al planificar los emplazamientos, a la topografía y a la calidad de los suelos. Desgraciadamente, la mayor parte de asentamientos de esta zona, conservados durante siglos, han sido destruidos por la urbanización de la ciudad de Alcalá de Henares en

los años setenta y ochenta del siglo XX. Esto afecta especialmente a los restos de Complutum, de la que se calcula que han desaparecido 25 de las 50 ha que comprenden el yacimiento bajo edificios residenciales y naves industriales de los barrios del Juncal y aledaños, en el distrito de los Reyes Católicos (Sánchez Montes y Rascón Marqués, 2011).

Material y métodos

Para seguir la evolución del sellado se han utilizado fotografías aéreas de la serie histórica que dispone la Comunidad de Madrid (www.madrid.org) e imágenes de satélite del Plan Nacional de Teledetección (IGN), del Programa Global Land Survey Facility (Universidad de Maryland) y de Google Earth©. Se han seleccionado las fotografías de los años 1956 y 1975, anteriores y posteriores al gran desarrollo urbanístico de la ciudad, una imagen del sensor TM del satélite Landsat-5 (25-3-89) e imágenes recientes del satélite Spot-5 (8-7-2013) y Landsat-8 (11-8-2013). Las imágenes y fotografías se han tratado con el programa ERDAS Imagine 11, se han georreferido a coordenadas geográficas y se han sometido a distintas mejoras espectrales y espaciales. Además se han utilizado los mapas de asociación de suelos y de capacidad potencial de uso agrícola elaborados por Monturiol y Alcalá (1990 a y b) y los datos de población del INE (www.ine.es).

Resultados y discusión

En el término municipal de Alcalá de Henares y sus proximidades se localizan numerosos restos arqueológicos. Desgraciadamente, gran parte de ellos han desaparecido por el sellado del suelo. La presencia de los diversos asentamientos está condicionada por factores naturales. El relieve del área está determinado por la presencia del río Henares que constituye un valle asimétrico con una fértil vega a una altitud de 580-590 m. En la margen derecha hay varias terrazas y en la izquierda se localiza la superficie miocena del páramo, con una altitud de 800-880 m y fuertes escarpes verticales (Acaso *et al.*, 2007). Esta superficie está cortada debido a la erosión por torrentes que han ocasionado áreas acaravadas con conos de deyección, glacis y facetas triangulares, aislándose algunos cerros (Ecce Homo, Viso de San Juan, etc.). En estos cerros se establecieron las primeras poblaciones, ya que tenían un carácter marcadamente defensivo. El Viso de San Juan, al suroeste de la actual ciudad de Alcalá de Henares, con suelos muy pobres y con alto grado de erosión (cambisoles y regosoles), ha estado poblado por celtiberos y romanos que consideraron prioritaria la defensa frente a la fertilidad del valle. Sobre la originaria ciudadela celtibérica, situada en lo alto del cerro, se construyó la primera ciudad romana, de la que apenas se conocen datos. Probablemente el urbanismo original se adaptó a los hábitos romanos hacia finales del siglo I a. C., quizás en época de César.

El cerro de Ecce Homo, al sureste de la ciudad, con cambisoles y regosoles con alto riesgo de erosión, tiene restos de la Edad del Bronce y Hierro. En él y sus alrededores se asentó la ciudad musulmana medieval, Q'alat abd Al-Salam. En este caso primó de nuevo la función defensiva como consecuencia de la cercanía con la frontera cristiana, de modo que la población se concentró en torno a una fortaleza. Tras la conquista cristiana, la ciudad se estableció de nuevo en la vega del río Henares, acercándose así a las tierras más fértiles. Este nuevo núcleo se conoce con el nombre de Burgo de Sant Iuste y es el origen de la actual Alcalá de Henares.

En la llanura de inundación y primera terraza del río Henares se conservan también, además de Complutum, algunos restos del Calcolítico en la Esguevarita, así como de la villa romana de El Val, favorecidos los asentamientos por suelos fértiles (fluvisoles y regosoles) con fácil acceso a los recursos hídricos, que permitieron la agricultura y el pastoreo. Gran parte de los restos arqueológicos han desaparecido, ya que en 2008 el Ayuntamiento aprobó el desarrollo urbanístico del área con el consiguiente sellado de suelos y destrucción del patrimonio (aunque muchos habían desaparecido ya en décadas anteriores).

El yacimiento más importante de todos, no obstante, es el de Complutum. La ciudad romana imperial se construyó en la vega y primera terraza del río Henares, próxima al arroyo Camarmilla sobre fluvisoles cálcicos y eútricos (clase agrológica Bh1) y calcisoles háplicos asociados a luvisoles cálcicos, cambisoles eútricos y leptosoles cálcicos (clase A). Entre la época de Claudio y la de Augusto, en la primera mitad del siglo I d. C., la población romana se trasladó desde el cerro de El Viso de San Juan a la llanura, alcanzando una extensión de unas 50 hectáreas. Esta decisión resultaría costosa, por lo que los motivos que les impulsaron a hacerlo debieron tener bastante fuerza. Probablemente influyeron la mejor calidad y riqueza de las tierras de cultivo y de pastoreo, el acercamiento a las grandes vías de comunicación (de Emerita a Caesaraugusta y Tarraco y del norte hacia Cartago Nova), cuya construcción se había visto favorecida por la planitud del terreno, la cercanía del agua y la necesidad de espacio constructivo, así como el interés comercial de la zona. La proximidad a la Fuente del Juncal también debió de tener importancia, pues era desde la Antigüedad un lugar de culto vinculado a sus aguas mineralizadas y a sus manantiales (Sánchez y Rascón, 2011). De este modo se desarrolló una ciudad plenamente marcada por el urbanismo romano, condicionado por la presencia de un eje principal de comunicaciones, pues la vía que unía Emerita y Caesaraugusta se transformó en el decumano máximo de la ciudad. Los primeros trabajos de traslado de la ciudad se remontan a la época de Augusto y se concentran en las cercanías de la Fuente del Juncal, en una zona que será la barriada más antigua y occidental y que se conoce con el nombre de *Regio I*. Pero fue finalmente con Claudio, hacia el año 50 d. C., cuando se produjo el verdadero impulso a la traslación de la ciudad. Es en este momento cuando se diseñó su trama urbana, sobre la que después hubo algunas modificaciones, especialmente en los últimos momentos del siglo III y principios del IV, época de mayor prosperidad para Complutum. Estas remodelaciones, sin embargo, afectaron poco a la estructura general ya que se situaron más bien sobre edificios concretos, importantes y significativos

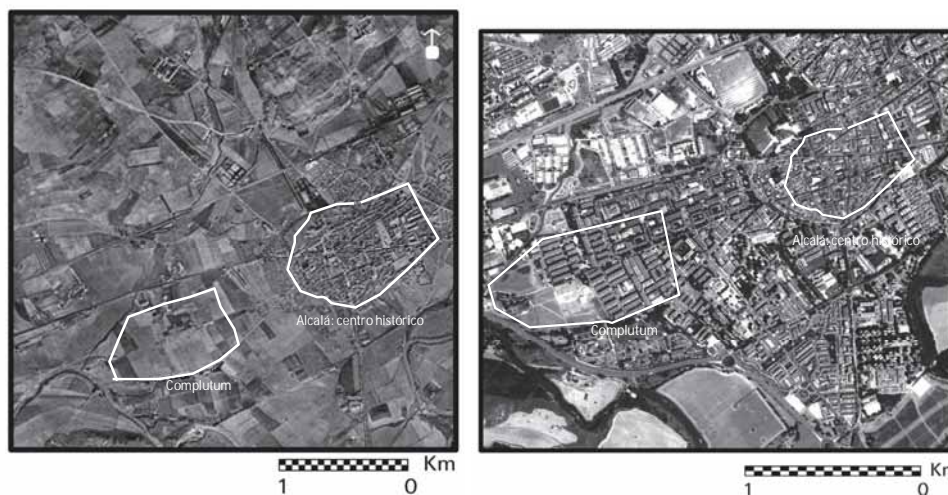


Fig. 1. Fotografía aérea (1956) e imagen pancromática Spot-5 (8-7-2013). Complutum y núcleo histórico medieval

Del estudio de las fotografías aéreas y las imágenes de satélite (Fig. 1) se puede deducir que hasta los años 70 del siglo XX casi toda la extensión de la antigua ciudad romana no estaba afectada por la acción antrópica. En 1956 se observa que no había construcciones más allá del antiguo núcleo medieval, el Burgo de Sant Iuste, que constituye el origen de la actual Alcalá de Henares. Por el contrario en 2013 ha desaparecido el 66 % de la ciudad romana (unas 35 hectáreas) bajo el sellado producido por la ampliación del municipio de Alcalá de Henares,

debido al importante crecimiento de la población en las últimas décadas. El censo de la población en 1970 era de 57.354 habitantes que casi se dobló en 1975. En 1981 pasó a 137.169 habitantes, rondando actualmente los 205.000 (www.ine.es). Esto implicó un gran desarrollo urbanístico que se planificó sin considerar los vestigios arqueológicos, quedando éstos sepultados por viviendas y fábricas construidas con el desarrollo del Corredor del Henares.

Conclusiones

El sellado del suelo es un grave problema medioambiental que afecta también a una de las funciones principales del suelo: la conservación de restos arqueológicos. Es necesaria la colaboración entre diversos especialistas del campo de las ciencias y de las humanidades para analizar este problema. La difusión de la edafología en los estudios históricos implicaría una mayor sensibilización frente a este problema y permitiría establecer vínculos para conocer la relación entre el asentamiento de las poblaciones y el medio natural. Los estudios multitemporales con fotografías aéreas e imágenes de satélite y la aplicación de Tecnologías de la Información Geográfica permiten realizar estudios detallados sobre el sellado del suelo y la preservación del patrimonio cultural. De igual modo, las administraciones deben cumplir las leyes de ordenación del territorio y medioambientales al planificar la ordenación urbana, contando con la supervisión de especialistas.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (Proy. CSO2012-34785).

Bibliografía

- Acaso E.; Martín-Loeches, M.; Moya, M.E.; Ruiz, B. y Calonge, A. 2007. *Geología y Geomorfología del campus*. Cuadernos del campus y Medio Ambiente nº4.
- B.O.E. 1985. Ley 16/1985 de 25 de junio de Patrimonio Histórico Español, BOE nº 155 29/06/1985: 20342-20352.
- B.O.E. 2013. Ley 21/2013 de 9 de diciembre de Evaluación Ambiental, BOE nº 296, sec. I, 11/12/2013: 98151-98227.
- Blum WEH 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 4, 75-79.
- García J.M.; Pérez, M.E. y García M.P. (en prensa) Revisión del concepto de sellado de suelos y propuesta de tipología urbana. *Anales de Geografía de la universidad Complutense*.
- Instituto Nacional de estadística (I.N.E.). www.ine.es
- Monturiol, F. y Alcalá, L. 1990 a. *Mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000*. C.S.I.C., Comunidad de Madrid. 1ª edición. 71 pp. Madrid.
- Monturiol, F. y Alcalá, L. 1990 b. *Mapa de Capacidad Potencial de Uso Agrícola de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000*. C.S.I.C., Comunidad de Madrid. 1ª edición. 31 pp. Madrid.
- Sánchez, A. L. y Rascón, S. 2011. *Complutum, ciudad romana*. Madrid: Ayuntamiento de Alcalá de Henares.
- Scalenghe, R.; Ajmone-Marsan F. (2009): The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90, 1–10.
- Unesco 1969. *La protección del patrimonio cultural de la humanidad*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. París, 79 pp.

Pérdida de suelo y transporte selectivo bajo eventos de lluvia natural de moderada y baja capacidad erosiva en suelos del centro de la Península Ibérica

R. Bienes Allas^{1*}, B. Sastre Rodríguez¹, A. García-Díaz¹

¹Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Madrid, España; *ramon.bienes@madrid.org

Resumen

Se ha estudiado la distribución del tamaño de las partículas en los sedimentos producidos en 10 eventos de lluvias naturales (5 calificados como de media capacidad erosiva y los otros 5 de bajo poder erosivo), encontrándose una correlación lineal altamente significativa ($p < 0,01$) entre la producción de sedimentos y la intensidad media en 15 minutos (I_{15} media). Por el contrario, las partículas más finas inferiores a $20 \mu\text{m}$ (limo ISSS y arcilla) presentan una correlación significativa ($p < 0,05$) con la intensidad máxima en 15 minutos de la lluvia (I_{15} media), dependiendo el arranque y transporte de estas partículas más de la intensidad punta que se alcanza a lo largo de un evento que de la intensidad media registrada a lo largo del mismo. La concentración de partículas inferiores a $20 \mu\text{m}$ es 2,6 veces superior en los eventos de baja intensidad con respecto a los moderados, lo que evidencia el transporte selectivo de las partículas. Por el contrario, las fracciones más gruesas de los sedimentos no presentan ningún patrón.

Introducción

La erosión del suelo es un fenómeno complejo que implica tanto el desprendimiento y transporte de las partículas del suelo, como el almacenamiento del agua de lluvia, la escorrentía y la infiltración (Römkens *et al*, 2001). El uso y manejo que se dé a los suelos va a incidir notablemente sobre la susceptibilidad del mismo a ser erosionado, condicionando la pérdida de suelo que éste pueda sufrir. Sirvent *et al* (1997) encontraron que la escorrentía y la respuesta de la producción de sedimentos en las parcelas están controladas por las características de las lluvias y del suelo y sus variaciones estacionales. A esta misma conclusión llegaron Martínez-Mena *et al* (2002).

Hay numerosos trabajos que correlacionan la pérdida de suelo con diferentes variables climatológicas, en especial con la intensidad de la lluvia, hasta el extremo de fijar valores de esta variable para separar aquellos eventos que no se consideraba necesario estudiar.

Es sabido que los procesos erosivos son bastante selectivos en cuanto al tamaño de las partículas (Issa *et al*, 2006), siendo las partículas más finas del suelo las que más se pierden. Sin embargo, estas partículas más finas del suelo y responsables de la CEC del suelo, representan poca masa en el total de suelo desplazado, por lo que la pérdida selectiva de partículas de pequeño tamaño no se correlaciona con la pérdida total de suelo. De ahí que las pérdidas de suelo por erosión debidas a los eventos más erosivos, están más relacionadas con la pérdida de partículas tamaño arena y limo que con la arcilla y materia orgánica. Tal y como describe Zapata (2002), durante los eventos de baja intensidad que generan tasas bajas de erosión, hay un enriquecimiento en la fracción fina, ocurriendo lo opuesto en los eventos intensos.

La distribución del tamaño de las partículas se incluye normalmente dentro del cálculo de la erosionabilidad del suelo (factor K). Shiono *et al* (2002), en un intento de precisar mejor el valor del factor K, lo estimaron a partir de la producción de sedimentos recogidos en tanques de sedimentación en una pequeña cuenca.

No obstante, son pocos los estudios que analizan la intensidad con la que se pierden las diferentes fracciones del suelo y cuáles son las variables climáticas que más pueden incidir en cada una de ellas. En este sentido, el presente trabajo pretende analizar si existe un transporte selectivo de las partículas por parte de la escorrentía producida por eventos de lluvia natural y, en caso de existir, cuáles son los parámetros que más condicionan este tipo de transporte.

En la zona de estudio, los procesos de erosión dominantes que encontramos son entre arroyadas y, en menor medida, en surcos. No obstante, y dada la pequeña dimensión de las parcelas empleadas, los sedimentos recogidos tras las lluvias corresponden exclusivamente a una erosión entre arroyadas y a un desplazamiento de las partículas por splash.

Material y métodos

El estudio se ha desarrollado en un olivar intensivo (6 x 7 m² de marco de plantación) situado en Colmenar de Oreja (Madrid, España). El clima es semiárido con una pluviometría media anual de 390 mm y una ETP (Thorntwaite) media anual de 769 mm respectivamente. El suelo es un *Typic Xerorthent* (Soil Survey Staff, 2010) desarrollado sobre unas margas yesíferas miocenas que han quedado expuestas por la erosión, las cuales son las responsables en gran medida de la baja estabilidad estructural en el horizonte superficial (Ap), lo que unido al bajo contenido de materia orgánica de este suelo justifica la facilidad con la que se forman costras de splash.

El manejo que se hace de este suelo consiste en dar una única labor con cultivador en otoño, dejando a continuación que pueda desarrollarse la vegetación espontánea, la cual es segada en primavera con la finalidad de minimizar la competencia por el agua y los nutrientes que la vegetación arvense pudiera representar.

El olivar presenta una pendiente media del 14%, y en él se hallan instaladas 3 microparcelas de erosión tipo Gerlach (2 m x 0,5m) en las que se procedió a la recogida de los sedimentos arrastrados por la escorrentía tras cada evento lluvioso significativo a lo largo de las campañas agrícolas 2010/11, 2011/12 y 2012/13, durante las cuales no se produjo ningún evento altamente erosivo. De entre los eventos que se registraron y fueron muestreados, se seleccionaron 5 eventos de media intensidad y otros 5 de baja intensidad, procediéndose a determinar la textura de los sedimentos por el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986). La cobertura vegetal de las parcelas durante los eventos seleccionados ha estado siempre por debajo del 20%.

Los datos climatológicos se han registrado en una estación meteorológica automática situada en la misma finca, y que realiza registros cada 10 minutos, y para el tratamiento estadístico se ha recurrido al software Statistica 6.0.

Resultados y discusión

La pequeña longitud de las parcelas empleadas (2 m), limita la velocidad que puede alcanzar la escorrentía y por tanto su capacidad de arrastre, con lo que las partículas más gruesas tienen menos probabilidades de ser movilizadas. En este trabajo se comparan los resultados de dos grupos de eventos en función de su potencial erosivo.

El análisis estadístico muestra una elevada correlación lineal entre la pérdida de suelo y la intensidad media de la lluvia (Tabla 1), en especial la intensidad media en 15 minutos, pero no parece depender de los valores máximos de la intensidad, de la precipitación registrada o del factor R de la USLE (Wischmeier y Smith, 1978). Parsons y Stone (2006) también observaron esta relación entre la pérdida de suelo y la intensidad. Y Vila et al (2005) obtuvieron resultados similares al estudiar las pérdidas de suelo en el noroeste peninsular.

Los sedimentos correspondientes a los eventos de baja intensidad, muestran unas texturas más finas, con un enriquecimiento en partículas inferiores a 50 µm, muy superior al que tiene lugar en los de intensidad moderada. El promedio de la relación limo

(ISSS)+arcilla/sedimentos es 2,6 veces mayor en los 5 eventos de baja capacidad erosiva que en los de agresividad moderada. Esta eliminación preferencial de las partículas más finas del suelo por la escorrentía superficial tiene importantes implicaciones agronómicas y ambientales, e implica una pérdida tanto de nutrientes como de los pesticidas y herbicidas que se adhieren a las arcillas (Mermut et al, 1997). Sin embargo, Martínez-Mena et al (2002) sugieren que las fracción más fina (arcilla) se transporta como agregados y el limo fino como partículas primarias.

Tabla 1. Matriz de correlación entre los parámetros climáticos y las diferentes fracciones de los sedimentos (expresadas en porcentaje en peso). * correlación significativa para el nivel $p < 0,05$. ** nivel de significación $p < 0,01$.

	P (mm)	I ₁₅ media (mm/h)	I ₁₅ max (mm/h)	I ₃₀ media (mm/h)	I ₃₀ max (mm/h)	R (MJ.mm/ha.h)
Sedimentos (g.m ⁻²)	-0,11	0,77**	0,49	0,73*	0,46	0,39
2000-200 μm (%)	0,32	-0,34	-0,18	-0,35	-0,33	0,09
200-50 μm (%)	-0,24	-0,33	-0,38	-0,37	-0,36	-0,33
200-20 μm (%)	-0,66	-0,23	-0,57	-0,27	-0,46	-0,63*
50-2 μm (%)	-0,47	0,38	0,05	0,38	0,23	-0,24
20-2 μm (%)	0,25	0,60	0,64*	0,64*	0,70*	0,42
<50 μm (%)	-0,18	0,46	0,37	0,48	0,51	0,07
<20 μm (%)	0,56	0,46	0,76**	0,51	0,72*	0,66*
<2μm (%)	0,65*	-0,16	0,35	-0,13	0,17	0,54

Cuando analizamos los resultados de las texturas determinadas en los sedimentos, observamos que las fracciones más gruesas (2000-200 μm y 200-50 μm) no se hayan correlacionadas con ninguna de las variables climáticas consideradas. Son las fracciones inferiores a 20 μm, tanto el limo ISSS (20-2 μm) como el limo ISSS+arcilla (fracción < 20 μm), las que presenta correlaciones significativas con diversos parámetros climáticos, en especial con la intensidad máxima en 15 minutos (I15max).

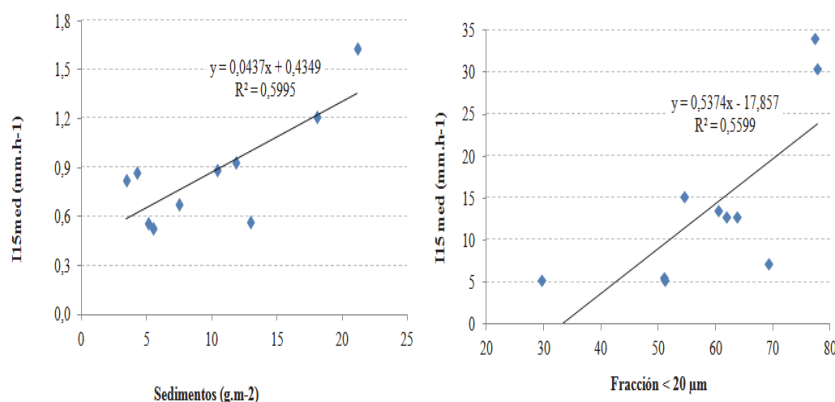


Figura 1. Modelos de regresión lineal y R^2 encontrado entre la pérdida de suelo y la fracción limoISSS+Arcilla en función de la I_{15} media ($p < 0,05$).

La fracción coloidal mineral, que cabía pensar que estuviera muy correlacionada con la intensidad de la lluvia, sólo está correlacionada con la cantidad total de lluvia caída, lo cual parece estar correlacionado con el flujo hortoniano que predomina cuando la distribución de la cobertura vegetal es heterogénea y escasa, con rodales cubiertos y otros desnudos, tal como observaron Calvo-Cases et al (2003). Este flujo se ve potenciado por la tendencia al

encontramiento que presentan estos suelos y la consiguiente baja permeabilidad de los mismos.

Agradecimientos

La información empleada procede del proyecto de investigación FP12-CVO financiado por la Comunidad de Madrid.

Bibliografía

- Calvo-Cases A, Boix-Fayos C, Imeson AC. 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. *Geomorphology*, 50: 269–291.
- Gee G W, Bauder JW. 1986. Particle-size analysis. En: Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods (Klute, A ed.). Madison: ASA-SSSA, Agronomy Monograph No.9. 2ª ed, p. 383-411.
- Issa OM, Bissonnais YL, Planchon O, Favis-Mortlock D, Silvera N, Wainwright J. 2006. Soil detachment and transport on field- and laboratory-scale interrill areas: erosion processes and the size-selectivity of eroded sediment. *Earth Surf. Process. Landforms*, 31: 929–939.
- Martínez-Mena M, Castillo V, Albaladejo J. 2002. Relations between interrill erosion processes and sediment particle size distribution in a semiarid Mediterranean area of SE of Spain. *Geomorphology*, 45: 261–275.
- Mermut AR, Luk SH, Römkens MJM, Poesen JWA. 1997. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. *Geoderma*, 75: 203-214.
- Parsons AJ, Stone PM. 2006. Effects of intra-storm variations in rainfall intensity on interrill runoff and erosion. *Catena*, 67 (1): 68-78.
- Römkens MJM, Helming K, Prasad SN. 2001. Soil erosion under different rainfall intensities, surface roughness, and soil water regimes. *Catena*, 46: 103–123.
- Shiono T, Kamimura K, Okushima S, Fukumoto M. 2002. Soil Loss Estimation on a Local Scale for Soil Conservation Planning. *JARQ*, 36(3): 157 – 161.
- Sirvent J, Desir G, Gutierrez M, Sancho C, Benito G. 1997. Erosion rates in badland areas recorded by collectors, erosion pins and profilometer techniques (Ebro Basin, NE-Spain). *Geomorphology*, 18 (2): 61-75.
- Vila R, Díaz-Fierros F, Rodríguez R. 2005. Los índices de intensidad de precipitación I30 e I10 y su relación con las pérdidas de suelo en el Noroeste peninsular (Galicia, España). *Revista de Xeografía, Territorio e Medio Ambiente*, 5: 147-170.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. USDA-Science and Education Administration Agric. Handbook 537, U.S.Govt. Print. Office, Washington, D.C.
- Zapata, F. 2002. *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides*. Kluber Academic Publishers. London, UK. ISBN: 1-4020-1041-9.

Erosión de suelo bajo plantaciones de teca (*Tectona grandis* L.f.) en Costa Rica

J. Fernández-Moya^{1,2*}, A. Alvarado², N. Algeet-Abarquero^{2,3}, M. Marchamalo-Sacristán³

¹ Departamento de Silvopascicultura, ETSI Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España
[*jesusfmoya@gmail.com](mailto:jesusfmoya@gmail.com)

² Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica

³ Departamento de Ingeniería y Morfología del Terreno, ESTI Caminos, canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid, España

Resumen

Se midió la erosión de suelos en Typic Rhodustalfs en pendientes entre 30 y 60% en Guanacaste, Costa Rica, siguiendo un diseño experimental basado en 3 parcelas de cada uno de los siguientes tratamientos: 1) bosque secundario (control), 2) plantaciones maduras de teca (*Tectona grandis* L.f.) de aproximadamente 20 años, 3) clones jóvenes de teca de 2 años y 4) rebrotes jóvenes de teca de 2 años. Las parcelas se establecieron siguiendo el método de las varillas (100 varillas metálicas en parcelas rectangulares de 200 m²) y se monitorearon en siete ocasiones entre julio de 2010 y septiembre de 2011. La lluvia durante este año de mediciones fue superior a la media. Mientras que en 14 meses se observó una acumulación moderada de suelo en los bosques secundarios (28,6 t ha⁻¹), las plantaciones de teca sufrieron unas tasas de erosión bajas (6,7 t ha⁻¹ en plantaciones maduras y 7,2 t ha⁻¹ en clones jóvenes) y moderadas (35,1 t ha⁻¹ en rebrotes jóvenes). Se han reportado altas tasas de erosión en algunas plantaciones de teca donde las quemadas prescritas son un frecuente recurso en el manejo de las mismas, siendo éste probablemente el origen del mito que asocia altas tasas de erosión con las plantaciones de teca. Así, un mal manejo forestal (quemadas prescritas, mal uso de maquinaria, pendientes extremadamente altas, uso anterior del suelo, etc.) es considerado como el causante de altas tasas de erosión, en lugar de la teca por sí misma.

Introducción

Las cubiertas forestales controlan la erosión de los suelos al proteger la superficie de éstos del impacto de las gotas de lluvia y al reducir la velocidad del agua de escorrentía que se mueve a través del ciclo hidrológico. La forestación de tierras puede entonces proteger e incluso restaurar suelos degradados y sus funciones hidrológicas, ya que se considera que aumenta la infiltración, porosidad y conductividad hidráulica de los suelos, afectando la recarga de los acuíferos, la escorrentía superficial y la erosión (p.ej. Bruijnzeel 1997). Sin embargo, existe una creencia generalizada que considera que las plantaciones de teca sufren altas tasas de erosión (para una revisión ver Fernández-Moya 2014). Sin embargo, sólo unos pocos estudios analizan los procesos de erosión de suelo bajo plantaciones de teca desde un punto de vista imparcial y basándose en observaciones de campo y experimentos, lo que resulta en una escasez de datos de calidad que permitan llegar a una conclusión al respecto (p.ej. Bell 1973; Wolterson 1979; Tangtham 1992; Pandey y Brown 2000; Ramnarine 2001; Arce *et al.* en prensa). Esta escasez de datos motivó el presente trabajo que tiene como objetivo cuantificar y analizar la erosión de suelo bajo plantaciones de teca considerando el efecto del manejo de las plantaciones y de la edad de las mismas, contrastando los resultados con los de bosque secundario bajo condiciones edafoclimáticas similares. Para conseguir este objetivo, se reportan los resultados de un experimento en Guanacaste (Costa Rica) y se realiza un análisis crítico de la literatura compilada de otros estudios alrededor del mundo. Más detalles pueden encontrarse en Fernández-Moya (2014) y Fernández-Moya *et al.* (en prensa).

Material y métodos

La zona de estudio se localiza en la región costera del Pacífico Norte de Costa Rica, en una

plantación de teca (*Tectona grandis* L.f.) de la empresa Panamerican Woods. El clima de la región se caracteriza por una precipitación media anual de 2.500 mm y 4-6 meses secos. El diseño experimental incluye cuatro tratamientos: 1) bosque secundario, 2) plantaciones maduras de teca de aproximadamente 20 años, 3) plantaciones de teca jóvenes de 2 años establecidas con clones y 4) plantaciones de teca jóvenes de 2 años establecidas a partir de rebrotes. Se instalaron en el campo 3 parcelas de erosión para cada uno de esos tratamientos en el mismo rango de pendiente (30-60%) y suelo similar (Typic Rhodoustalfs). Para la instalación de las parcelas se usó el método de las varillas metálicas propuesto por FAO (1997) modificado: 100 varillas metálicas (40 cm longitud y 5 mm de diámetro) instaladas en un marco rectangular de 2 x 1 m (200 m²). Tras el establecimiento, se midió la altura de las varillas con respecto al suelo para ser usada como referencia para las siguientes mediciones. La erosión de suelo se estimó mediante mediciones sucesivas de la altura de las varillas instaladas. Se realizaron siete sets de mediciones: julio (establecimiento), octubre y noviembre de 2010 (época lluviosa) y enero, marzo (época seca), junio y septiembre de 2011. Así, se estimó la erosión ocurrida entre cada uno de esos períodos de medición de las varillas así como la erosión total sufrida entre julio de 2010 y septiembre de 2011, dos años lluviosos con una precipitación mayor que la media en la región y con una alta frecuencia de eventos meteorológicos de intensidad superior a media (p.ej. tormentas tropicales, huracanes ...).

Resultados y discusión

Los procesos de erosión registrados durante el período de estudio variaron en función de los tratamientos analizados ($F_{3, 1131} = 7,7486$; $p < 0,001$) (Figura 1). Se observó una moderada acumulación de suelo y hojarasca bajo bosque secundario (28,6 t ha⁻¹), mientras que se observaron bajas tasas de erosión en plantaciones maduras de teca (6,7 t ha⁻¹) y clones jóvenes (7,2 t ha⁻¹) y tasas moderadas en los rebrotes jóvenes (35,1 t ha⁻¹), mostrando este último tratamiento una variabilidad tan grande que no fue posible diferenciarlo estadísticamente de los otros tratamientos cubiertos por teca (Figura 1). En todo el período de estudio sólo se registró un verdadero episodio de erosión durante el período entre octubre y noviembre de 2010 (Figura 1), el cual se asocia a las tormentas de alta intensidad causadas por el huracán Thomas. Las respuestas de las diferentes coberturas forestales analizadas a este evento de lluvia fueron significativamente diferentes ($F_{3,1191} = 26,041$; $p < 0,001$): mientras que aproximadamente 100 t ha⁻¹ de erosión se registraron en los tres tratamientos cubiertos con teca, tan sólo 9 t ha⁻¹ se observaron bajo bosque secundario (Figura 1), donde se ha medido una mayor conductividad hidráulica (Fernández-Moya *et al.*, 2013). Esta tendencia coincide con la teoría establecida de que las tasas de erosión anuales se originan principalmente a partir de unas pocas tormentas individuales de gran intensidad. En estos eventos meteorológicos extraordinarios, la intensidad de lluvia excede la infiltración y la conductividad hidráulica de los suelos, generando así flujo superficial de agua y escorrentía.

Las tasas de erosión observadas bajo plantaciones de teca en este trabajo son menores a las reportadas por Arce *et al.* (en prensa), usando la misma metodología y bajo condiciones ambientales similares (área cercana y pendientes entre 30 y 60%), para edades intermedias de teca (105,8 t ha⁻¹ año⁻¹). La gestión forestal es la única diferencia apreciable entre los trabajos, al haberse colaborado con empresas forestales distintas. Esto sugiere que el manejo de las plantaciones puede ser la una causa principal de las altas tasas de erosión bajo coberturas de teca registradas por algunos autores. Santamaría (1992) también reportó tasas de erosión más altas que las encontradas en el presente estudio, medidas en la misma finca durante la temporada de lluvias en pendientes entre 20 y 60% (162 – 190 t ha⁻¹ año⁻¹), pero alrededor de 20 años atrás. En la época en la que Santamaría (1992) realizó la evaluación de la erosión, las plantaciones de teca tenían alrededor de cinco años de edad, siendo ese tiempo demasiado corto como para recuperar las propiedades hidrológicas de los suelos a partir del estado de

degradación en el que se encontraban debido a la compactación por pastoreo causada por el uso anterior del suelo. Después de 20 años desde la forestación de tierras con teca, las propiedades hidrológicas de los suelos en esta zona han mejorado notablemente, casi llegando a la condición del bosque secundario (Fernández-Moya *et al.* 2013), y las tasas de erosión se han reducido. Esta secuencia de datos coincide con la teoría expresada por Bruijnzeel (1997) de una recuperación progresiva de estas propiedades hidrológicas que se va alcanzando cuando la plantación madura.

Pese a que se considera que la forestación de tierras mejora las propiedades hidrológicas de los suelos y por tanto restaura los suelos degradados y reduce la erosión de los mismos, a las plantaciones de teca se les atribuye una alta erosión del suelo, lo cual suele ser explicado por: 1) supresión del sotobosque por una excesiva competencia por la luz y por alelopatía; 2) bajos contenidos de materia orgánica debido a poca producción de hojarasca; y 3) alta erosividad de las gotas de lluvia por el gran tamaño de sus hojas (para una revisión ver Fernández-Moya 2014). Sin embargo, ninguna de estas explicaciones es completamente satisfactoria e incluso algunas de ellas no corresponden con la realidad observada en campo. Este mito llega a tal punto que algunos autores (p.ej. Bell 1973) reportan altas tasas de erosión en plantaciones forestales cuando en realidad las observaciones que hizo ($0,01 - 0,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) corresponden a tasas que se consideran nulas o bajas.

La supresión del sotobosque y la reducción de la regeneración arbórea bajo plantaciones de teca es un hecho comúnmente aceptado en la literatura (para una revisión ver Fernández-Moya *et al.* en prensa), pero no corresponde con lo que se observa en el campo ni con los datos reportados por otros autores (Arce *et al.* en prensa; Fernández-Moya *et al.* en prensa). La poca producción de hojarasca en plantaciones de teca es otro de los factores que se ha usado para explicar las supuestas altas tasas de erosión. Sin embargo, Arce *et al.* (en prensa), basándose en datos experimentales de campo, reportan tasas similares de biomasa de hojarasca bajo plantaciones de teca y bosque secundario.

El gran tamaño de las hojas de teca se ha asociado a un incremento en la erosividad de las gotas de lluvia, ya que las gotas se acumulan en las hojas de teca y se forman gotas de mayor tamaño que caen con una energía cinética varias veces mayor que lo que ocurre con otras especies (Calder 2001). Este mismo autor también observó una mayor erosividad de aquellas gotas de lluvia en una tormenta en India después de que se hubiese producido un fuego que eliminó la mayoría del sotobosque, mientras que la energía erosiva se redujo después de que la vegetación acompañante se recuperase después del incendio y ésta protegiese el suelo. Se ha comprobado que un sotobosque compuesto de varios estratos de vegetación protege al suelo de la energía cinética de las gotas de lluvia, reduciendo así la erosividad (p.ej. Brandt 1988). Así, la presunción de la supresión de la vegetación acompañante bajo plantaciones de teca discutida anteriormente se aplica igualmente en este punto. Aunque las grandes gotas de agua que se generan en las grandes hojas de la teca son muy erosivas, un sotobosque bien manejado compuesto por varios estratos de vegetación (acompañado además de una capa de hojarasca) reduciría esta erosividad de las gotas.

Los pocos datos de campo reportados por otros autores indican tasas de erosión generalmente bajas o moderadas bajo plantaciones de teca, ocasionalmente altas en unos pocos casos. Se ha demostrado que las quemas controladas incrementan drásticamente la erosión de suelo en plantaciones (Tangtham 1992) y, además, algunos de los trabajos que presentan altas tasas de erosión se llevaron a cabo precisamente en plantaciones donde las quemas programadas eran aplicadas regularmente como práctica de manejo (Woltersen 1979; Calder 2001). Así, aunque en general se considera que las quemas programadas son comunes en las plantaciones de teca (Bell 1973; Pandey y Brown 2000), éstas no son tan comunes en las plantaciones observadas en América Central. La ausencia de fuegos recurrentes en las plantaciones analizadas es lo que probablemente haya favorecido el mantenimiento de una capa de hojarasca y desarrollo

de un sotobosque apropiado, lo que explica las tasas de erosión bajas o moderadas que se han observado en el presente trabajo. Por lo tanto, se considera que el manejo de las plantaciones es la principal razón por la que una plantación de teca puede tener altas tasas de erosión, en lugar de ser un factor inherente a todas las plantaciones de teca. Así, las altas tasas de erosión son un mito que tiene su origen en algunas plantaciones en particular en las cuales las quemadas programadas son una práctica de manejo habitual

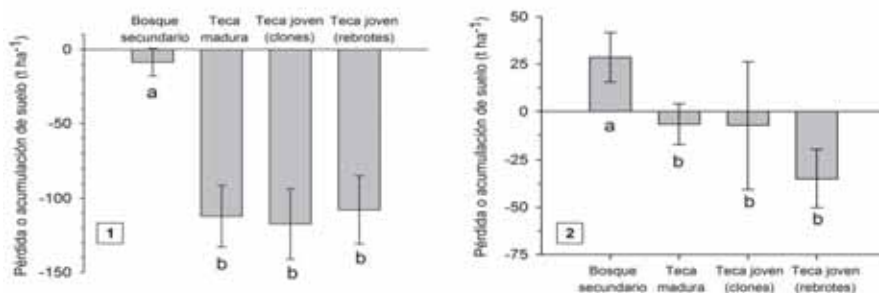


Figura 1. Pérdida o acumulación de suelo ($t\ ha^{-1}$) bajo diferentes coberturas forestales en Puerto Carrillo (Pacífico Norte de Costa Rica): (1) durante el período entre octubre y noviembre de 2010 (el huracán Thomas); (2) durante el período total de estudio (julio 2010 – sept. 2011). Se reporta la media y el intervalo de confianza (95%) de la erosión medida en estos períodos. Diferentes letras indican que los tratamientos son considerados estadísticamente diferentes siguiendo la prueba de Tukey ($\alpha=0,05$).

Bibliografía

- Arce V., Alvarado A., Fernández-Moya J. En prensa. Soil erosion under forest plantations in North Pacific coast of Costa Rica: *Tectona grandis*, *Bombacopsis quinata*, *Astronium graveolens*.
- Bell TIW. 1973. Erosion in the Trinidad teak plantations. *Commonwealth Forestry Review*, 223- 233.
- Brandt J. 1988. The transformation of rainfall energy by a tropical rain forest canopy in relation to soil erosion. *Journal of Biogeography* 15, 41-48.
- Bruijnzeel LAS. 1997. Hydrology of Forest Plantations in the Tropics. En: *Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests* (Nambiar EKS, Brown AG eds.). Australian Centre for International Agricultural Research, Australia, p. 125-168.
- Calder IR 2001. Canopy processes implications for transpiration, interception and splash induced erosion, ultimately for forest management and water resources. *Plant Ecology* 153, 203-214.
- FAO. 1997. *Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y de la Escorrentía*. FAO, Roma.
- Fernández-Moya J. 2014. *Efecto de las plantaciones de teca (Tectona grandis L. f.) sobre las propiedades hidrológicas de los suelos en Puerto Carrillo, Costa Rica*. Tesis MSc. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica
- Fernández-Moya J., Alvarado A., Forsythe W., Marchamalo-Sacristán M. 2013. Effect of teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations on soil hydraulic conductivity and porosity on Alfisols in Guanacaste, Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Sciences* 25(2):259-267.
- Fernández-Moya J, Alvarado A, Forsythe W, Ramírez L, Algeet-Abarquero N, Marchamalo-Sacristán M. En prensa. Soil erosion under teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations: general patterns, assumptions and controversies. En revision en CATENA.
- Pandey D, Brown C. 2000. Teak: a global overview. *Unasylva* 51 (2), 1-15.
- Ramnarine S. 2001. *The effect of fires and erosion on height growth of teak in Trinidad*.
- Santamaría L. 1992. *Evaluación de la pérdida de suelo en plantaciones de teca, bajo la aplicación de sistemas de conservación de suelos en Nicoya, Guanacaste*. Tesis Lic. ITCR, Cartago, Costa Rica.
- Tangtham N. 1992. Soil erosion problem in teak plantation. En: *Proceedings of the seminar on 50 anniversary of Huay-Tak teak plantation: 60th birthday celebration of Her Majesty the Queen of Thailand*. Royal Forestry Department, Bangkok, Thailand, p. 247-259.
- Wolterson JF. 1979. *Soil erosion in the teak forests of Java*. Wageningen, Netherlands.

Aplicación de paja para evitar la erosión post-incendio en un suelo afectado por un incendio forestal no controlado (Saviñao, Lugo)

M. Díaz-Raviña^{1*}, A. Martín¹, A. Barreiro¹, A. Lombao¹, S.J. González-Prieto¹, M.X. Gómez, M. Fernández¹, M.T. Fontúrbel², J.A. Vega², C. Fernández², T. Carballas¹

¹Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda. de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España; *mdiazr@iiag.csic.es

²Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Apdo 127, 3680 Pontevedra, España

Resumen

Se evaluó, en condiciones de campo y a gran escala (parcelas de 10 m de ancho x 40 m de largo), la eficacia de diferentes dosis y formas de aplicación de paja como técnica contra la erosión post-incendio y sus efectos sobre la calidad del suelo. El estudio se realizó en una ladera localizada en Saviñao (Lugo) susceptible de sufrir erosión post-incendio (pendiente 38%) con un suelo bajo matorral desarrollado sobre pizarras y afectado por un incendio no controlado de medio-alta severidad en el año 2012. Se instalaron, por cuadruplicado, los siguientes tratamientos: suelo quemado, suelo quemado con franja ancha de paja de 10 m en la mitad superior de la parcela y suelo quemado con dos franjas alternas intermedias de 8 m de longitud. Se determinó la erosión mediante el método de los geotextiles y se realizó la caracterización física, química y biológica de las muestras quemadas del horizonte superficial del suelo (0-2,5 cm) en los diferentes tratamientos y a diferentes períodos de tiempo durante 6 meses. Los resultados mostraron, por una parte, que las tasas de erosión del suelo durante los 6 primeros meses post-incendio fueron bajas y, por otra, que la adición de paja no mostró ningún efecto a corto plazo sobre la calidad del suelo (propiedades físicas, químicas y biológicas).

Introducción

Para reducir la erosión en áreas afectadas por el fuego es habitual en algunos países aplicar técnicas de emergencia para proteger y recuperar los suelos y acelerar la regeneración natural de la vegetación forestal (Robichaud et al., 2013; Vega et al., 2013). Estudios previos llevados a cabo en Galicia han mostrado que la técnica más fiable y efectiva (70-90% eficacia) y, por tanto, con mayor potencial para ser utilizada en esta zona templado húmeda es la del “mulching” de paja (Díaz-Raviña et al., 2010; 2012; Gómez-Rey et al., 2013b; Vega et al., 2013). Sin embargo, dificultades técnicas y económicas pueden limitar la aplicación del “mulching” de paja a gran escala y a las dosis medio-altas utilizadas en estas experiencias (250 g m⁻², 2500 kg ha⁻¹). Además, su aplicación por medios aéreos conlleva una gran variabilidad sobre el terreno de la dosis de paja aplicada. Es necesario, por tanto, determinar la dosis óptima y la forma de aplicación más adecuada, de acuerdo con criterios económicos y de eficacia en el control de las pérdidas de suelo, al mismo tiempo que se evalúa si este tratamiento juega un papel positivo o no en la recuperación de la calidad del suelo (propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas) y de la regeneración de la vegetación. El objetivo de este trabajo es optimizar la técnica de “mulching” de paja para que sea eficaz y económicamente viable en condiciones reales y evaluar los efectos a corto y medio plazo de la aplicación de estas técnicas sobre la recuperación del suelo.

Material y métodos

El estudio se realizó en una ladera afectada por el fuego con severidad medio-alta, de elevada pendiente (33-38 %), con un sustrato de pizarras grises y con una superficie suficientemente homogénea y amplia (1,3 ha) para establecer 12 parcelas experimentales (40 m de longitud a lo largo de la línea de pendiente y 10 m de anchura) necesarias para los distintos tratamientos

del suelo (4 réplicas): SQ, suelo quemado; SQA, suelo quemado con 200 g m⁻² de paja en la mitad superior de la parcela (dosis global = 1000 kg ha⁻¹); SQF, suelo quemado con 200 g m⁻² de paja en dos franjas alternas intermedias de 8 m de longitud (dosis global = 800 kg ha⁻¹). En cada parcela se instalaron barreras laterales de geotextiles, la inferior de las cuales actúo de colector de los sedimentos erosionados, que se recogieron periódicamente. En todas las parcelas, se muestreó el suelo (capa 0-2,5 cm) después del incendio y antes de aplicar los tratamientos (tiempo 0) y al cabo de 3 y 6 meses del incendio. En las parcelas con tratamiento con paja en parte de la superficie se muestreó separadamente el suelo en las zonas cubiertas con paja (QAP y QFP) y en las zonas sin paja (QA y QF). En todas las muestras se realizaron los siguientes análisis: humedad, capacidad de retención de agua, pH en H₂O y KCl, conductividad eléctrica, C total, delta ¹³C, C hidrosoluble, C de la bioma microbiana, N total, delta ¹⁵N, respiración, actividad bacteriana, actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C y del N. Los métodos utilizados en la caracterización física, química y biológica del suelo han sido descritos previamente por Díaz-Raviña et al. (2012).



Ladera seleccionada para la aplicación de los diferentes tratamientos de “mulching de paja” (total de 12 parcelas de 10 m de ancho por 40 m de largo) tras el incendio no controlado de Saviña (Lugo), y detalle de una de las parcelas experimentales.

Resultados y discusión

Los datos provisionales de recogida de sedimentos indican que las tasas de erosión durante el primer año post-incendio fueron bajas en todas las parcelas, con o sin tratamientos de estabilización, debido a las suaves condiciones meteorológicas, sin intensas precipitaciones que pudiesen ocasionar pese eventos erosivos pese a tratarse de una ladera susceptible de erosión (pendiente elevada, severidad medio-alta de incendio).

Los valores de las propiedades físicas, químicas y bioquímicas de las muestras de suelo en los diferentes tratamientos para un período de 180 días se muestran en la Tabla 1. El rango de valores para las distintas propiedades analizadas era similar al observado en estudios previos realizados en suelos quemados de la misma zona (Carballas et al., 2009; Martín et al., 2012). El efecto de los dos factores considerados, tratamiento de protección contra la erosión post-incendio y tiempo transcurrido desde su aplicación, variaba en función de la propiedad analizada. La mayoría de las propiedades fisico-químicas no se vieron afectadas significativamente por los tratamientos aplicados al suelo ni por el tiempo transcurrido después del incendio; excepciones a este comportamiento se observaron para el pH, con un aumento transitorio a los 3 meses, y la capacidad de retención de agua y el C soluble que descendieron a los 3-6 meses.

Tabla 1. Evolución de las propiedades físicas, químicas y bioquímicas de las muestras de suelo analizadas durante un período de 180 días (valor medio de las 4 réplicas de campo \pm SE) tras la aplicación de diferentes dosis y formas de aplicación de paja. Tratamientos: Q, QA, QF, QAP y QFP (véase material y métodos).

Variable	Tiempo (días)	Q	QA	QF	QAP	QFP
pHagua	0	4,5 \pm 0,1				
	90	5,3 \pm 0,2	5,4 \pm 0,1	5,4 \pm 0,1	5,5 \pm 0,2	5,2 \pm 0,2
	180	4,5 \pm 0,1	4,7 \pm 0,1	4,5 \pm 0,1	4,6 \pm 0,1	4,5 \pm 0,1
Retención agua (g agua kg ⁻¹)	0	594 \pm 9				
	90	586 \pm 15	589 \pm 17	596 \pm 9	617 \pm 18	583 \pm 8
	180	495 \pm 7	522 \pm 17	484 \pm 34	509 \pm 18	504 \pm 26
Conductividad eléctrica (μ S cm ⁻¹)	0	80 \pm 3				
	90	69 \pm 2	83 \pm 5	74 \pm 5	74 \pm 1	76 \pm 4
	180	71 \pm 9	88 \pm 5	66 \pm 9	49 \pm 6	54 \pm 3
C total (g kg ⁻¹)	0	151 \pm 3				
	90	148 \pm 5	155 \pm 4	145 \pm 4	147 \pm 5	155 \pm 2
	180	145 \pm 9	139 \pm 8	154 \pm 3	137 \pm 1	149 \pm 9
delta ¹³ C (‰)	0	-27,3				
	90	-27,1 \pm 0,1	-27,0 \pm 0,2	-26,9 \pm 0,2	-27,2 \pm 0,1	-27,0 \pm 0,1
	180	-27,1 \pm 0,2	-26,8 \pm 0,2	-27,1 \pm 0,1	-27,3 \pm 0,2	-27,0 \pm 0,1
N total (g kg ⁻¹)	0	10,7 \pm 0,2				
	90	10,4 \pm 0,7	11,0 \pm 0,3	10,6 \pm 0,4	10,8 \pm 0,4	10,7 \pm 0,1
	180	10,0 \pm 0,9	10,0 \pm 0,7	10,1 \pm 0,2	9,5 \pm 0,5	9,8 \pm 0,3
delta ¹⁵ N (‰)	0	2,6 \pm 0,2				
	90	2,0 \pm 0,1	1,8 \pm 0,2	1,8 \pm 0,1	1,9 \pm 0,2	1,8 \pm 0,1
	180	2,1 \pm 0,1	1,9 \pm 0,2	1,9 \pm 0,2	2,0 \pm 0,2	2,1 \pm 0,1
C soluble a 22°C (mg C kg ⁻¹)	0	288 \pm 46				
	90	141 \pm 35	151 \pm 27	151 \pm 36	137 \pm 32	164 \pm 40
	180	169 \pm 36	121 \pm 40	168 \pm 29	178 \pm 38	175 \pm 21
C soluble a 80°C (mg C kg ⁻¹)	0	2383 \pm 168				
	90	2135 \pm 169	1911 \pm 147	1931 \pm 134	1983 \pm 179	2316 \pm 190
	180	2164 \pm 213	1794 \pm 220	2224 \pm 148	2000 \pm 144	2205 \pm 219
C de la biomasa (mg kg ⁻¹)	0	346 \pm 38				
	90	407 \pm 33	344 \pm 34	371 \pm 13	355 \pm 23	429 \pm 41
	180	323 \pm 23	241 \pm 34	380 \pm 34	310 \pm 50	339 \pm 26
Respiración (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ día ⁻¹)	0	74 \pm 8				
	90	39 \pm 3	37 \pm 2	42 \pm 4	44 \pm 5	45 \pm 4
	180	55 \pm 2	45 \pm 4	54 \pm 4	62 \pm 7	62 \pm 3
Actividad bacteriana (mol Leucina x 10 ⁻¹⁷ h ⁻¹)	0	0,15 \pm 0,05				
	90	4,13 \pm 0,91	3,42 \pm 0,83	4,55 \pm 0,87	3,67 \pm 1,22	5,68 \pm 0,88
	180	0,88 \pm 0,14	0,75 \pm 0,13	3,35 \pm 0,96	1,69 \pm 0,40	2,25 \pm 0,23
	270	2,35 \pm 0,47	1,92 \pm 0,45	3,32 \pm 0,26	3,61 \pm 0,77	3,16 \pm 0,64
Glucosidasa (μ g p-nitrofenol g ⁻¹ h ⁻¹)	0	45 \pm 5				
	90	74 \pm 13	64 \pm 10	56 \pm 6	63 \pm 14	76 \pm 10
	180	33 \pm 5	27 \pm 3	31 \pm 2	34 \pm 6	33 \pm 2
Ureasa (μ g g ⁻¹ NH ₄ ⁺ g ⁻¹ h ⁻¹)	0	33 \pm 4				
	90	31 \pm 6	23 \pm 6	33 \pm 6	27 \pm 4	28 \pm 3
	180	45 \pm 4	44 \pm 6	70 \pm 10	62 \pm 7	56 \pm 9

En lo que respecta a las propiedades bioquímicas se observó una marcada influencia del tiempo transcurrido desde el incendio, particularmente para los índices de actividad

microbiana (respiración, actividad bacteriana, glucosidas). Estos resultados concuerdan con las fluctuaciones estacionales de la biomasa y actividad microbiana observadas en los suelos de la zona templado-húmeda (Díaz-Raviña et al., 1993; 1995). Por el contrario, excepto en casos puntuales, las propiedades bioquímicas no resultaron afectadas por el tratamiento del suelo. Los resultados demuestran claramente que, independientemente de la dosis y forma de aplicación, el acolchado con paja de los suelos quemados no afecta a sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Estos datos confirman estudios recientes del mismo grupo de investigación realizados en suelos susceptibles de sufrir erosión post-incendio afectados tanto por un incendio no controlado como un fuego experimental con diferentes dosis de aplicación de paja y bajo diferentes condiciones post-incendio (suelo, vegetación, clima, etc.) (Díaz-Raviña et al., 2012; Fontúrbel et al., 2012; Gómez-Rey et al., 2013a,b).

Agradecimientos.

Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAPFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

Bibliografía

- Carballas T, Martín A, Díaz-Raviña M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. En: *Efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España* (A Cerdá y J Mataix-Solera, eds.). Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, p. 269-301.
- Díaz-Raviña M, Acea MJ, Carballas T. 1993. Seasonal fluctuations in microbial populations and available nutrients in forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 16:205-210.
- Díaz-Raviña M, Acea MJ, Carballas T. 1995. Seasonal changes of microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 19:220-226.
- Díaz-Raviña M, Benito E, Carballas T, Fontúrbel MT, Vega JA. (Eds). 2010. *Research and post-fire management: soil protection and rehabilitation techniques for burnt soil ecosystems*. Andavira Editora, Santiago de Compostela. 346 pp. ISBN: 978-84-8408-583-6.
- Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, Iglesias L, Díaz-Fierros F, Carballas T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma* 191: 31-39.
- Fontúrbel MT, Barreiro A, Vega JA, Lombao A, Martín A, Jiménez E, Carballas T, Fernández C. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilisation treatments on soil microbial communities. *Geoderma* 191: 51-60.
- Gómez-Rey MX, Couto-Vázquez A, García-Marco S, González-Prieto SJ. 2013a. Impact of fire and post-fire management techniques on soil chemical properties. *Geoderma* 195-196:155-164.
- Gómez-Rey MX, Couto-Vázquez A, García-Marco S, Vega JA, González-Prieto SJ. 2013b. Reduction of nutrients losses with eroded sediments by post-fire stabilisation techniques. *International Journal of Wildland Fire* 22: 696-706.
- Martín A, Díaz-Raviña M, Carballas T. 2012. Short- and medium term evolution of soil properties in atlantic forests ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation and Development* 23:427-439.
- Robichaud PR, Lewis SA, Wagenbrenner JW, Ashmun LE, Brown RE. 2013. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation. Part I: effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena* 105: 75-92.
- Vega JA, Fontúrbel T, Fernández C, Arellano A, Díaz-Raviña M, Carballas T, Martín A, González-Prieto S, Merino A, Benito E. 2013 (Eds). *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia*. Tórculo Artes Gráficas, Santiago de Compostela. 139 pp. ISBN: 978-84-8408-716-8.

Rentabilidad del uso de pantallas anti-erosión eólica en cultivos cerealistas del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar.

P. Gallardo¹, M.C. Navarro², E. Ortega³, D.L. Valera⁴, C. Asensio^{1*}

¹Departamento de Agronomía, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, España; *casensio@ual.es

²Departamento de Economía y Empresa, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de Almería. España

³Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Granada. España

⁴Departamento de Ingeniería, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería. España

Resumen

Después de la labranza, los Cambisoles haplicalcáricos (WRB, 2007) estudiados en una zona que se cultiva fundamentalmente de cereales, en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería), son muy susceptibles a la erosión por el viento. Pero, en poco tiempo, tienden a estabilizarse por formación de una costra física superficial. Tras la labranza, deben aplicarse medidas de protección mediante el uso de pantallas anti-erosión, que se pueden quitar después de 10 a 12 días, ya que ese es el tiempo medio de formación de costras superficiales en el suelo, debido, principalmente a la acción del rocío, muy intenso en la zona.

La reducción en la pérdida de material del suelo, en muchos casos ligado a componentes órgano-minerales del mismo, redundará en menores costes respecto a fertilización y en labores culturales para la obtención de una buena producción.

Introducción

Desde los estudios de García Salmerón (1967) ya se incluían métodos de control de la Erosión Eólica de los suelos, siendo los avances múltiples en este sentido. Nuestra intención radica en aportar una nueva visión y establecer la fiabilidad de nuevas barreras protectoras de pérdida de suelo, en un cultivo tan necesitado de nutrientes como el cereal.

Frente al estudio de la influencia de barreras naturales frente al transporte de partículas por el viento, constituidas por arbustos, sobre la fertilidad del suelo de Lozano et al. (2012), diseñamos un sistema de distribución de pantallas anti-erosión eólica en la zona de estudio, utilizando la anemometría sónica para comprobar su eficacia. La principal ventaja de esta instrumentación es que permite establecer patrones de flujo natural del viento, así como la determinación de si se reduce su velocidad de paso a través de las pantallas, y la diferenciación entre las contribuciones medias y turbulentas a la acción del viento para la eliminación de partículas (Molina-Aiz, 2010).

La contribución más productiva refleja tras ver el estudio económico, que permite obtener información para ayudar en la toma de decisión del uso de pantallas anti-erosión en la zona en cuestión y para el cultivo de *Hordeum vulgare* (cebada) desarrollado.

Material y métodos

Para el montaje de nuestras pantallas, utilizamos una malla con una densidad de 13x30 hilos-cm⁻², con una longitud de 8 m y una altura de 0.7 m. La distribución se hace en bandas alternas, a 40 m de separación, que se oponen a la dirección principal del viento natural. El diseño para posicionar las pantallas se aprecia en la Figura 1, donde se incluye la distribución de anemómetros en torno a una de esas pantallas.

La velocidad del viento se mide con dos anemómetros sónicos 3D (modelo CSAT3, Campbell Scientific España SL; resolución 0.001 m s⁻¹; precisión ± 0.04 m s⁻¹; Figura 2) y con diez anemómetros sónicos 2D (modelo WindSonic, Gill Instrumento LTD; resolución 0.01 m s⁻¹; precisión ± 2%; Foto 1). Los datos de los 12 anemómetros fueron grabados por dos

microloggers (modelo CR3000, Campbell Scientific España SL), con una velocidad de barrido y almacenamiento de datos de 10 Hz para anemómetros sónicos 3D (Shilo, Teitel, Mahrer, Boulard, 2004) y 1 Hz para anemómetros sónicos 2D (López et al., 2011). Los dos anemómetros 3D miden 0.40, 0.70 y 1 m por encima de la superficie, durante 3 minutos. Este período de tiempo se encuentra dentro del intervalo, entre uno más corto, que puede reducir la precisión, y uno más largo, que puede aumentar la distorsión producida por el cambio de los parámetros del viento (Molina-Aiz et al., 2009). Para el análisis de las características de flujo de aire hemos calculado los siguientes parámetros de las mediciones de los anemómetros 3D: velocidad media del viento (\bar{u}), intensidad de la turbulencia (i), macroescala o escala de longitud integral (tamaño medio de los remolinos más grandes) (L_i), pendiente negativa media (valor β) de las curvas logarítmicas del espectro de potencia, energía cinética total de la turbulencia (k) y tasa de disipación de energía de la turbulencia (ϵ). Se puede ver una descripción exhaustiva de todos estos parámetros en López et al. (2011).

Dirección predominante del viento: WSW
Dimensiones del campo: 70x135 m
Longitud pantallas: 8 m

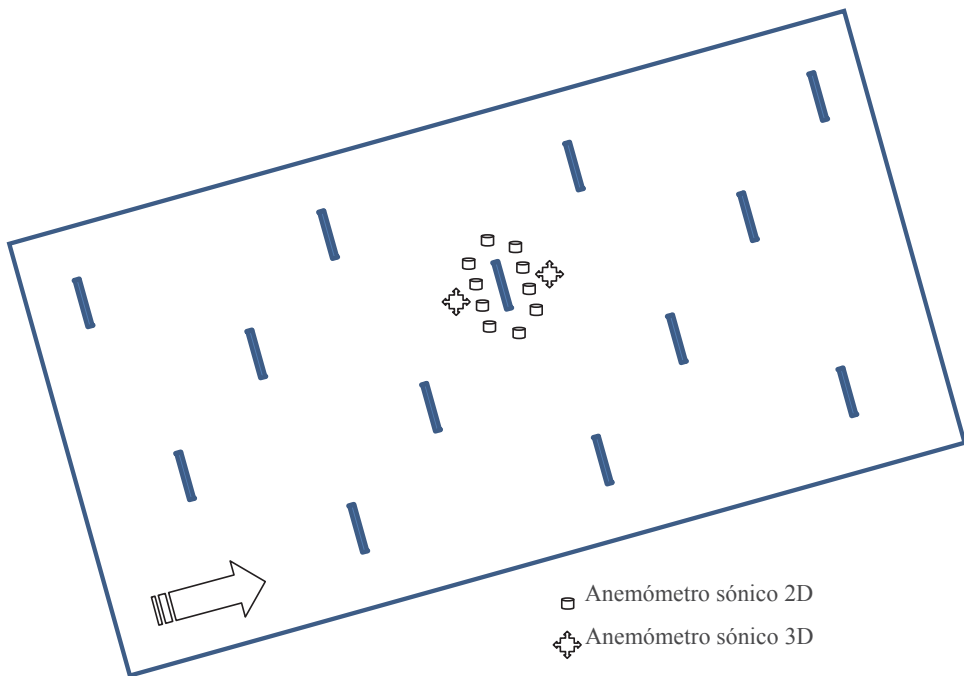


Figura 1. Distribución de pantallas y anemómetros.

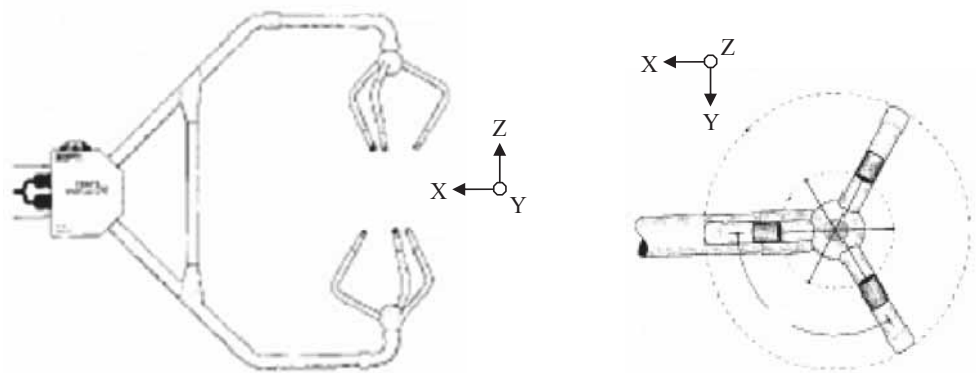


Figura 2. Vista lateral y superior del anemómetro sónico 3D.

Se ha empleado el método de análisis coste-beneficio, método clásico utilizado en Economía Agraria para la evaluación financiera de la inversión realizada (adquisición, montaje y desmontaje de las pantallas) tanto desde el punto de vista privado, como es nuestro caso, como desde la perspectiva pública del bienestar social (aspectos sociales y medioambientales).



Foto 1. Anemómetro sónico 2D.

Resultados y discusión

En los puntos centrales de la pantalla, donde el efecto de contención es más grande, se produce una reducción media de la componente perpendicular a la velocidad del viento u_x del 86.6 %. Para la componente u_y se reduce en esos puntos un promedio del 55.7 %. En el borde de la pantalla, más expuesto a la acción del viento, la componente u_x se redujo un 12.2 % y la componente u_y se incrementó en el lado de sotavento de la malla, posiblemente debido a aumento de la velocidad del viento a la falda de la pantalla anti-erosión. Este efecto se observa en los valores de u_x a 1 m de distancia desde el extremo de la pantalla, que alcanzó los máximos registrados durante la prueba.

El valor medio de la velocidad del viento disminuye después de pantalla, pero los niveles de fluctuación se mantienen similares, lo que aumenta la intensidad de la turbulencia detrás de la

misma (Asensio et al., 2013). Pero es interesante ver lo que sucede con los niveles de las escalas de turbulencia y energía cinética turbulenta, responsables de la capacidad de transporte de partículas por el viento, que será objeto de estudio en trabajos posteriores.

La reducción efectiva de la velocidad del viento con el uso de estas pantallas está condicionada por una disminución real en la intensidad de la turbulencia que se produce. La longitud y la altura de estas pantallas anti-erosión tiene que ser fijada en función de la topografía circundante.

Al hacer una simulación del efecto de retención para nuestro diseño de las pantallas anti-erosión, teniendo en cuenta los efectos de borde y los pasillos entre pantallas, además de la propia fijación en las zonas centrales de las mismas, se obtiene un valor del 32.3 %. Si consideramos que más del 80 % de pérdida de materiales por efecto eólico se produce justo tras el laboreo, el efecto corrector de estas pantallas colocadas tras labrar y hasta que se encostre el suelo, puede reducir en algo más de una cuarta parte la pérdida de materiales. Dado que el uso de las pantallas reduce, aproximadamente, en un 25 % las pérdidas por erosión eólica de nutrientes, Nitrógeno (N), Fósforo (P_2O_5) y Potasio (K_2O), valoradas en cerca de $300 \text{ €}\cdot\text{ha}^{-1}$, además de la materia orgánica, y puesto que el coste de la utilización de las pantallas importa cerca de $50 \text{ €}\cdot\text{ha}^{-1}$ y campaña, estaríamos hablando de un ahorro entorno al 10 %, sin tener en cuenta, cuestiones de ahorro energético y medioambientales muy importantes y que habría que considerar.

A pesar del importante ahorro conseguido y como el coste sigue siendo inasumible por la propiedad, dada la baja productividad del cultivo (menos de $1500 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de grano de cebada), complementariamente se recomienda enterrar la paja y el resto de cosecha, además de plantear una rotación de cultivo con leguminosas como *Vicia sativa* (veza) que incrementaría la productividad así como la reducción de plagas y enfermedades, con el consiguiente ahorro en el cultivo en general y en los aportes de nutrientes en particular

Bibliografía

Asensio, C.; Lozano, F. J.; Ortega, E.; Kikvidze, Z. 2013. Study on the effectiveness of an Agricultural Technique based on Aeolian Deposition, in a semiarid environment. Environmental Engineering and Management Journal. In press.

García Salmerón, J. 1967. Erosión Eólica. Ministerio de Agricultura. IFIE. 581 p. Madrid.

López, A., Valera, D. L., & Molina-Aiz, F. D. 2011. Sonic anemometry to measure natural ventilation in greenhouses. Sensors, 11: 9820-9838.

Lozano, F. J.; Soriano, M.; Martínez, S.; Asensio, C. 2012. The influence of blowwind soil trapped by shrubs on fertility in Tabernas District (Spain). Land Degradation and Development, 24: 6, 575-581.

Molina-Aiz, F. D., Valera, D. L., Peña, A. A., Gil, J. A., & López, A. 2009. A study of natural ventilation in an Almería-type greenhouse with insect screens by means of tri-sonic anemometry. Biosystems Engineering, 104, 224-242.

Molina-Aiz, F.D. 2010. Simulation and modeling of ventilation in Almería greenhouses using computational fluid dynamics. PhD. Almería, Spain: University of Almería.

Salazar, J.; Fernández, L.M.; Navarro, M.C.; León, M.C.; Pérez, M. 2006. Sistema experto de la calidad hortofrutícola. Fundación para la Investigación Agraria de la provincia de Almería. ISBN 84-88246-25-0. Almería.

WRB, FAO. 2007. World Reference Base for soil resources. 95 p. FAO, Roma.

Propriedades químicas do solo em áreas de montanha cobertas por matos: efeito do fogo controlado

C Nogueira¹, F Fonseca^{2*}, T Figueiredo²

¹ Estudante do Mestrado em Gestão dos Recursos Florestais, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança

² Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB/IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal [*ffonseca@ipb.pt](mailto:ffonseca@ipb.pt)

Resumo

O solo é o suporte de diferentes ecossistemas, quando sofre alterações, estas refletem-se neles, ou vice-versa. Um fogo não afeta apenas a vegetação que arde. Nos espaços florestais, entre as várias técnicas que podem ser aplicadas no controlo da vegetação arbustiva, há uma que recorre ao fogo: o fogo controlado. Esta técnica de redução de combustível, não reúne consenso relativamente aos impactos que causa. Este estudo decorreu numa área de matos com cerca de 5 ha, situado no Parque Natural de Montesinho, que de acordo com a aplicação do plano de gestão florestal foi sujeita a fogo controlado. Teve como objetivo avaliar o efeito do fogo controlado em algumas propriedades químicas do solo. Em 7 locais distribuídos aleatoriamente, foram colhidas amostras de solo a diferentes profundidades, antes e imediatamente após o fogo controlado. Os resultados obtidos neste estudo mostram que, houve um aumento do pH nas três profundidades amostradas, imediatamente após o fogo controlado. O teor de matéria orgânica, o potássio e o fósforo assimiláveis aumentaram na camada mais superficial após a queima. A capacidade de troca catiónica, aumenta imediatamente após o fogo, na profundidade 5-10 cm, diminuindo nas restantes camadas.

Introdução

O fogo é um fator ecológico natural na maioria dos ecossistemas (Le Houerou, 1973; Naveh, 1975), e embora os ecossistemas mediterrâneos sejam dele dependentes, não é sinónimo de que conseguem suportar qualquer tipo e frequência de incêndio (Mataix-Solera, *et al.*, 2009). Os incêndios eliminam temporalmente o coberto vegetal que reveste os solos e alteram também a parte superficial dos mesmos, condicionando os processos erosivos e hidrológicos, alterando assim o ciclo da água e do relevo, o que tem repercussões na evolução dos ecossistemas (Mataix-Solera, J. e Cerdà, A. 2009). Um componente básico do ecossistema florestal é o solo (Mataix-Solera, 1999), que após um incêndio pode sofrer alterações diretas, originadas pela ação do calor sobre a componente orgânica e indiretas devido à eliminação da cobertura do solo (Mataix-Solera, 1999; Moreira *et al.*, 2010). A gravidade dos vários efeitos provocados no solo, depende de múltiplos fatores, como: as condições climáticas, o tipo de vegetação, o regime de fogo, o tipo de solo e o relevo (Neary *et al.*, 1999). Uma das técnicas aplicadas na gestão da vegetação em espaços florestais é o fogo controlado, também designado por, fogo prescrito, que visa reduzir a carga combustível garantindo uma diminuição do perigo de incêndio (Manso *et al.*, 2005), este é o principal objetivo da técnica do fogo controlado (Haines *et al.*, 1998). A sua aplicação em áreas estratégicas pretende substituir de uma forma gradual os incêndios que ocorrem durante o período estival por queimas pouco intensas realizadas no Inverno (Fernandes *et al.*, 2002). Trata-se de uma técnica polémica, uma vez que as opiniões divergem relativamente aos seus efeitos negativos, no solo, na água, no ar e também na paisagem (Úbeda, X. e Outeiro, L. 2007). Este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito do fogo controlado em áreas de montanha cobertas com mato, em algumas propriedades químicas do solo, antes e imediatamente após a passagem do fogo, dentro da área do Parque Natural de Montesinho. Este Parque Natural tem

uma área de cerca de 75 000 ha, onde aproximadamente um terço estão ocupados por mato (IPB/ICN, 2007).

Material e métodos

Este estudo foi realizado numa área com cerca de 5 ha, coberta de matos, em Aveleda, no Parque Natural de Montesinho (PNM), onde seguindo o plano de gestão florestal de parcelas de pinhal próximas, com o objetivo de reduzir a vegetação arbustiva, foi aplicada a técnica de fogo controlado (Figueiredo *et al.*, 2013). Enquanto decorreu a queima da vegetação, foram medidas as temperaturas à superfície e 5 cm abaixo da mesma, imediatamente após a passagem do fogo, o que permitiu juntamente com a observação da profundidade de combustão do horizonte orgânico, e dos restos de vegetação que não arderam completamente, concluir que o fogo prescrito foi de baixa severidade (Figueiredo *et al.*, 2013). Nesta área, em sete locais aleatoriamente escolhidos, foram colhidas antes do fogo (AF) e imediatamente após o fogo (IAF), amostras de solo, em três profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm. Nestas amostras determinou-se laboratorialmente: o pH (em H₂O e em KCl) pelo método potenciométrico, a percentagem de matéria orgânica (% M.O) pelo método de Walkley-Black, o potássio e o fósforo assimiláveis pelo método de Ergner-Riehm, sendo o potássio quantificado recorrendo a espectrofotometria de emissão de chama, e a quantificação do fósforo foi realizada por espectrofotometria de absorção molecular, as bases de troca foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica e a acidez de troca foi determinada por titulação com NaOH.

Resultados e discussão

No quadro 1, apresentam-se algumas das propriedades químicas do solo, antes do fogo (AF) e imediatamente após o fogo (IAF). O pH aumenta nas três profundidades amostradas imediatamente após o fogo. O teor de matéria orgânica aumenta na camada mais superficial, observando-se um decréscimo nas restantes camadas após a queima. O potássio assimilável aumenta nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm. O fósforo assimilável aumenta nas camadas 0-5 e 10-20 cm, observando-se um decréscimo na camada intermédia. Verifica-se um aumento da capacidade de troca catiónica, imediatamente após o fogo, na profundidade 5-10 cm, diminuindo nas restantes camadas.

Quadro 1. Propriedades químicas do solo antes e imediatamente após o fogo controlado (média ± desvio padrão)

Profundidade (cm)		pH (H ₂ O)	M.O. (%)	K (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	CTC (cmol (+) kg ⁻¹)
0-5	AF	4,87±0,15	8,01±0,98	133,86±24,8	8,93±4,46	5,94±1,09
	IAF	5,04±0,27	8,66±1,22	135,14±29,72	9,59±5,47	5,63±1,28
5-10	AF	4,72±0,09	6,66±1,17	75,86±16,00	2,58±2,65	4,15±0,61
	IAF	5,04±0,27	6,18±1,22	80,60±29,72	2,29±5,47	4,24±1,28
10-20	AF	4,64±0,13	5,30±1,36	67,14±17,99	0,61±1,06	3,58±0,52
	IAF	4,99±0,25	5,00±1,47	64,29±20,42	2,27±0,51	3,44±0,51

Verifica-se que de um modo geral, há uma diminuição das bases de troca em todas as profundidades, imediatamente após o fogo controlado, exceto o sódio.

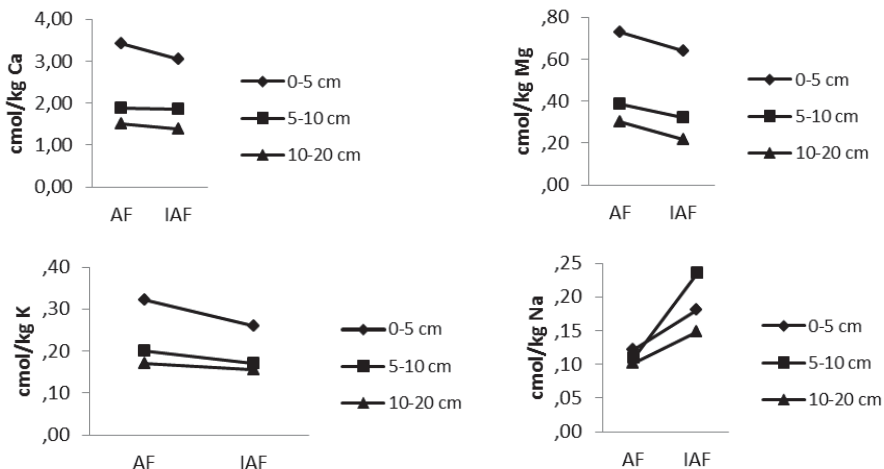


Figura 1. Bases de troca (K, Na, Mg, Ca) do solo antes e imediatamente após o fogo controlado.

Como os efeitos do fogo no solo podem ter duração variável, é necessário prolongar este tipo de estudo no tempo, de forma a acompanhar as alterações que ocorrem nas propriedades do solo.

Bibliografia

- Fernandes, P.; Botelho, H.; Loureiro, C. 2002. Manual de formação para a técnica do fogo controlado. UTAD, Vila Real.
- Figueiredo, T.; Fonseca, F.; Queirós, A. 2013– Efeitos do fogo na erosão do solo em áreas de matos: resultados de um ano de ensaio no Parque Natural de Montesinho. Grandes Incêndios Florestais, Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação dos Solos. António Bento Gonçalves e António Vieira (Eds.). Efeitos do fogo na erosão do solo em áreas de matos: resultados de um ano de ensaio no Parque Natural de Montesinho. NIGP – Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento da Universidade do Minho, RISCOS – Associação Portuguesa de Riscos, Prevenção e Segurança, CEGOT – Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território. p. 267-277.
- Haines, T.K., J. Martinez, e D.A. Cleaves, 1998. Influences on prescribed burning activity in the United States national forest system. *International Forest Fire News* 19: 43-46.
- IPB/ICN. 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.
- Le Houerou, N.H., 1977. Fire and vegetation in North Africa. En: Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and fuel Manag. Medit. Ecosys. Forest Serv. Dep. Agric. U.S.
- Manso, F., Bento, J., Rego, F., 2005. Fogo controlado, corte e pastoreio. Resposta da vegetação a diferentes técnicas de gestão. 5º Congresso Florestal Nacional: A Floresta e as Gentes, IPV, Viseu.
- Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral (ph-D). Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. A: Cerdà, A. i Mataix-Solera, J. (Eds), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles, Càtedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, p. 27–53.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R., Pérez-Bejarano, A., Bodí, M., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I., García-Orenes, F., Navarro-Pedreño, J., Jordán, M., Cerdà, A., Doerr, S., Úbeda, X., Outeiro, L., Pereira, P., Jordán, A., Zavala, L. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. A: Cerdà, A. i Mataix-Solera, J. (Eds), Los incendios

forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos, Càtedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, p. 157–218.

Moreira, F., Catry, F.X.; Silva, J.S.; Rego, F. 2010. Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. Lisboa, Isapress, 323 p.

Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Vegetatio*, 29, 199-208.

Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Folliott, P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis *Forest Ecology and Management* 122 ,51-71.

Úbeda, X., Outeiro, L. 2007. Efectos de los fuegos prescritos de Cataluña en las propiedades edáficas. Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. A J. Mataix-Solera, (Ed.), Alcoi, p. 41–55.

Carbono orgânico de solos após incêndio florestal no Centro de Portugal

M.E. Varela^{1*}, M.A.S. Martins¹, A.I. Machado¹, S. Faria¹, A. Heitor¹, V. Esteves², J. Keizer²

¹CESAM, Universidade de Aveiro, Dep. de Ambiente e Ordenamento, 3810-193 Aveiro, Portugal

²CESAM, Universidade de Aveiro, Dep. de Química, 3810-193 Aveiro, Portugal; *etejheiro@gmail.com

Resumo

Neste trabalho fez-se a avaliação do conteúdo em carbono orgânico do solo, numa área ardida no verão de 2010, no concelho de Sever do Vouga, na região centro de Portugal. Assim, pretende-se avaliar o stock de carbono após o incêndio, estudar padrões temporais e espaciais, avaliar o impacto do fogo em encostas com diferente geologia e coberturas vegetais e inferir sobre a variabilidade espacial numa encosta. Para tal, foram seleccionadas 5 encostas da área ardida, com duas espécies florestais, eucalipto e pinheiro bravo, e dois tipos de geologia, granito e xisto. Para referência escolheu-se uma encosta não queimada próxima da área de estudo, plantada com eucalipto sobre rocha-mãe de xisto. Foram recolhidas e analisadas amostras de cinza e manta morta bem como amostras de solo a duas profundidades, 0 a 2 cm e 2 a 5 cm, referentes aos primeiros dois anos após o incêndio. Na determinação do carbono orgânico total foi utilizado um Analisador TOC-V CPH equipado com um amostrador de sólidos SSM-5000A. A concentração de carbono é ligeiramente superior em solos sobre rocha-mãe de xisto do que de granito, e também ligeiramente superior, em eucaliptais do que em pinhais. Após o incêndio existe um aumento de carbono orgânico no solo, que sugere a incorporação de biomassa florestal parcialmente queimada no solo. A variabilidade espacial entre pontos numa mesma encosta mostra que cada transecto representa a heterogeneidade da encosta.

Introdução

O solo é considerado o maior reservatório de carbono a nível global e um importante sumidouro de CO₂ atmosférico. Na maior parte dos solos, este é maioritariamente carbono orgânico. Os incêndios florestais são um fenómeno frequente nos ecossistemas mediterrânicos, em especial em Portugal, e podem causar variações significativas no stock do carbono orgânico do solo (Certini, 2005). Pequenas alterações no stock do solo de carbono podem modificar significativamente a concentração atmosférica de CO₂ tendo por isso, um papel importante nas alterações climáticas. Para além disso, é essencial um nível adequado de carbono orgânico no solo, de modo a diminuir a erosão, os riscos de degradação, aumentar a capacidade de retenção da água no solo e facilitar a troca de nutrientes, com vista à melhoria da estrutura do solo (Lal, 2004).

Este estudo, cuja recolha e análise de dados foi desenvolvida no âmbito do projeto FIRECNUTS (Efeitos de fogos florestais na quantidade e dinâmica de carbono e nutrientes no solo e na sua exportação por escorrência superficial) PTDC/AGR-CFL/104559/2008, financiado pela FCT, centrou-se no estudo dos efeitos de incêndios florestais ao nível do carbono orgânico do solo, numa área ardida no centro de Portugal. Pretende-se, portanto, inferir sobre as reservas de carbono orgânico na camada superficial do solo após ocorrência de incêndios, em encostas com diferentes cobertura vegetais e diferentes geologias, quer em termos temporais quer espaciais.

Material e métodos

A área de estudo situa-se no lugar da Ermida, pertencente ao concelho de Sever do Vouga (40°43'N 8°20'O) no centro de Portugal. A área sofreu um incêndio florestal a 26 de julho de 2010 que consumiu 295 hectares. Foram estudadas 5 encostas queimadas (EQG, EQX-1,

PQX, EQX-2, EQX-3) e uma não queimada como controlo (ENQX). Todas as encostas apresentam um relevo acidentado, com declive superior a 20°. Os solos são Cambisolos ou Leptosolos desenvolvidos sobre xistos (X) ou granitos (G). A classe de textura na camada superficial varia conforme a encosta entre franco-arenosa e franco-argiloso-arenosa. Em cada uma das encostas foi traçado um transepto vertical ao longo da encosta com cinco pontos equidistantes. Em cada um dos pontos foi delimitada uma área de 25x25 cm para a recolha dos solos a duas profundidades: 0-2 cm e 2-5 cm. Posteriormente, as amostras foram secas ao ar, peneiradas por crivos com malha de 2 mm e trituradas. Para a determinação do conteúdo de carbono orgânico total foi utilizado um analisador de carbono Shimadzu TOC Analyzer equipado com o amostrador de sólidos SSM-5000A.

Resultados e discussão

A figura 1 mostra o stock total de carbono orgânico (CO) do solo nas encostas estudadas um mês após incêndio. Os valores variam entre 5 e 9 kg m⁻² de CO. O stock total de CO no 1º mês após o incêndio foi superior nas encostas queimadas relativamente à encosta não queimada. Observa-se que a contribuição para o stock de CO da manta morta da encosta não queimada é muito superior ao da camada de cinzas das encostas queimadas.

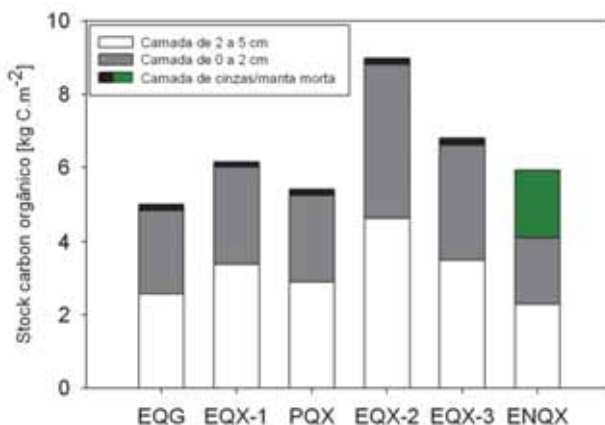


Figura 1. Stock total de carbono orgânico no solo um mês após incêndio.

A Tabela 1 mostra a variação temporal da concentração de CO no solo nas encostas estudadas.

Tabela 1. Variação temporal da concentração de CO (%) no solo nas encostas estudadas após o fogo.

	EQG		EQX-1		PQX		EQX-2		EQX-3		ENQX	
	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm
1	15,84	12,11	16,88	14,40	15,95	13,25	18,27	13,38	17,72	13,22	10,27	8,69
6	9,52	6,64	10,06	7,40	9,94	6,11	9,14	6,45	12,18	7,60	14,44	5,87
12					10,20	6,54	12,09	7,08	10,98	7,76	10,92	7,82
18					10,16	7,29	11,84	7,01	8,64	8,02	13,74	6,29
24					9,55	6,59	7,98	5,79	7,74	6,58	11,44	6,67

Relativamente às encostas afetadas pelo fogo, os valores máximos de CO no solo registam-se no 1º mês após o incêndio, com valores entre 16 e 18% para a camada superficial de 0-2 cm e 12 a 14% para a profundidade 2-5 cm. De salientar que a concentração de CO diminuiu

consideravelmente ao longo dos primeiros 6 meses, registando-se diminuições entre 5 e 9 na camada superficial de 0-2 cm e entre 5 e 7% na profundidade 2-5 cm. Ao longo do período de monitorização de dois anos, observa-se no geral um ligeiro aumento de carbono no 12º e 18º mês. Em geral não se verifica nenhum padrão sazonal nas encostas queimadas, no entanto a encosta de controlo, ENQX apresenta um padrão sazonal na camada de 0-2 cm, com um aumento na concentração no inverno e diminuição no verão.

Para avaliar o efeito da geologia comparou-se o comportamento de duas encostas, EQG e EQX-1 (Figura 2). Ambas têm coberto vegetal predominante de eucalipto diferindo apenas na rocha-mãe, granito na encosta EQG e xisto na encosta EQX-1. Ao analisar as duas profundidades observa-se que a concentração média de CO no solo da encosta com rocha-mãe xisto é superior, entre 0,5 e 1% na camada de 0-2 cm e 1 e 2% na camada 2-5 cm, à concentração média da encosta com rocha-mãe granito. Apesar destes valores serem próximos a concentração na encosta EQX-1 é sempre superior à concentração na encosta EQG. Estudos recentes demonstram que, dentro de um determinado ecossistema, os mecanismos de sequestro de CO no solo variam significativamente entre os materiais de origem geológica, devido à variação da associação mineral do solo e das propriedades físico-químicas do solo (Torn et al., 1997, Rasmussen et al., 2006). Os solos sobre uma rocha-mãe de xisto têm compostos de Fe e Al sesquióxidos (na forma Al_2O_3), que juntamente com a acidez facilitam a formação de complexos que protegem a matéria orgânica do solo da mineralização e conduzem à acumulação de carbono orgânico no solo.

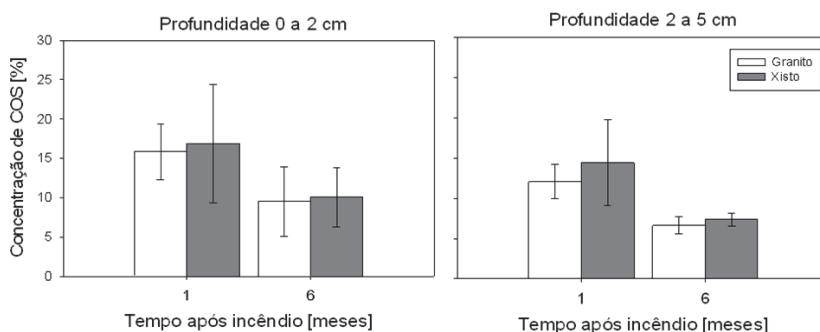


Figura 2. Variação temporal do CO no solo em encostas com diferente geologia

De modo a avaliar o efeito de diferentes povoamentos florestais comparou-se o comportamento de duas encostas, PQX e EQX-3 (Figura 3). Ambas têm como rocha-mãe xisto diferindo apenas na espécie predominante do coberto vegetal, pinheiro na encosta PQX e eucalipto na encosta EQX-3. Na camada superficial (0-2 cm) a concentração média na encosta com eucalipto é ligeiramente superior (entre 1 e 2%) no primeiro ano em relação à encosta com pinhal. A partir da qual a concentração no pinhal se torna superior em cerca de 2%. Na profundidade 2-5 cm observa-se um comportamento semelhante, com a concentração na encosta com eucalipto a ser superior entre 1 e 2% à encosta com pinhal, exceto no 1º e último mês, onde as concentrações se igualam. De um modo geral, as gimnospérmicas (Pinheiro-bravo) apresentam uma produtividade superior às angiospérmicas (Eucalipto) (Bray, 1972). Assim, a acumulação de resíduos no solo é frequentemente mais elevada para as resinosas (pinheiro-bravo) que para as folhosas (eucalipto).

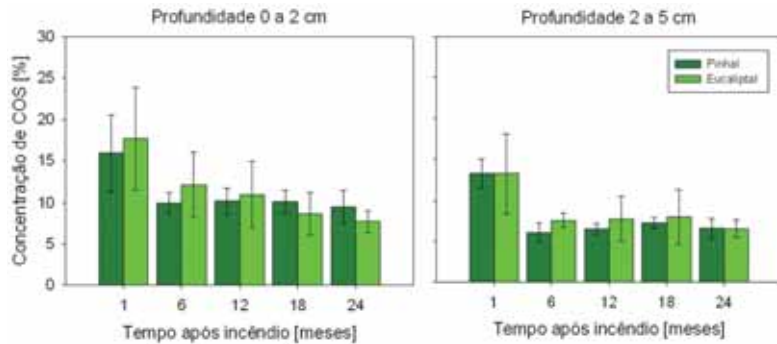


Figura 3. Variação temporal do COS em função do coberto vegetal

Uma das questões que o estudo do carbono no solo levanta, é se os pontos amostrados representam a encosta em estudo. Isto é se ao ser realizado na encosta apenas um transecto com 5 pontos, eles representam a variação de carbono nessa encosta. Para este efeito estudou-se a variabilidade espacial da encosta EQX-1 a duas profundidades (Figura 4), recolhendo amostras de 18 pontos ao longo de 4 transectos.

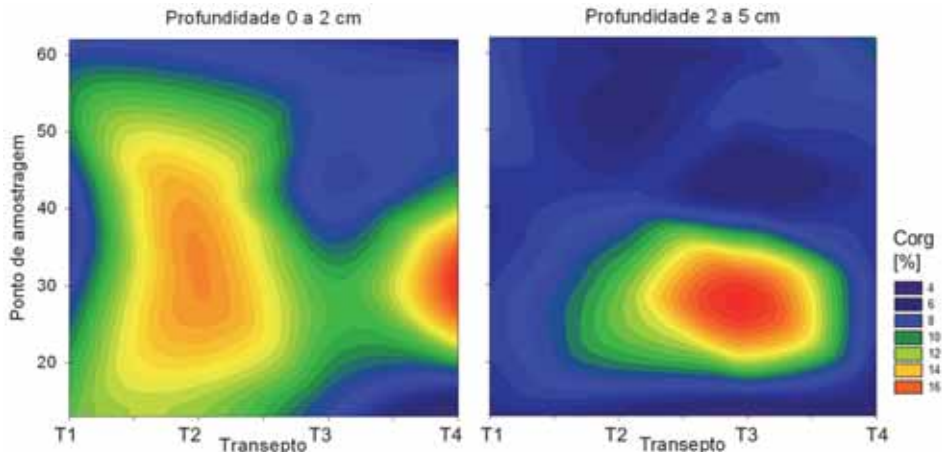


Figura 4. Variabilidade espacial da concentração de COS [%] a duas profundidades (0-2 cm e 2-5 cm).

A variabilidade espacial entre os diferentes pontos mostra que, apesar de existirem picos de concentração, grande parte dos pontos têm concentrações próximas, logo é possível afirmar que cada transecto representa a variabilidade da encosta.

Bibliografia

- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 143:1-10.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Rasmussen C., Southard R.J. e Horwath W.R. 2006. Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperate conifer forest soils. *Global Change Biology* 12: 834-847.
- Torn M.S., Trumbore S.E., Chadwick O.A., Vitousek P.M. e Hendricks D.M. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170–173.
- Bray J.R. 1972. Litter production in forest of the world. Em: Kozlowski, T.T. Water deficits and plant growth: Vol III. Academic Press, New York.

Efecto del fuego en la evolución de la calidad de las aguas superficiales. Incendio de La Gomera 2012

F. Díaz, M. Tejedor, C. Jiménez, J.M. Hernández-Moreno*

* jmoreno@ull.es

Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna

Resumen

Se estudió la evolución de la calidad de las aguas superficiales generadas por los sucesivos eventos pluviométricos que tuvieron lugar después del incendio de 2012 en la isla de La Gomera: aguas de escorrentía tomadas en el cauce principal de la red de drenaje de cuencas afectadas y no afectadas por el fuego y las aguas de escorrentía tomadas en presas con áreas de captación en dichas cuencas. Se estudiaron asimismo algunas propiedades de los suelos afectados por el incendio antes del comienzo de la estación húmeda. Los resultados obtenidos mostraron algunas peculiaridades del ecosistema estudiado en relación con el efecto del fuego en la calidad de las aguas superficiales, destacando el comportamiento de la cantidad de sales solubles y algunas especies.

Introducción

Los incendios forestales tienen un gran impacto en los procesos que actúan en los ecosistemas (Johnson and Miyanishi, 2001) y tienen un efecto negativo en la calidad del agua al alterar la hidrología de las cuencas, aumentando la producción y transporte de sedimentos y nutrientes a las corrientes de agua (DeBano et al., 1979). Los estudios a escala de vertiente suministran una visión integrada de los efectos del fuego en los ecosistemas. En Canarias no nos consta la existencia de trabajos de investigación sobre la influencia de los incendios forestales en la calidad de las aguas superficiales. En este trabajo se presentan los primeros resultados obtenidos sobre los efectos del fuego en la evolución de la calidad de las aguas superficiales generadas por los sucesivos eventos pluviométricos que tuvieron lugar después del incendio de 2012 siguiendo dos aproximaciones: i) estudio de las aguas de escorrentía tomadas en el cauce principal de la red de drenaje de cuencas afectadas (Q) y no afectadas (NQ) por el fuego; ii) estudio de las aguas de escorrentía tomadas en presas con áreas de captación Q y NQ.

Material y Métodos

El estudio se ha llevado a cabo en la isla de La Gomera, en el área afectada por el incendio ocurrido en Agosto de 2012 (~ 3600 hectáreas) y áreas limítrofes no afectadas. Parte del área afectada por el incendio se encuentra dentro del Parque Nacional (P.N.) de Garajonay (Figura 1) y sustenta una vegetación típica de Monteverde (*Persea indica*, *Laurus novocanariensis*, *Ilex canariensis*) y de fayal-brezal (*Erica arborea*, *Morella faya*).

Los efectos del fuego en las propiedades de los suelos fueron determinados a partir de un muestreo realizado dos meses después del incendio y con anterioridad al comienzo de la época de lluvias, dentro del P.N.: 6 parcelas de 100 m² afectadas por el fuego y 6 parcelas no afectadas, horizontes O y A1. En superficie predominan Andosoles aluándicos mientras que es frecuente encontrar Ultisoles en profundidad. En 120 muestras se determinó la conductividad eléctrica (CE) y pH en extracto 1:2.5, materia orgánica total y lábil, cationes cambiables, N total y P Olsen (Soil Survey Staff, 1996). Adicionalmente se determinó *in situ* la tasa de infiltración y la hidrofobicidad. En el caso de las aguas de escorrentía se eligieron 5 cuencas dentro del P.N., tres afectadas por el fuego (denominadas 1,2,3) y dos no afectadas (denominadas 4 y 5) (Figura 1). Aproximadamente en los puntos centrales de estas cuencas se tomaron 3 muestras de aguas tras cada uno de los eventos de lluvia que generó escorrentía. Se tomaron muestras en 6 eventos de escorrentía denominados del 1 al 6 y que correspondieron a

77, 103, 201, 470, 474 y 483 días después de la finalización del incendio, respectivamente. Estos eventos estuvieron asociados a lluvias en 24 horas de 62.2, 22.2, 33.4, 20.2, 41.6 y 38.6 mm, respectivamente. Para la segunda aproximación se seleccionaron 25 presas, 4 de ellas situadas, así como la totalidad de sus áreas de captación, dentro del perímetro del incendio. En estas presas se tomaron muestras de agua a una profundidad de 1 m en la columna de agua a los 100, 108, 252 y 623 días después de la finalización del incendio. Los parámetros analizados en las muestras filtradas por 0.45 μm fueron: conductividad eléctrica, pH, sólidos totales en suspensión (STS), turbidez, cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+), aniones (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^- , NO_3^- , NO_2^- , Br^-), fósforo total, nitrógeno total, carbono orgánico disuelto. En muestras no filtradas se determinó la demanda química de oxígeno (DQO). Se siguieron los métodos de la American Public Health Association (1992).

Resultados y Discusión

Parámetros relacionados con la producción de sedimentos: sólidos en suspensión/dispersión. Las aguas correspondientes a las zonas Q presentaron los mayores valores de STS, Turbidez, y DQO, tendiendo a descender a lo largo del tiempo (Fig. 2) sin relación clara con los picos de intensidad de lluvia y la estacionalidad. Estos parámetros fueron muy bajos en las aguas NQ. En las presas, STS y Turbidez fueron significativamente más elevados en las zonas Q. El P total osciló entre 1 y 9 mg P/L en aguas de cuenca (Q y NQ), no sobrepasando 1 mg/L en las presas, siendo significativamente más alto en las cuencas Q únicamente en el primer evento. El P soluble reactivo presentó valores medios inferiores a 0.4 mg/L tanto en presas como en cuencas, con independencia del efecto del fuego. Respecto al N total, tampoco se encontraron diferencias entre aguas de cuenca Q y NQ (2-30 mg NL); los valores medios fueron más bajos en las presas (2-14 mg N/L).

Parámetros relacionados con los componentes solubles. Los sólidos totales disueltos (CE) presentaron una tendencia común tanto en las cuencas Q como en la NQ: se produjo un descenso progresivo que llegó a ser significativo al final de la estación seca (octubre/noviembre) aunque aumentó en el evento n° 6 (Fig. 3). Contrariamente a lo obtenido en muchos estudios, no hubo diferencias significativas de la CE entre las aguas Q y NQ. Asimismo, estos datos tampoco son consistentes con los valores salinidad de los suelos antes de que se produjeran lluvias significativas. Así en los suelos Q, los valores de CE presentaron un valor medio de 3.7 dS/m (+/- 1.1) en el horizonte O y de 0.71dS/m (+/- 0.40) en el horizonte A₁ frente a los valores en los suelos NQ de 0.71 dS/m +/- (0.24) en el horizonte O y 0.26 dS/m (+/- 0.1) en el horizonte A₁. Los iones Cl y Na fueron en general superiores en las aguas NQ, mientras que en las aguas Q destacaron los mayores valores de amonio, alcalinidad y sulfatos, los dos últimos, especialmente en el primer evento. El nitrito solo estuvo presente en las aguas Q, especialmente en los dos primeros eventos. También se observaron concentraciones relativamente elevadas de nitrato, especialmente en las muestras NQ. El contenido en sales disueltas tampoco presentó diferencias entre las aguas de presas Q y NQ, con valores medios inferiores a 0.50 dS/m. El amonio predominó sobre el nitrato en las presas Q y presentó concentraciones muy bajas en las presas NQ. Dentro de otras especies solubles destaca el comportamiento del bromuro que presentó concentraciones significativamente más elevadas entre en las aguas de cuencas Q.

Los resultados obtenidos muestran algunas peculiaridades del ecosistema estudiado en relación con el efecto del fuego en la calidad de las aguas superficiales, destacando el comportamiento de la cantidad de sales solubles y algunas especies. Los bajos niveles de material en suspensión en las aguas de cuenca de las zonas NQ, junto con la cantidad y tipo de sales solubles y la baja tasa de infiltración y alta hidrofobicidad de los horizontes A₁ sugiere un mecanismo de transporte del agua entre horizontes O y A₁ que ha sido descrito en bosques

de distribución pluviométrica de tipo mediterráneo con el nombre de *litter interflow* (Miller, et al. 2005).

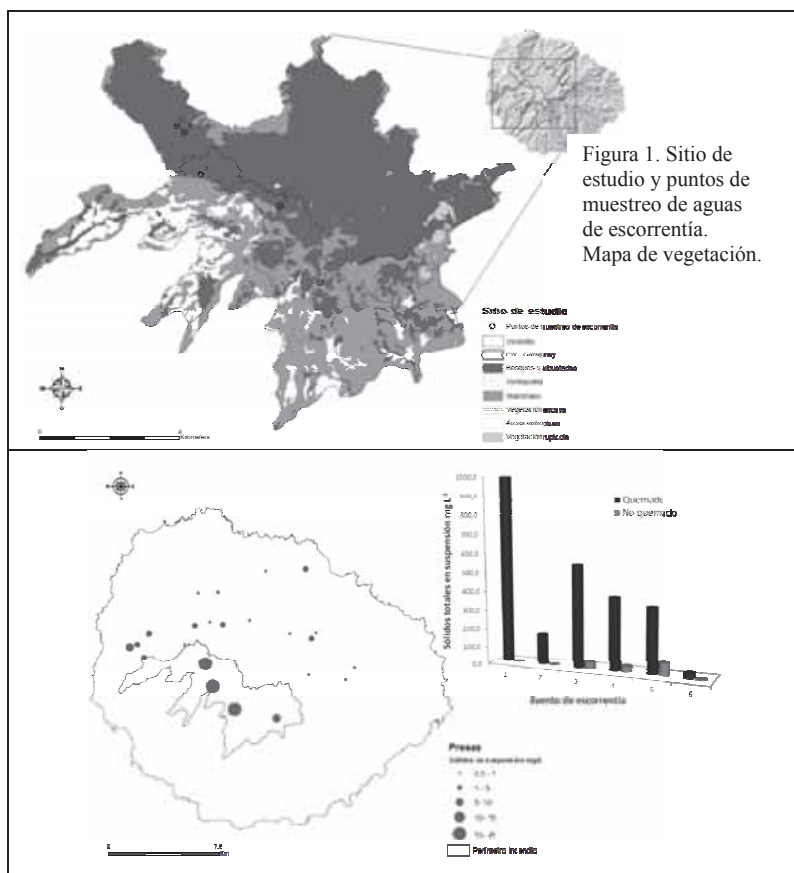


Figura 2. Sólidos en Suspensión en las aguas de cuenca y en presas

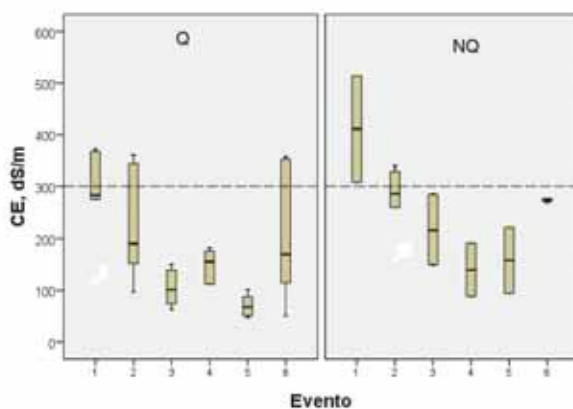


Figura 3. Evolución de la conductividad eléctrica con el tiempo en zonas Q y NQ (la línea a trazos es solo de referencia)

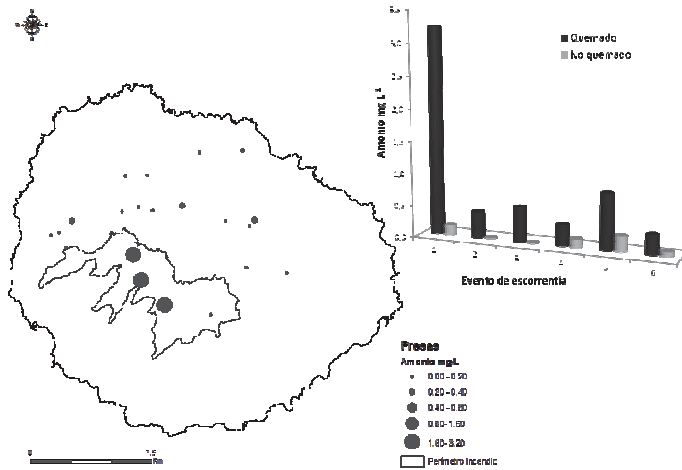


Figura 4. Concentraciones de amonio en las aguas de cuenca y presas

Bibliografía

- American Public Health Association 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. APHA-AWWA-WPCF, Washington, USA.
- DeBano LF, Rice RM, Conrad E 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. *USDA-FS Res. Pap. PSW-145*. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley
- Johnson, EA, Miyanishi K (eds) 2001. *Forest fires: behavior and ecological effects*. Academic Press, San Diego
- Miller WW, Johnson DW, Denton C, Verburg PSJ, Dana GL, Walker RF 2005. Inconspicuous nutrient laden surface runoff from mature forest Sierran watersheds. *J. Water, Air, & Soil Pollution* 163:3-17
- Soil Survey Staff 1996. *Soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations*. Report No. 42. U.S. Gov. Print. Office, Washington DC, USA.

Efecto del manejo del suelo de un olivar sobre la estabilidad de los agregados

B. Sastre^{1*}, R. Bienes¹, A. García-Díaz¹

¹Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, España; *blanca.esther.sastre@madrid.org

Resumen

Se ha evaluado la estabilidad de los macro-agregados a dos profundidades distintas (0-5 y 5-10 cm) tomados de las calles de un olivar del centro peninsular sometido a cuatro diferentes manejos del suelo: siembra anual de cebada y esparceta, cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* y laboreo superficial con implantación de vegetación espontánea, a dos profundidades distintas. Dicha estabilidad se ha medido con el test Counting Number Drop (CND) encontrándose una mejora en la estabilidad de los agregados superficiales en todos los tratamientos con cubiertas sembradas pero, además, una mejora en la estabilidad de los agregados de 5 a 10 cm en el caso de la cubierta permanente.

Esta acción de la vegetación sobre la mejora en la estabilidad de los agregados la atribuimos al incremento en el contenido de la materia orgánica del suelo que ha tenido lugar.

Introducción

La erosión hídrica es uno de los problemas más graves de los olivares de la Cuenca Mediterránea (Pastor, 2008) debido, por un lado, al manejo que tradicionalmente se ha dado al suelo con labores más o menos intensas para eliminar posibles competidores del cultivo y, por otro, a que es un cultivo que originalmente se relegó a terrenos marginales en pendiente y con menor fertilidad, dejando las tierras más llanas y productivas para otros cultivos más rentables.

Así se han cuantificado pérdidas de suelo de más de 80 t·ha⁻¹·año⁻¹ (Francia-Martínez, 2000) o las 93,47 t·ha⁻¹ que tuvieron lugar en una sola tormenta en el año 2007 en el olivar de estudio (Bienes et al., 2012).

Uno de los factores clave para reducir la erodibilidad del suelo es el mantenimiento de una cubierta vegetal que lo proteja del impacto directo de las gotas de lluvia, le aporte materia orgánica, reduzca la escorrentía superficial y favorezca unas condiciones adecuadas para el desarrollo de microorganismos, lo que redundará en la formación de unos agregados más estables (Cerdá, 1998).

El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto sobre la estabilidad de los macro-agregados del suelo a dos profundidades distintas (0-5 y 5-10 cm) en las calles de un olivar de la zona centro de España tras 3 años de empleo de cubiertas vegetales.

Material y métodos

El olivar objeto de estudio se encuentra situado en el término municipal de Colmenar de Oreja, muy cercano a Aranjuez (WGS84: X: 455654; Y: 4435965) al sur de la Comunidad de Madrid. Se trata de un olivar de la variedad Cornicabra plantado en 2004, en sistema intensivo (6x7 m² de marco de plantación).

Las condiciones climáticas se corresponden con un clima semiárido con precipitaciones medias anuales de 390 mm, midiéndose algunos años menos de 300. El suelo se corresponde con un Entisol, Typic Xerorthent (Soil Survey Staff, 2010) desarrollado sobre margas yesíferas, con alto contenido en limo y baja estabilidad estructural en el horizonte superficial, lo que le hace mucho más susceptible a las pérdidas de suelo por erosión.

En las calles de olivar se han sembrado 3 tipos de cubiertas:

- Cebada (*Hordeum vulgare*): sembrada cada mes de noviembre desde 2010.
- Esparceta (*Onobrichys vicifolia*): sembrada cada mes de noviembre desde 2010.
- *Brachypodium distachyon*: sembrada en noviembre de 2010.
- Vegetación espontánea anual (VEA, en adelante): estas calles se labran en el mes de noviembre, empleando un cultivador chisel hasta 15 cm de profundidad. Este tratamiento trata de imitar lo que hacen los olivicultores de la zona para controlar la vegetación, aunque en algunos casos ellos dan entre 3 y 5 pases al año. En el presente estudio se ha descartado un tratamiento tan agresivo debido a la alta susceptibilidad del suelo a la erosión y su baja estabilidad estructural, por ello nos hemos limitado a un único pase de labor, siendo ésta la opción más económica para el agricultor.

Todas las calles son segadas en primavera. La altura de corte fue de 10 cm para todas las cubiertas excepto para *Brachypodium* que se cortó a 15 cm, para permitir alrededor del 15% de espigas que permitieran la resiembra de la siguiente campaña.

El muestreo se realizó en Junio de 2013, tomando 3 muestras compuestas de suelo en las calles centrales de cada uno de los 4 tratamientos, entre las profundidades de 0 a 5 cm y de 5 a 10 cm (24 muestras en total). Estas muestras fueron tamizadas en el laboratorio entre 4 y 4,75 mm. Para evaluar la estabilidad de estos macro-agregados se ha empleado el test CND (Counting Number Drops) que contabiliza el número total de gotas necesario para destruir el agregado (Imeson y Vis, 1984). Para ello se dejan caer gotas de agua destilada (0,1 g de peso) soltadas a 1 m de altura sobre el agregado colocado sobre un tamiz de 2 mm, hasta que el agregado se cuele por él. No se ha empleado el tamiz de 2,8 mm del método de Imeson y Vis debido a la baja estabilidad de los agregados de la zona de estudio, ya que con mayor tamaño de luz los agregados son muy rápidamente destruidos sin permitir un estudio correcto.

El programa estadístico empleado ha sido el SPSS Statistics 19. Los análisis empleados han sido ANOVA cuando se cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad. Para los que no los cumplían, se ha aplicado el test no paramétrico de Games-Howell. En los análisis de correlaciones bivariadas se ha empleado el test de Pearson.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados de CND para cada tratamiento en cada una de las dos profundidades muestreadas. En el caso de la cubierta de *Brachypodium* no hay diferencias significativas entre las dos profundidades (CND de 12 y 12,5), al igual que en VEA (CND de 8,2 y 8,3). Sin embargo, para las otras dos cubiertas hay diferencias en los agregados, siendo más estables los que se encuentran entre 0 y 5 cm en ambos casos.

Tabla 1. Media, desviación estándar y número de muestras del test CND. Distintas letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre grupos para una misma profundidad. Distintas letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre profundidades para el mismo tratamiento.

Tratamiento	Profundidad (cm)	CND (Media \pm S.D.)	n
<i>Brachypodium</i>	0-5	12,0 \pm 6,8 A a	88
	5-10	12,5 \pm 6,7 A a	88
Cebada	0-5	12,9 \pm 7,3 A a	85
	5-10	9,0 \pm 2,8 B b	84
Esparceta	0-5	10,8 \pm 5,4 A a	86
	5-10	8,9 \pm 5,0 B b	87
VEA	0-5	8,2 \pm 3,2 B a	87
	5-10	8,3 \pm 3,1 B a	90

Centrándonos en la profundidad de 0-5 cm y comparando tratamientos, tenemos que todas las cubiertas sembradas tienen agregados significativamente más estables que VEA, e iguales

entre sí, mientras que de 5 a 10 cm, *Brachypodium* aumenta la estabilidad de agregados frente a los otros 3 manejos. La mayor estabilidad de los agregados de *Brachypodium* entre 5 y 10 cm puede ser debida a que al no labrarse desde finales de 2010, el suelo se airea menos y como consecuencia, no se acelera la mineralización.

En las gráficas 1 y 2 se muestran las curvas de supervivencia de agregados para cada una de las dos profundidades estudiadas. Los agregados más superficiales de todas las cubiertas sembradas, soportan más del doble de impactos como máximo que la cubierta de VEA. Así, las cubiertas no sólo aumentan la resistencia media de un agregado a ser destruido por las gotas de agua, sino también el máximo número de gotas que un agregado concreto puede soportar.

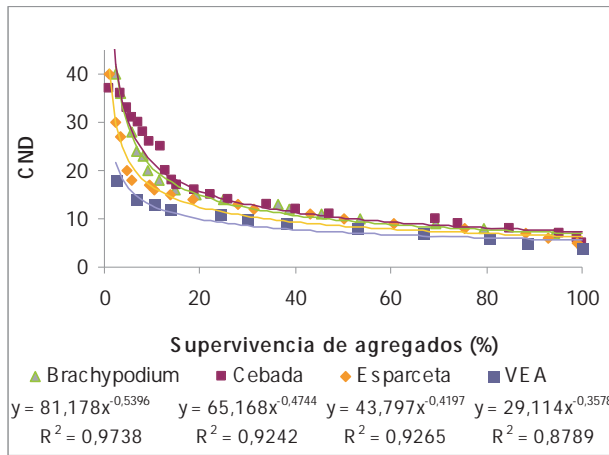


Gráfico 1. Curva de supervivencia de agregados secos al aire tomados entre 0 y 5 cm. para los 4 tratamientos. Debajo del nombre del tratamiento aparece la ecuación de ajuste a la curva y el grado de ajuste (R²).

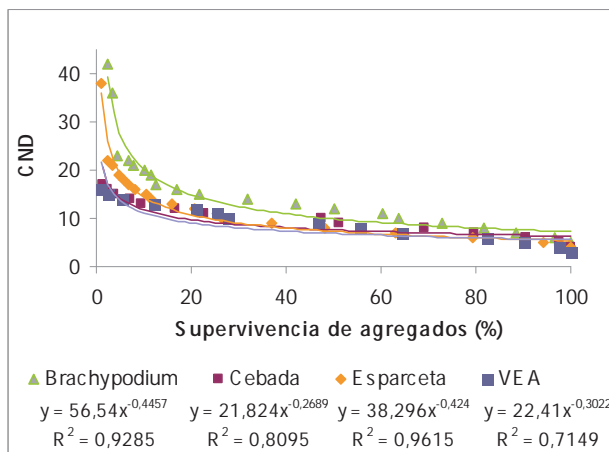


Gráfico 2. Curva de supervivencia de agregados secos al aire tomados entre 5 y 10 cm. para los 4 tratamientos. Debajo del nombre del tratamiento aparece la ecuación de ajuste a la curva y el grado de ajuste (R²).

En los agregados de entre 5 y 10 cm de las cubiertas de *Brachypodium* y esparceta también resisten el impacto de unas 40 gotas como máximo, mientras que los de cebada se aproximan

al comportamiento de los de VEA, no habiendo ningún agregado que resista más de 20 impactos.

Para tratar de entender el incremento de estabilidad en los agregados en los distintos tratamientos, se ha realizado una correlación del CND con los datos que tenemos de carbono del suelo (método de Walkley y Black, 1934), encontrándose una correlación positiva entre ellos (Tabla 2), tal y como ya encontraron otros autores (Boix-Fayos et al., 2001, Cantón et al., 2009, Cerdá, 1998) debido al efecto cimentador que posee la materia orgánica sobre las partículas del suelo.

Tabla 2. Correlación de Pearson (r), significación y número de muestras entre el SOC y el CND.

		SOC
CND	Correlación de Pearson	,475*
	Significación (bilateral)	,019
	n	24

Por todo lo anterior se puede concluir que las cubiertas vegetales sembradas, además de ejercer un efecto protector evitando que las gotas golpeen al suelo, mejoran la estabilidad de los macro-agregados en superficie (de 0 a 5 cm) frente al tratamiento de vegetación espontánea anual. Además, la cubierta permanente de *Brachypodium* también mejora la estabilidad de los agregados de 5 a 10 cm, debido a que se reduce la aireación provocada por el laboreo, ralentizando así la mineralización de la materia orgánica. Esta mejora en la estabilidad de los macro-agregados se debe, en parte, al incremento en carbono orgánico del suelo por acción de la vegetación sembrada.

Agradecimientos

La información empleada procede del proyecto de investigación FP12-CVO financiado por la Comunidad de Madrid.

Bibliografía

- Bienes R, Marqués MJ, Ruiz-Colmenero M, 2012. Cultivos Herbáceos, Viñedos y Olivares. El Manejo Tradicional Del Suelo y Sus Consecuencias En La Erosión Hídrica. *Cuadernos De Investigación Geográfica*, vol. 38, no. 1, pp. 49-74.
- Boix-Fayos C, Calvo-Cases A, Imeson AC, Soriano-Soto MD, 2001. Influence of Soil Properties on the Aggregation of some Mediterranean Soils and the use of Aggregate Size and Stability as Land Degradation Indicators. *Catena*, vol. 44, pp. 47-67.
- Cantón Y, Solé-Benet A, Asensio C, Chamizo S, Puigdefábregas J, 2009. Aggregate Stability in Range Sandy Loam Soils Relationships with Runoff and Erosion. *Catena*, vol. 77, no. 3, pp. 192-199.
- Cerdá A, 1998. Soil Aggregate Stability Under Different Mediterranean Vegetation Types. *Catena*, vol. 32, no. 2, pp. 73-86.
- Francia-Martínez R, 2000. Erosión en suelos de olivar en fuertes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelo. *Edafología (Madrid)*.
- Imeson AC, Vis M, 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma*, vol. 34, pp. 185-200.
- Pastor, M. 2008. Sistemas de manejo del suelo. En: Barranco D, Fernández-Escobar R y Rallo L (eds.). El cultivo del olivo 6ª ed. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca y Ediciones Mundi-Prensa Madrid.
- Soil Survey Staff, 2010 *Keys to Soil Taxonomy*. USDA-Natural Resources Conservation Service ed., Washington DC.
- Walkley A, Black IA, 1934. An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, vol. 27, pp. 29-38.

Formación de costra, escorrentía y erosión del suelo: Un ejemplo en suelos agrícolas de Galicia

M.M. Taboada-Castro, M.L. Rodríguez-Blanco, L. Palleiro, M.T. Taboada-Castro*

Centro de Investigaciones Avanzadas (CICA), Facultad de Ciencias, Universidade da Coruña, Campus de A Coruña, 15071 A Coruña, España; teresa.taboada@udc.es

Resumen

Se analiza bajo qué estados de la superficie del suelo se forma costra, escorrentía y erosión en parcelas agrícolas de clima húmedo. Para ello, se siguió la evolución de diversas superficies sometidas a distintas condiciones de laboreo y cantidades de lluvia. La lluvia requerida para la formación de una costra sedimentaria completa depende fundamentalmente de la rugosidad inicial de la superficie del suelo. La combinación de tres condiciones de la superficie (estadio de la costra, rugosidad y cubierta vegetal) es la principal responsable del origen de la escorrentía, mientras que los elementos agrícolas lineales (surcos de laboreo, rodadas del tractor, etc.) intervienen canalizando y concentrando el flujo superficial y, en consecuencia, facilitando la incisión en el suelo. Las clases de erosión más comunes son: erosión laminar, regueros y cárcavas efímeras. La situación más habitual bajo la cual se generó erosión corresponde a superficies encostradas, con baja rugosidad y sin vegetación o con cultivo en las fases iniciales de crecimiento. También se observó en superficies recién labradas bajo la influencia de eventos pluviométricos aislados. Los regueros y cárcavas efímeras se formaron esencialmente en otoño-invierno. La frecuencia y severidad de la erosión fue variable entre años (0,5 - 45 m³ ha), aunque en la mayor parte de los casos fue inferior a 7 m³ ha.

Introducción

En los suelos cultivados, la formación de costra es un fenómeno complejo dominado por una amplia variedad de factores relacionados con las propiedades del suelo, características de las lluvias, condiciones de flujo y prácticas agrícolas. La costra superficial puede inhibir la emergencia de las plántulas y el desarrollo de los cultivos (Gallardo-Carrera et al., 2007), influye en las propiedades hidráulicas del suelo y en la tasa de escorrentía. El encostrado también afecta a la rugosidad del suelo lo que influye junto con la cubierta vegetal en el proceso de desprendimiento y transporte de partículas del suelo. Otras características de la superficie tales como macroporos, presencia de fragmentos de roca, presencia de rodadas y otras estructuras lineales derivadas de las operaciones de labranza pueden influir en la escorrentía y en la erosión (Figueiredo y Poesen, 1998).

El objetivo de este trabajo es analizar la relación entre formación de costra, bajo lluvias naturales, y las prácticas agrícolas más comunes en el área de los esquistos de Ordenes (provincia de A Coruña), así como conocer las condiciones de la superficie del suelo propicias para la formación de escorrentía y erosión.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres lugares agrícolas de la zona de los esquistos de Ordenes (provincia de A Coruña), en los cuales se emplean sistemas de laboreo convencional. Los suelos (mayoritariamente Cambisoles) son bastante profundos, ácidos, relativamente ricos en materia orgánica (media: 41 g kg⁻¹) y poseen textura franco limosa en el horizonte superficial (limo: 55-65%; arcilla: 10-20%).

En la zona experimental la lluvia anual varió entre 889 y 1389 mm con marcadas diferencias estacionales entre años. Hacia finales de primavera y principios del verano son frecuentes las tormentas de alta intensidad (> 10 mm h⁻¹) lo que puede causar un rápido encostrado de la

superficie del suelo e incluso erosión por flujo concentrado. La rotación de cultivos incluye: maíz/barbecho/maíz, maíz/pradera, pradera/maíz, así como maíz/trigo o nabos y patatas/trigo o nabos. Se monitorearon parcelas con las rotaciones citadas y también con laboreo primario y secundario, así como parcelas que permanecieron en barbecho durante el invierno.

Evaluación del grado de encostrado del suelo

Se caracterizó la dinámica de formación de costra para diversos estados iniciales de la superficie del suelo (distinta rugosidad inicial) atendiendo a la cantidad de lluvia acumulada desde la última operación de laboreo. Se estudiaron 168 superficies recién labradas (F0) que comprenden desde laboreo primario y secundario (aradas, gradeadas, fresadas) hasta lechos de siembra para cultivo (maíz, patatas, trigo y nabos) y para pratenses, obteniendo un total de 2500 observaciones. El grado de encostrado, así como la rugosidad de la superficie del suelo y la distancia alcanzada por las partículas desprendidas y desplazadas por la escorrentía, se evaluaron siguiendo la metodología propuesta por Bresson y Boiffin (1990). El grado de encostrado se definió en base al porcentaje de costra estructural (F1), costra sedimentaria (F2) y estadios intermedios entre ambas (F12). La evaluación comenzó inmediatamente después de la última operación de laboreo, es decir con el suelo recién labrado (F0), y finalizó tras alcanzar alguna de las siguientes situaciones: grado máximo de encostrado, no encostrado pero con una densidad de vegetación superior al 70%, laboreo del suelo que origina un nuevo estado inicial.

La distancia alcanzada por la escorrentía desde su origen se estimó midiendo las huellas dejadas por esta. Se realizaron observaciones *in situ* después de cada evento importante de lluvia. Los resultados se centran básicamente en analizar la costra sedimentaria en la superficie entre regueros, es decir en las zonas de la parcela que carecen de elementos agrícolas lineales.

Evaluación de la pérdida de suelo por regueros y cárcavas efímeras

En las parcelas que presentaron erosión en regueros y cárcavas efímeras se determinó el volumen de suelo erosionado midiendo la longitud y la sección transversal de cada uno de los canales cada 1-3 m, así como en aquellos puntos en los que la sección cambia bruscamente.

Resultados y discusión

Encostrado de la superficie del suelo

Se distinguieron dos estados de encostrado: una costra sedimentaria (F2), esto es costra bien desarrollada que afecta a más del 90% de la superficie de la parcela, y un estado intermedio (F12) que comprende la formación de costra estructural y su transición hacia sedimentaria. El desarrollo de costra no se limita a una estación sino que en una misma parcela, dependiendo del sistema de cultivo, la superficie puede evolucionar varias veces al año, de lo que se deduce que estos suelos son bastante propensos al encostrado superficial, hecho que concuerda con su baja estabilidad estructural (Taboada y Taboada, 2003). En las superficies aradas y en los lechos de siembra de los principales cultivos (maíz y pratenses) predominó la costra sedimentaria (Fig. 2-izda) sugiriendo una rápida dinámica de encostrado, principalmente durante el periodo de establecimiento de praderas. Esta tendencia cambia drásticamente cuando se trata de laboreo secundario (parcelas gradeadas o fresadas) y de cultivos tradicionales (con la excepción de las parcelas sembradas de patatas), ya que predominan los grados intermedios de encostrado (Fig. 2-dcha). Estas diferencias de comportamiento se pueden atribuir a que las superficies con labores de gradeado o fresado permanecen en esa situación durante poco tiempo, de modo que la lluvia acumulada no es suficiente para el desarrollo de costra sedimentaria. Por otra parte, el trigo y los nabos se siembran durante la estación lluviosa y dado que el suelo se mantiene húmedo, se ralentiza el

proceso de degradación de la superficie debido a que la estabilidad de los agregados depende, en gran medida, del contenido de agua del suelo (Le Bissonnais et al., 1995; Gallardo-Carrera et al., 2007). Además, estos son cultivos de crecimiento rápido, que desarrollan una densa cubierta vegetal en un corto periodo de tiempo, lo que retrasa el encostrado del suelo.

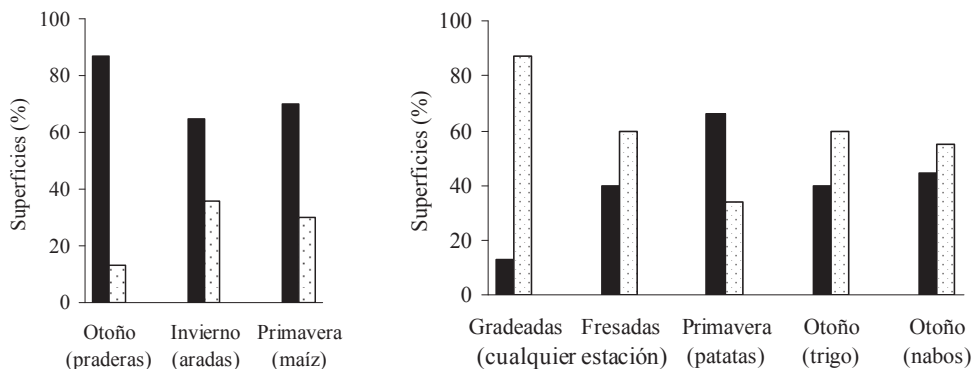


Figura 1. Porcentaje de superficies afectadas por diferente grado de encostrado de acuerdo con la situación agrícola en cada estación. Izda: Laboreo primario y cultivos principales. Dcha: Laboreo secundario y cultivos tradicionales. *Relleno en negro*: Costra sedimentaria (F2). *Punteado*: Estados de encostrado intermedios (F12).

En general, las superficies labradas desarrollaron costra sedimentaria en menos de 2,5 meses, aunque con distinta cantidad de lluvia acumulada. Así, con menos de 50 y 100 mm se formó costra en pradera y en parcelas fresadas, respectivamente, es decir sobre lechos de siembra finos caracterizados por baja rugosidad. En el resto de las situaciones agrícolas el desarrollo de costra sedimentaria tuvo lugar con más de 150 mm (rugosidad media) excepto en parcelas aradas (alta rugosidad) que requirieron más de 350 mm. Estos resultados sugieren que la rugosidad inicial determina en gran medida la cantidad de lluvia requerida para el desarrollo de costra. Sin embargo, esto no siempre es así ya que parcelas con el mismo grado de rugosidad difieren en la cantidad de lluvia que ocasiona la costra, lo cual podría ser debido a la diferencia entre: herramientas de laboreo, estado del cultivo cuando llueve, características de la lluvia y también a las variaciones interanuales de la lluvia.

Cambios en la rugosidad superficial a lo largo del tiempo, condiciones de formación de escorrentía y riesgo de erosión

Analizando la evolución de la rugosidad desde el estado inicial hasta el desarrollo de costra sedimentaria, se constató que la rugosidad aleatoria (originada por la distribución aleatoria de terrones y agregados sobre la superficie del suelo) fue más sensible a la degradación por la lluvia que la rugosidad orientada (paralela a la dirección de laboreo), la cual tiende a permanecer relativamente constante. La reducción de la rugosidad superficial disminuye el almacenamiento temporal de agua, lo que a su vez puede incrementar la escorrentía. Por lo tanto, el grado de rugosidad influye en el inicio y en la vía seguida por la escorrentía superficial. En las parcelas estudiadas, en ausencia de incisión en el suelo por flujo concentrado, la distancia máxima alcanzada por las partículas desplazadas por la escorrentía varió de 0 a 10^2 m dependiendo de las condiciones de la superficie del suelo de las diferentes situaciones agrícolas. Así, sobre superficies rugosas la escorrentía fue muy débil con desplazamientos máximos de 10^0 m, debido a que la rugosidad actúa de barrera física e impide el movimiento del flujo superficial a largas distancias. En el extremo contrario se encuentran los lechos de siembra de pradera, en los que su baja rugosidad (< 2 cm), alta compactación y

rápido encostrado ejercen un fuerte efecto sobre la generación de flujo laminar (desplazamiento: 10^2 metros). Sin embargo, también se apreciaron recorridos máximos de la escorrentía de 10^2 metros en superficies recién labradas o con costra sedimentaria, tras estar expuestas a episodios de lluvia importantes.

El flujo superficial se puede concentrar y causar incisiones en el suelo. Entre los factores que promueven su concentración y canalización se encuentran los elementos lineales de origen agrícola (último surco, rodadas de tractor, etc.), los cuales juegan un importante papel en la red de drenaje. Por otra parte, en el área de estudio se observó que las superficies no encostradas inicialmente secas ó encostradas inicialmente secas o húmedas, sin cubierta vegetal y con baja rugosidad son susceptibles de concentrar el flujo y causar erosión.

En la zona estudiada el riesgo de escorrentía y erosión está muy vinculado a las prácticas agrícolas. Además, se confirmó una variación cíclica del riesgo de escorrentía relacionado con las condiciones climáticas y con el tipo y secuencia de operaciones agrícolas. A escala anual, el mayor riesgo de erosión ocurre en primavera debido a que hay un gran número de parcelas labradas (sujeta a la presencia de superficies con menos del 30% de cubierta vegetal y episodios tormentosos) y en otoño, coincidiendo con la siembra de pratenses. El riesgo de erosión en verano se limita a la presencia de tormentas y suelos secos recién labrados (por ejemplo superficies desprotegidas después de la recolección de patatas). Los lechos de siembra de los cultivos de invierno presentan una rugosidad media y se encostran más lentamente por ejemplo que los de pratenses, y en poco tiempo desarrollan una densa cubierta vegetal lo que retrasa la generación de escorrentía y reduce el riesgo de erosión. La cubierta vegetal puede reducir la velocidad de flujo, como se ha indicado en otros estudios (Cerdà, 1999).

A lo largo del periodo de estudio, dependiendo de las condiciones de la superficie del suelo y de la lluvia, se generó erosión laminar, en regueros y en cárcavas efímeras, siendo la erosión laminar (no medida) la más extendida bajo la mayoría de las prácticas agrícolas. Las tasas medias de erosión por flujo concentrado fueron muy variables entre años ($0.5 - 44.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), aunque en la mayor parte de los años se obtuvieron valores inferiores a $7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Las prácticas agrícolas que mantienen cubierta la superficie del suelo durante mucho tiempo, o que aumentan la rugosidad de la superficie resultarían adecuadas para reducir el encostrado y la erosión del suelo.

Bibliografía

- Bresson L.M, Boiffin, J. 1990. Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field. *Geoderma* 47: 301-325.
- Cerdà, A. 1999. Parent material and vegetation effect on soil erosion in Eastern Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63: 362-368.
- Figueiredo T, Poesen J. 1998. Effects of surface rock fragment characteristics on interrill runoff and erosion of a silty loam soil. *Soil Tillage Research* 46: 81-95.
- Gallardo-Carrera A, Leonard J, Duval Y, Dürr C. 2007. Effects of seedbed structure and water content at sowing on the development of soil surface crusting under rainfall. *Soil Tillage Research* 95: 207-217.
- Le Bissonnais Y, Renaux B, Delouche H. 1995. Interactions between soil properties and moisture content in crust formation, runoff and interrill erosion from tilled loess soils. *Catena*. 25: 33-46.
- Taboada-Castro M.M, Taboada-Castro M.T. 2003. Estabilidad estructural de horizontes superficiales de suelos de prado y cultivo de la provincia de A Coruña (NO España). *Edafología* 10: 131-137.

Análisis de la pérdida de nutrientes en suelos cerealistas del SE español afectados por erosión eólica simulada en túnel de viento: Repercusiones económicas.

P. Gallardo¹, J. Salazar², M. Soriano¹, C. Rodríguez³, J. Lozano^{1*}

¹Departamento de Agronomía, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, España; *jlozano@ual.es

²Departamento de Economía y Empresa, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de Almería. España

³Departamento de Matemáticas, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Almería. España

Resumen

En una zona árida del sureste de España, en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, donde se cultivan principalmente cereales, se ha estudiado la influencia de la erosión eólica en la productividad de los suelos, aplicando una corriente de viento forzado, mediante el uso de un túnel de viento.

Los valores de erosión eólica presentan gran variabilidad dependiendo del tipo de suelo (Calcisoles gipsiáridicos, Cambisoles haplicalcáricos o Luvisoles haplicrómicos, de acuerdo con WRB, 2007) y del tiempo pasado desde la última labranza.

Las pérdidas de nutrientes determinadas por efecto del viento, implicarán un sobrecoste en fertilización para la obtención de una cosecha económicamente rentable.

Introducción

La erosión eólica es un proceso fuertemente dependiente de las propiedades del suelo, características del viento y de la cubierta vegetal. Para analizar la influencia sobre las propiedades del suelo, y poner a prueba su eficiencia, utilizamos aplicaciones eólicas con una turbulencia y una velocidad que se han calibrado bajo condiciones de laboratorio y de campo. Empleamos un ventilador que genera una corriente de aire que entra en un cuerpo tubular desplegable (Asensio et al., 2013), consiguiendo un flujo de aire similar a una corriente de viento natural, gracias a una estructura intermedia en "panal de abeja", como en el túnel de Fister y Ries (2009). La estructura telescópica se divide en 3 módulos y se colocan unas bisagras que permiten transformarla en un cubo de pequeño tamaño, cuando está doblada, por lo que es fácil de transportar, presentando la ventaja de ser fácil de montar debido a su configuración a través de raíles y patines de deslizamiento sobre ellos.

Se han utilizado parcelas destinadas al cultivo de cereales (cebada) mayoritario en la zona, y se ha estudiado la pérdida de materia orgánica así como de nutrientes esenciales como son los macroelementos principales Nitrógeno (N), Fósforo (P₂O₅) y Potasio (K₂O).

Material y métodos

Los datos climáticos se obtuvieron del registro de la estación agroclimática de Níjar, que se engloba en la red de estaciones automáticas del Instituto de Investigación y Formación Agrarias y Pesquera de la Junta de Andalucía (IFAPA).

Antes de la fase de campo, la turbulencia y velocidad del viento obtenidos en el túnel fueron probados en el laboratorio del Departamento de Ingeniería de la Universidad de Almería. Una vez en el campo, se realizaron los ajustes correspondientes de velocidad del viento usando un anemómetro de hilo caliente PCE-424 con una resolución de 0.1 m s⁻¹. Foto 1.

Para la dirección del viento de aplicación, se utilizaron los datos de la dirección del viento media anual en la zona, con la restricción de que la velocidad natural del viento no superase 0,5 m s⁻¹, durante las aplicaciones y otra condición importante era que el suelo debía estar

seco. Respecto a la velocidad del viento provocado, en los últimos 15 años, la velocidad de viento máxima diaria media fue de 7.2 m s^{-1} , por lo que se adoptó este valor como aplicación estándar. Se trataba de un viento extremadamente cálido y seco, como en el caso de Bennell et al. (2007). El tiempo de exposición fue de 5 minutos, de acuerdo con los criterios de Quirantes (1989), que indica que es suficiente para remover más del 95 % de la carga edáfica.



Foto 1. Túnel de viento en el que se aprecia el láser-scan antes de ser introducido para hacer la lectura y los colectores de partículas.

El análisis cuantitativo se realiza con un láser-scan, que permite la generación de mapas en tres dimensiones de la superficie, antes y después de ser erosionada, además de cuatro colectores de partículas movilizadas (modelo BSNE de Fryrear modificado), con recepción en superficie y a 15, 40 y 70 cm de altura (Foto 1).

Las pérdidas de nutrientes (N, P y K) y de C.O. se analizan en un estudio comparativo antes y después de la aplicación de la corriente de viento artificial, al igual que hacen Asensio et al. (2013) trabajando con sopladoras adaptadas. La pérdida neta de suelo se valoró por diferencia de los datos obtenidos del láser-scan tras la aplicación de la corriente de aire frente a los previos a la misma. El material captado en los colectores fue analizado, requiriéndose cuatro repeticiones para obtener peso representativo.

Todas las técnicas estadísticas utilizadas en el estudio fueron desarrolladas con el programa SPSS 15.0.

Con los datos experimentales obtenidos se ha realizado una valoración monetaria, aproximada, del coste que supondría restituir al suelo de la pérdida sufrida por la erosión eólica, tanto de la materia orgánica como de los nutrientes esenciales. Todo lo anterior es independiente de la aportación a realizar para el mantenimiento de la productividad y fertilidad del suelo a corto y a largo plazo, debido a las extracciones realizadas por el cultivo desarrollado, más otros aportes naturales por depósitos eólicos, escorrentía, etc.

Resultados y discusión

Los resultados de las exploraciones con el láser-scan muestran una gran variabilidad en la erosión eólica en los distintos tipos de suelo y respecto al tiempo desde que han sido labrados (Figura 1). Lógicamente, los suelos recién labrados tuvieron las mayores tasas de erosión eólica, con valores cercanos a 2 mm de pérdida de suelo por 5 min de viento estándar. Los suelos encostrados mostraron valores mucho más bajos en todos los casos, como también indicaron Aguilar et al. (2009). Se observaron los valores más altos de erosión eólica en

Cambisoles haplicalcáricos, seguidos de Luvisoles haplicrómicos y Calcisoles gipsiarídicos (WRB, 2007) recién labrados.

El análisis granulométrico de las muestras de los colectores indica que no hay razón para rechazar la normalidad de los datos. El ANOVA de medidas repetidas (Tabla 1) muestra diferencias significativas en las fracciones de tamaño de arena muy fina, limo grueso y Unified, de acuerdo con el método Geiiser, con p-valores de 0.021, 0.011 y 0.043, respectivamente y la prueba de Friedman, como alternativa no paramétrica al ANOVA, proporciona los p-valores de 0.061, 0.012 y 0.024 para los mismos parámetros, lo que confirma que la arena muy fina y limo grueso son las fracciones más susceptibles a la pérdida por efecto del viento. En cuanto a la fertilidad, el mismo análisis estadístico muestra que las diferencias menores aparecen, de igual forma que indican Zhao et al. (2007), en el contenido de CO y K₂O, aumentando en N y P₂O₅. Datos similares se encuentran en el estudio de Lozano et al. (2012) en el Desierto de Tabernas.

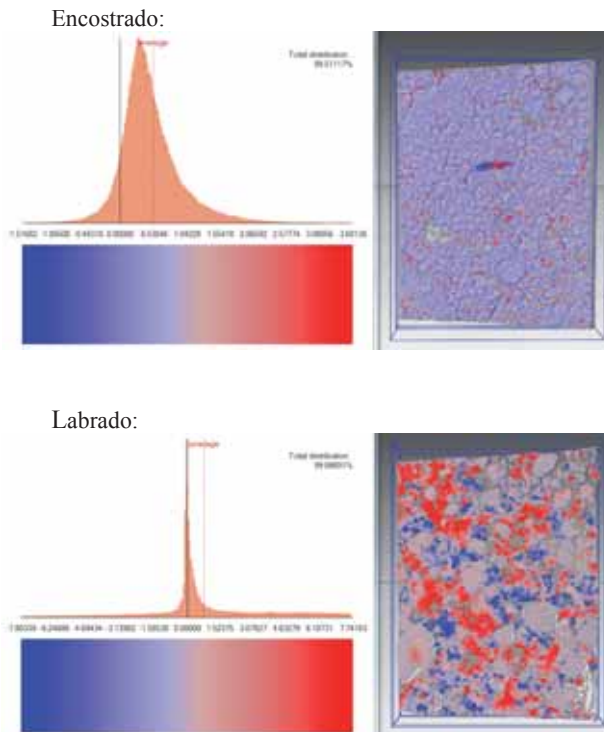


Figura 1. Diferencia en la tasa de erosión de un mismo suelo encostrado y tras ser labrado

ANOVA con medidas repetidas

Factor intra-sujetos: Túnel
(Efecto inter-sujetos= tipo de suelo)

Variable	Efecto túnel (GreenHouse- Geiiser)	Efecto suelo
Arena MF	0.021	0.059
Limo Gr	0.011	0.015
Unified	0.043	0.020
C.O.	No signif.	0.026
N	No signif.	0.040
P ₂ O ₅	No signif.	0.066
K ₂ O	No signif.	0.026

Test de Friedman

Factor: Túnel
(apareados según tipo de suelo)

Variable	Efecto túnel
Arena MF	0.061
Limo Gr	0.012
Unified	0.024
C.O.	No signif.
N	No signif.
P ₂ O ₅	No signif.
K ₂ O	No signif.

Tabla 1. ANOVA y Test de Friedman, para valores granulométricos y de fertilidad.

Después de la labranza, nuestros suelos son bastante susceptibles a la erosión eólica, pero en un corto espacio de tiempo tienden a estabilizarse por formación de una costra física superficial. El rocío, intenso en la zona, juega un papel importante en este proceso.

En lo referente a las pérdidas calculadas de N, P₂O₅ y K₂O el coste aproximado, en función de los abonos minerales empleados y utilizando precios medios de 2013 (obtenidos de distintos almacenes de suministros agrícolas de la provincia de Almería) supondría un importe de cerca de 300 €·ha⁻¹, además del coste en materia orgánica. Costes que son inasumibles por la propiedad, dada la baja productividad del cultivo, por lo que complementariamente se recomendarán labores culturales enfocadas al ahorro en el cultivo en general y en los aportes de nutrientes en particular.

Bibliografía

- Aguilar, M.A., Aguilar, F.J., Negreiros, J. 2009. Off-the-shelf laser scanning and close-range digital photogrammetry for measuring agricultural soils microrelief. *Biosystems Engineering*, 103, 504 - 517.
- Asensio, C., Giménez, A., Torres, J.A., Lozano, F.J. 2013. Nuevo sistema para la evaluación de la erosión eólica. VI Simposio Nacional sobre Control de la Degradación y Restauración de Suelos. Almería.
- Asensio, C.; Lozano, F. J.; Ortega, E.; Kikvidze, Z. 2013. Study on the effectiveness of an Agricultural Technique based on Aeolian Deposition, in a semiarid environment. *Environmental Engineering and Management Journal*. In press.
- Bennell, M.R., Cleugh, H.A., Leys, J.F., Heind, D. 2007. The effect of hot dry wind on the pod set of faba bean (*Vicia faba*) cv. Fiord: a preliminary wind tunnel study. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 47, 1468-1475.
- Fister, W.; Ries, J.B. 2009. Wind erosion in the central Ebro Basin under changing land use management. Field experiments with a portable wind tunnel. *Journal of Arid Environments*.73, 996-1004.
- Lozano, F. J.; Soriano, M.; Martínez, S.; Asensio, C. 2012. The influence of blowind soil trapped by shrubs on fertility in Tabernas District (Spain). *Land Degradation and Development*, 24: 6, 575-581.
- Quirantes, J. 1989. Aproximación cualitativa y cuantitativa de los fenómenos de erosión eólica en el SE español. Proyecto LUCDEME V. Monografía 51. ICONA. Mº Agricultura y Pesca. Madrid. Spain.
- Salazar, J.; Fernández, L.M.; Navarro, M.C.; León, M.C.; Pérez, M. 2006. Sistema experto de la calidad hortofrutícola. Fundación para la Investigación Agraria de la provincia de Almería. ISBN 84-88246-25-0. Almería.
- WRB, FAO. 2007. World Reference Base for soil resources. FAO, Roma. 95 p.
- Zhao, H.L.; Zhou, R.L.; Drake, S. 2007. Effects of aeolian deposition on soil properties and crop growth in sandy soils of northern China. *Geoderma* 142, 342-348.

Evaluación del efecto de las cubiertas vegetales en suelos de olivar

V. Braojos¹, M. Torres², F.J. Martín², I. Ortiz², E. Fernández², M. Sierra*²

¹Karlsruher Institut für Technologie, Alemania

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, España;

*msierra@ugr.es

Resumen

En el presente trabajo se ha analizado el efecto de las cubiertas vegetales en cultivos de olivar como mecanismo para reducir la erosión del suelo así como su repercusión en la capacidad de fijación de carbono. Se han analizado suelos de olivar en régimen de no laboreo con y sin cubierta, comparando los resultados con suelos de encinar adyacentes. La cubierta vegetal incrementa significativamente el contenido en carbono orgánico en los primeros 10 cm de suelo respecto a los suelos sin cubierta, asemejándose al suelo natural de encinar. De 10-30 cm, los contenidos en carbono orgánico disminuyen significativamente respecto al suelo inalterado, presentando una mayor estratificación en su distribución es suelo de olivar con cubierta. La cubierta frena de manera eficiente la erosión del suelo ya que evita la formación de la costra de golpeo y retiene el suelo mediante el denso sistema radicular que desarrolla, obteniéndose tasas de erosión muy parecidas a la del suelo inalterado, significativamente inferiores a las registradas en los suelos de olivar sin cubierta.

Introducción

La transformación de suelos forestales en agrícolas conlleva una pérdida significativa del contenido en carbono orgánico de los suelos (SOC), incentivando su mineralización y por tanto incrementando las emisiones de CO₂. Dependiendo del manejo del suelo, este efecto puede reducirse de manera importante, disminuyendo la mineralización de la materia orgánica, lo que además mejora propiedades físicas y químicas del suelo (Castro et al., 2008; Vázquez et al., 2013). Los suelos de olivar son uno de los cultivos extensivos más importantes de la región Mediterránea, con más de 9.4 millones de hectáreas cultivadas. El manejo tradicional, que deja libre de vegetación las calles entre los olivos ha dado lugar en muchos casos a fuertes procesos de erosión, que aumentan aún más la pérdida de materia orgánica. Con objeto de intentar frenar la erosión de estos suelos es común la utilización de cubiertas vegetales dispuestas en las calles perpendiculares a la línea de máxima pendiente. El uso de vegetación en el control de la erosión, además incrementa la capacidad de secuestro de carbono de los suelos y mejoran sus características físicas (Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2012).

El objetivo de este trabajo es evaluar efectividad de las cubiertas vegetales para frenar la erosión del suelo y su capacidad de fijación de carbono orgánico en el suelo.

Material y métodos

El área de estudio se localiza en el término municipal de Píñar (Granada, Spain), en el paraje conocido como Hoya Marín (UTM 30S 456763-4140597). Es una zona eminentemente agrícola donde dominan cultivos cerealistas y de olivar, coexistiendo con pequeños bosquetes relictos de encina. El clima es típicamente Mediterráneo con precipitaciones concentradas fundamentalmente en otoño e invierno (precipitación media anual 563 mm) y temperaturas contrastadas entre el verano y el invierno, con temperaturas medias de 27 y 16 °C, respectivamente. El relieve es alomado y los suelos se desarrollan sobre caliza, dominando los Regosoles y Calcisoles con texturas más equilibradas, fuertemente carbonatados, pH básico, complejo de cambio esta saturado en calcio, con valores de capacidad de cambio moderados, debido a la naturaleza illítica dominante de la arcilla y al bajo contenido en SOC.

Se muestrearon los suelos de una ladera cultivada con olivar en régimen de no laboreo, con cubierta vegetal espontánea, que se eliminan durante los meses de verano mediante siega mecánica, dejando los restos en superficie junto con la poda previamente picada. Se tomaron seis suelos por pares, con y sin cubierta vegetal, distribuidos a lo largo de la pendiente cubriendo la parte alta media y baja de la ladera, tomando tres réplicas en cada punto. Se muestreó a cuatro profundidades, de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm, tomando muestras de suelo inalteradas mediante el uso de cilindros de acero indeformables. También se muestrea un encinar adyacente, en tres puntos al azar, con sus correspondientes réplicas y a las profundidades definidas anteriormente. Las muestras son embolsadas en campo y trasladadas al laboratorio donde se desecan y se pesan. Posteriormente se muelen y tamizan, tomando una alícuota que se pulveriza con un molino de bolas, obteniendo la muestra para la determinación del carbono y nitrógeno orgánico mediante combustión seca usando un analizador elemental TruSpec CN (LECO™), previa eliminación de los carbonatos según el método de Ussiri y Lal, (2008). Al cálculo de la densidad aparente se le realiza la corrección en función de las gravas de acuerdo con Nieto et al. (2013).

En campo, se midió la tasa de erosión ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y escorrentía (mm h^{-1}) mediante la utilización de un simulador de lluvia (Fernández-Gálvez et al., 2008). Se trabajó a una intensidad de 50 mm h⁻¹ que cae a través de 1200 goteros situados en una placa de 0.5*0.5 m y a una altura de 1.5 m, recogiendo la escorrentía y el sedimento erosionado en botes de 150 ml en intervalos de 5 minutos hasta estabilización de la tasa de escorrentía.

Las diferencias entre los contenidos en carbono y nitrógeno orgánico en los suelos con cubierta y sin cubierta y en función de la profundidad fueron testados mediante el análisis de la varianza (ANOVA; $p < 0.05$). Se comprobó la normalidad de los datos mediante el test de Shapiro-Wilk y el test de Bartlett de la homogeneidad de la varianza. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el software estadístico SPSS® for Windows®, Ver. 15.0.1.

Resultados y discusión

El contenido en SOC disminuye significativamente en función de la profundidad en los cuatros usos considerados (tabla 1), alcanzando valores máximos en los primeros 5 cm superficiales que oscilan entre 27.2 en el encinar y 7.3 g C kg⁻¹ en el olivar sin cubierta.

Si consideramos el uso del suelo, podemos apreciar como los suelos de olivar con cubierta presentan mayor grado de estratificación del SOC, reduciéndose más de tres veces el SOC a partir de los 10 cm. En cambio, el olivar sin cubierta, pese a tener una concentración de SOC significativamente inferior en los niveles más superficiales, presenta una distribución en profundidad más homogénea, incluso con valores superiores entre los 10 y los 30 cm respecto a los del olivar con cubierta. El aporte de materia orgánica en el suelo proviene de los restos vegetales que quedan en superficie y que lentamente se incorporan al suelo (Sayer et al., 2006) y por los aportes procedentes del sistema radicular (Rasse et al., 2005). En el olivar con cubierta el input de carbono a nivel superficial es muy superior, procedente tanto a nivel de la superficie del suelo tras la eliminación de la cubierta antes de verano como por la adición de los restos de poda picados. Además el desarrollo de un sistema radicular denso y no demasiado profundo por parte de la cubierta da lugar al incremento significativo de SOC en los primeros centímetros respecto al olivar sin cubierta. Nieto et al. (2013) estiman que en olivares con cubierta vegetal, entre el 44 y el 85% del input de carbono en los primeros 15 cm del suelo son debidos a las plantas de la cubierta. Estas diferencias tan acusadas a nivel superficial ponen de manifiesto que la diferencia en el contenido en SOC en suelos con distinto manejo se da a nivel más superficial (Castro et al., 2008).

	SOC	SON	C:N
	%		
Olivar con cubierta vegetal			
0-5	21.6aA	2.06aA	10,5aB
5-10	11.6bB	1.15bB	10,1aB
10-20	3.5cC	0.36cC	9,9aA
20-30	1.9dC	0.20dC	9,5aA
Olivar sin cubierta vegetal			
0-5	7.3aB	0.71aC	10,2aB
5-10	8.0bC	0.79aC	10,1aB
10-20	5.3cB	0.54bB	9,8aA
20-30	5.0cB	0.51bB	9,8aA
Encinar			
0-5	27.2aA	2.21aA	12,3aA
5-10	18.8bA	1.75bA	10,7abA
10-20	16.5cA	1.65bcA	9,8bA
20-30	16.2cA	1.63bA	9,9bA

Tabla 1.- ANOVAs de los valores de carbono y nitrógeno y relación C:N de los suelos estudiados

El suelo de encinar presenta una concentración en SOC significativamente superior a lo largo del perfil respecto de los suelos de olivar. Los altos porcentajes en los primeros centímetros son debidos al aporte de hojarasca cuya mineralización se ve algo ralentizada dada la naturaleza más coriácea de la hoja de la encina favoreciendo la humificación de parte de la misma, lo que se pone de manifiesto por la formación de un horizonte O1 de color muy oscuro constituido por restos vegetales muy transformados, sobre el que descansa un horizonte O2 con hojarasca más o menos fresca, pero en cualquier caso perfectamente reconocible. A nivel subsuperficial, la alta concentración en SOC es debida fundamentalmente al aporte de las raíces, cuya densidad es elevada en los primeros 30

cm del suelo, con distinto tamaño, ya que coexisten encinares de gran porte con plantas jóvenes, que generan un denso dosel vegetal.

En cuanto a pool de carbono en los 30 cm superficiales de los tres usos y mnejos considerados, el contenido mayor se da en el suelo de encinar (43.01 Mg ha⁻¹) seguido de los suelos de olivar con y sin cubierta vegetal, respectivamente (22.35 y 19.59 Mg ha⁻¹).

El nitrógeno presenta un comportamiento paralelo al del SOC lo que hace que, en general, la relación C:N sea comparables entre los cuatro suelos considerados, disminuyendo ligeramente conforme aumenta la profundidad sin diferencias estadísticamente significativas salvo en el caso del suelo natural. El suelo con encinar presenta una relación C:N mayor a nivel superficial, como se comentó anteriormente, debido a la más lenta alteración de la naturaleza de la hojarasca. Además, la sombra aportada por la vegetación superficial y el mulch superficial que forma la hojarasca, protege al suelo frente al calentamiento con respecto a los suelos agrícolas, lo que reduce las condiciones oxidantes de la materia orgánica (Grigal and Berguson, 1998). No obstante, pese a que la relación C:N ha sido usada para interpretar el grado de descomposición de la material orgánica hay que ser cautos a la hora de evaluar este parámetro ya que puede estar condicionado por la naturaleza bioquímica y distribución de los constituyentes en los tejidos vegetales (Jensen et al., 2005; Lorenz et al., 2006).

Los resultados obtenidos con el simulador de lluvia muestran una clara diferencia en la tasa de erosión registrada en los suelos con cubierta y sin ella (Figura 1), La cubierta vegetal frena de manera significativa la erosión del suelo, reduciendo su intensidad respecto de los puntos sin cubierta en un 84.6% para la intensidad de 50 mm considerada. Esta diferencia tan acusada en la tasa de erosión, no se ve reflejada de manera tan intensa en los valores de escorrentía. La escorrentía de los suelos con y sin cubierta vegetal no es excesivamente acusada dada la textura equilibrada de los suelos que infiltran la mayoría del agua de lluvia simulada. No obstante, cabría esperar una escorrentía significativamente menor en los suelos con cubierta, ya que están protegidos frente al impacto de la gota de lluvia, evitando la formación de la costra de golpeo. No obstante, la elevada pedregosidad superficial registrada en los suelos estudiados hace que, los suelos sin cubierta también presenten una protección extra frente a la formación de la costra de golpeo, manteniendo una buena infiltración y reduciendo por ende la tasa de escorrentía. No obstante, pese a que la escorrentía no es muy superior en los suelos sin cubierta, la erosión sí que lo es, ya que la cubierta además de evitar la formación de la

costra de golpeo retiene el suelo con las raíces, hecho que justifica esta diferencia.

Si comparamos los datos de erosión y escorrentía de los suelos de olivar respecto al suelo natural bajo encinar, podemos apreciar como la tasa de erosión es muy parecida a la registrada en los suelos de olivar con cubierta, con valores de escorrentía ligeramente inferiores, respectivamente. No obstante, la pendiente, que es una variable decisiva en la tasa de la erosión, es destacadamente superior en el suelo de encinar respecto del olivar, y sin embargo no se refleja en un aumento de la tasa de erosión. En el suelo bajo encinar, la escorrentía es menor por la elevada tasa de infiltración de los suelos de encinar que presentan un alto contenido en materia orgánica que da un estructura migajosa de mayor potencia, protegida

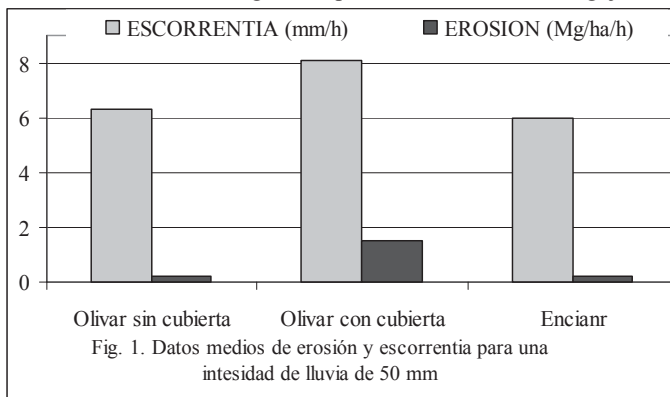


Fig. 1. Datos medios de erosión y escorrentía para una intensidad de lluvia de 50 mm

frente al impacto de la gota de lluvia por las copas del denso encinar, así como por la capa de hojarasca que lo cubre. Además, el suelo natural presenta una menor densidad aparente al estar menos compactado que el olivar, ya que no soporta el paso de maquinaria agrícola alguna.

Bibliografía

- Castro J, Fernández-Ondoño E, Rodríguez C, Lallena AM, Sierra M, Aguilar J. 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of soil in Jaén (Spain). *Soil and Tillage Research* 98:56-67.
- Fernández-Gálvez J, Barahona E, Mingorance MD. 2008. measurement of infiltration in small field plots by a portable rainfall simulator: application to trace-element mobility. *Water Air Soil Pollution* 191:257-264.
- Grigal DF, Berguson WE. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy* 14(4):371-377.
- Jensen LS, Salo T, Palmason F, Breland TA, Henriksen TM, Stenberg B, Pedersen A, Lundström C, Escala M. 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant minerals in soil. *Soil Plant* 273:307-326.
- Lorenz K, Lal R, Shipitalo MJ. 2006. Stabilization of organic carbon in chemically separated pools in no-till and meadows soils in Northern Appalachia. *Geoderma* 137:205-211.
- Nieto OM, Castro J, Fernández-Ondoño E. 2013. Convencional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant soil* 365:321-335.
- Rasse DP, Rumpel C, Dignac MF. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant and Soil* 269:341-356.
- Repullo-Ruibérriz de Torres MA, Carbonell-Bojollo R, Alcántara-Braña C, Rodríguez-Lizana A, Ordóñez-Fernández R. 2012. Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10(3):649-661.
- Sayer EJ. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol. Rev.* 81:1-31.
- Ussiri DAN, Lal R. 2008. Method for determining coal carbon in the reclaimed minesoils contaminated with coal. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:231-237.
- Vázquez C, Merlo C, Noe L, Romero C, Abril A, Carranza C. 2013. Sustainability/resilience of soil organic matter components in an Argentinean arid region. *Spanish Journal of Soil Science* 3(1):73-77.

SESIÓN 4:
SUELO, MEDIO AMBIENTE Y SOCIEDAD

Influence of soil properties on the leaching potential of fuel volatile compounds

M. Balseiro-Romero*, C. Monterroso

Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, University of Santiago de Compostela, Campus Vida, 15782, Santiago de Compostela, Spain; maria.balseiro@usc.es

Abstract

Fuel volatile compounds as fuel oxygenates (FO) (MTBE and ETBE) and BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylene) are some of the most soluble components of fuel. Therefore, understanding and characterizing the leaching potential of those contaminants in soil, appears essential to predict their mobility of through the soil profile to groundwater and obtain reliable data to be used in modelling. Samples from an A and a B horizon from a Cambisol were artificially spiked with FO and BTEX, which were leached in closed-columns, designed to minimize evaporation losses. The results indicated that the leaching potential was highly influenced by the interaction between the sample and the contaminant. Organic matter in A horizon preferably sorbed the most apolar contaminants (ethylbenzene and xylene), lowering their leaching potential and the leaching rate. On the other hand, the inorganic components of the B horizon, showed higher affinity for polar molecules (MTBE, ETBE, benzene or toluene), which were leached in lower extent and at lower rate. Closed-column leaching resulted in a good protocol to predict FO and BTEX leaching potentials based on contaminant-soil interactions.

1. Introduction

Benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (BTEX), in addition to common fuel oxygenates (FO) as methyl *tert*-butyl ether (MTBE) and ethyl *tert*-butyl ether (ETBE), are some of the most volatile and water-soluble components of fuel. In case of a soil contamination episode with fuel, both FO and BTEX will easily migrate to air or leach to groundwater (Pavón *et al.*, 2009), causing important contamination problems.

The interaction of the contaminants with the soil can significantly affect their mobility in the environment. This interaction is mainly affected by the soil components and physical and chemical properties (Margesin *et al.*, 2003). Therefore, the composition and type of soil in which the fuel leak occurred will be a key in predicting the fate of the contaminants.

Apart from volatilization, solubilisation and ground water leaching of FO and BTEX is the most probable fate of those contaminants while migrating from soil. Unlike volatilization, which normally causes diffuse contamination, continuous leaching can seriously damage wells or aquifers commonly used as water supplies for consumption or agricultural irrigation.

Therefore, determining the leaching potential of fuel volatile contaminants appears essential to manage a fuel leak and avoid or slow down groundwater contamination. Furthermore, reliable data on contaminant leaching potential based on contaminant-soil interactions are needed to be used for modelling contaminant dynamics in soil.

The aim of the present work was to design a packed closed-column and characterize and compare the leaching potential of individual FO and BTEX in an A and a B horizon from a natural soil profile.

2. Materials and methods

Samples of the A and B horizon (A_{hor} and B_{hor}) from an alumi-umbric Cambisol profile collected in the surroundings of Santiago de Compostela (Galicia, NW Spain) were used for

the column leaching experiments. Both samples have sandy loam texture, and the principal difference between them was the organic carbon content: 42.6 and 3.3 g Kg⁻¹, for A_{hor} and B_{hor}, respectively. The samples were mixed with sand at a 1:4 ratio (sand/soil), and spiked until reaching a soil concentration of 10 µg of individual BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylene) and FO (MTBE and ETBE) per g. The spiked samples were kept in closed glass recipients and stabilized at 4°C for 7 days before setting up the experiments. All matrices were previously sterilized with sodium azide (0.5 mM).

The column leaching experiment was designed based on OECD Guidelines 312 (Leaching in soil columns), adapted for volatile compounds. Glass columns were filled with 40 g of spiked A_{hor} and B_{hor} and special “T” pieces were connected at the bottom. These pieces were designed to connect a vacuum pump to help the water leaching through the column and to directly sample the leachate in PTFE-septum closed analysis vials through a needle. Columns were covered with aluminium foil and closed with a rubber stopper while stabilizing. This closed system was designed in order to avoid evaporation losses by sample manipulation, as much as possible (Figure 1).



Figure 1. Leaching columns.

Milli-Q water was used to leach through the columns. Columns were left to stabilize for 12 hours with the column valve closed and the rubber stopper on. The pore volume of each sample was estimated in order to leach or displace approximately a complete pore volume at each stage: 2 mL from the total volume leached were directly sampled in hermetically closed analytical vials (n=3) and immediately analyzed by HS-GC-MS, as explained in Balseiro-Romero and Monterroso (2012). Leachates were collected until having no differences in individual FO and/or BTEX accumulated leachate concentration.

3. Results and discussion

Figure 2, shows the percentage of individual FO and BTEX leached from the total present in the columns, until equilibrium was reached. Equilibrium was considered when the concentration of the contaminant in the leachate was negligible or very low, or when the amount of contaminant leached (accumulated) was practically constant.

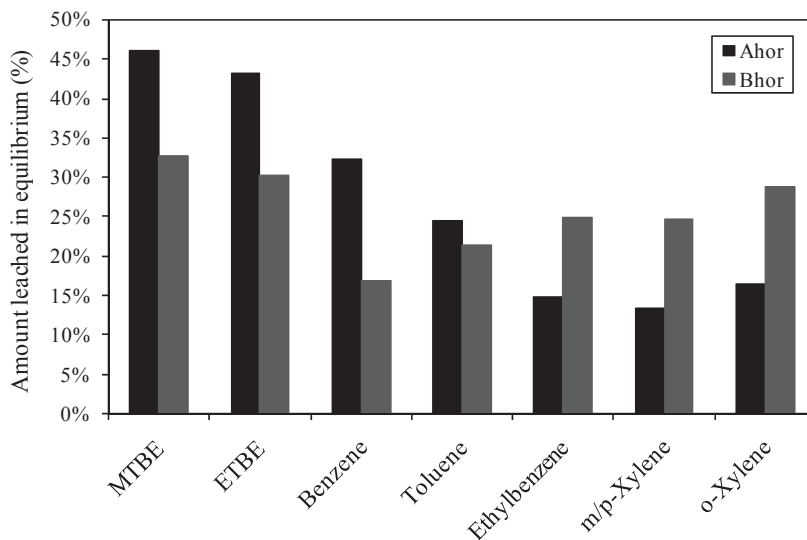


Figure 2. Percentage of individual FO and BTEX leached from the total present in A_{hor} and B_{hor} until equilibrium in packed closed columns.

The results reflect that the sorption exerted by the samples, dependant on sample and contaminant properties, highly influenced the leaching potential of the contaminants (Badea *et al.*, 2013).

MTBE and ETBE leaching potentials were higher in A_{hor} than in B_{hor}. MTBE and ETBE are polar molecules due to the non-bonding electrons on the oxygen. Therefore, they were preferably sorbed by inorganic soil components, as clays, oxides and hydroxides of iron and aluminium, which have either negative or positive surface charges (Brady and Weil, 2008). The presence of organic matter in A_{hor} probably provoked a decrease in FO sorption, by repulsion, increasing their leaching potential. Even the most polar BTEX, benzene and toluene, showed higher leaching potential in presence organic matter.

The leaching potential of BTEX in the presence of organic matter (A_{hor}) followed the solubility order (Mackay *et al.*, 2006), directly related to polarity and indirectly with the affinity for organic matter. Hence, the least polar BTEX (benzene and toluene) were leached from A_{hor} in a lower extent due to a stronger sorption on organic matter. In B_{hor}, the behaviour of BTEX was completely the opposite. In the absence of organic matter, sorption took place on the mineral components of soil, and the affinity of BTEX for these type of components was directly related to polarity, contrary to organic matter. Hence, the most polar BTEX (benzene and toluene) were leached from B_{hor} in a lower extent due to a stronger sorption on inorganic soil components.

The number of pore volumes displaced to reach equilibrium in packed columns was also recorded (Table 1). These data can give an easy and fast idea of the leaching rate of FO and BTEX in A_{hor} and B_{hor}. In general, the rate was higher (lower pore volumes displaced until equilibrium) when the interaction between contaminant and sample was weaker, as benzene in B_{hor} or MTBE in A_{hor}; and it was lower (higher pore volumes displaced until equilibrium), when the interaction was stronger, as MTBE in B_{hor} or xylene in A_{hor}.

Table 1. Number of pore volumes displaced in A_{hor} and B_{hor} to reach equilibrium for individual FO and BTEX.

Contaminant	A_{hor}	B_{hor}
MTBE	7	8
ETBE	7	8
Benzene	8	5
Toluene	8	6
Ethylbenzene	9	7
<i>m/p</i> -Xylene	9	8
<i>o</i> -Xylene	9	8

References

- Badea S, Lundstedt S, Liljelind P, Tysklind M. 2013. The influence of soil composition on the leachability of selected hydrophobic organic compounds (HOCs) from soils using a batch leaching test. *J Hazard Mater* 254–255:26-35.
- Balseiro-Romero M, Monterroso C. 2013. A headspace-analysis approach to assess the sorption of fuel volatile compounds by soils. *Soil Sci Soc Am J* 77: 800-808.
- Brady NC, Weil RR. 2008. *The nature and properties of soils*. Pearson Prentice Hall. Upper Sandle River.
- Mackay D, Shiu WY, Ma KC, Lee SC. 2006. *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. CRC Press. Boca Raton.
- Margesin R, Walder G, Schinner F. 2003. Bioremediation Assessment of a BTEX-Contaminated Soil. *Acta Biotechnol* 23:29-36.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). 2004. Guidelines for the Testing of Chemicals. Test 312: Leaching in soil columns.
- Pavón JLP, Martín SH, Pinto CG, Cordero BM. 2009. Programmed temperature vaporizer based method for the sensitive determination of trihalomethanes and benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in soils. *J Chromatogr A* 1216:6063-6070.

Transferencia suelo-planta de ^{238}U , ^{210}Pb y ^{226}Ra en el entorno de una mina abandonada de uranio (Salamanca, España)

A. Moyano^{1*}, E. Charro¹, P. García Rodríguez², A. García-Sánchez³

¹Dpto. de Didáctica de las Ciencias Experimentales Universidad de Valladolid. C/Universidad s/n. 42004. Soria. España* gardini@pvs.uva.es

²Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad Complutense. Madrid

³IRNASA, CSIC. C/Cordel de Merina 40; Salamanca *

Resumen

La distribución de radionúclidos en suelos y su transferencia a la vegetación ha sido estudiada en muestras de suelo y plantas de diversas especies arbóreas (pino, roble, encina y chopo) en el entorno de una antigua explotación minera de uranio, ahora abandonada, en la provincia de Salamanca. Tras realizarse medidas de radiactividad in situ, se procedió a seleccionar 11 puntos de muestreo en el entorno de las escombreras, aparte de dos zonas de control alejadas unos kilómetros. La actividad de cinco radionúclidos fue determinada por espectrometría gamma. El análisis de la distribución de éstos se hizo también en 5 fracciones de suelo, observándose una mayor concentración en las fracciones más finas (50-100 micras). Los valores de la relación de concentraciones planta/suelo (factor de transferencia, FT) indican la más baja transferencia para el chopo (*Populus alba*), posiblemente por tratarse de una especie de rápido crecimiento en relación a las demás. Considerando todas las especies de plantas analizadas y sus diferentes órganos, el orden decreciente de FT es $^{210}\text{Pb} > ^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U}$, posiblemente debido a la deposición sobre la planta de ^{210}Pb atmosférico (producto de desintegración del ^{222}Rn gas) por un lado, y a la mayor biodisponibilidad de ^{226}Ra en el suelo por otro (elemento más móvil semejante al Ca en este aspecto). La razón de actividades $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$ en los horizontes superficiales de los suelos presenta una media de 1.81, y la de $^{210}\text{Pb} / ^{238}\text{U}$ de 2.28, indicando alta fraccionación de estos radioisótopos durante los procesos de meteorización de las escombreras y contaminación de los suelos. En las plantas, esta fraccionación es aún mayor contribuyendo así al enriquecimiento relativo de ^{210}Pb y ^{226}Ra en los horizontes superficiales de los suelos.

Introducción

La presencia de los radionúclidos en el ambiente puede deberse a causas naturales o por actividades antrópicas. De estas últimas, destaca la explotación minera de yacimientos de uranio. La extracción del mineral y su tratamiento mineralúrgico generan cantidades considerables de residuos radiactivos que degradan el ambiente y amenaza la biota de los ecosistemas (Chen et al., 2005). La disposición inadecuada de estos desechos, ha llevado a producir efectos indeseables en el medio natural, sometidos a la dispersión en el suelo por escorrentías y a través del aire por efecto del viento (Dupré de Bouloi et al., 2008). Para conocer el impacto de los radionúclidos depositados en la superficie del suelo es necesario comprender las vías por las que se distribuye en el ambiente (Bunzl y Trautmannsheimer, 1999) y la incorporación de radionúclidos en los vegetales para conocer los riesgos sobre el ecosistema y la salud humana (Singh et al., 2005).

Así, el objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento del grado de dispersión espacial de radionúclidos en la superficie de los suelos próximos a una antigua mina de uranio, conocer la influencia que ciertas propiedades del suelo ejercen sobre esa distribución y valorar el grado de transferencia a especies vegetales arbóreas y arbustivas presentes en el área.

Material y métodos

El área de estudio se sitúa al noroeste de la provincia de Salamanca en el término de Villar de Peralonso. Actualmente las actividades en la mina se encuentran detenidas. El área del yacimiento está en una importante fractura regional de dirección NE, encajada en los granitos del Domo del Tormes, donde la coffinita (silicato de uranio) es el principal mineral de uranio dentro de filones de cuarzo (Arribas, 1989; JCYL - Junta de Castilla y León (1997). Para comparación, se ha muestreado también una zona Control, sin influencia minera, que se ubica a 2.5 km al NE (Sardón de los Álamos) y presenta características edáficas similares a la zona minera. Los suelos están clasificados como Cambisol distríco y Acrisol órtico con inclusión de Cambisol gleico con fases de gravas y freática (Forteza Bonnin et al., 1988). La vegetación es tipo dehesa abierta (Rivas-Martínez, 1987), con robles (*Quercus robur*) y encinas (*Quercus ilex*) y especies herbáceas utilizada para pasto por el ganado. En forma aislada se encuentran algunos ejemplares de chopos (*Populus sp*) y pino (*Pinus silvestris*).

Inicialmente se realizó una caracterización radiológica de la zona, tomando como centro las escombreras y siguiendo ocho direcciones (Norte, Noreste, Este, Sureste, Sur, Suroeste, Oeste y Noroeste) utilizando un Contador Geiger Termo Scientific FH 40 G. A partir del mapa realizado se escogieron 11 puntos de muestreo. Se muestrearon suelos hasta una profundidad de 5 cm (CSN, 2003) y plantas arbóreas. La actividad radiactiva del U-238, Ra-226, Ra-224, Pb-210 y Th-232, se determinó mediante espectrometría gamma mediante un equipo HPGe n-type CANBERRA con detector de Germanio. El uranio soluble en agua de los suelos, que puede considerarse como la fracción fácilmente asimilable por las plantas, se extrajo con una relación suelo:agua de 1:10 y tiempo de agitación de 4 horas; el uranio fue analizado por ICP-MS (Agilent 7700) con un límite de 0.005 mg/l en disolución.

Tabla 1. Concentración de actividad de radionúclidos en muestras de suelo (Bq/kg)

Muestras	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-232	Ra-224
1	3388	11038	10190	43	33
2	18200	7700	7900	46	23
3	2059	3144	4100	47	30
4	1818	888	1326	40	31
5	1038	4155	4793	55	33
6	551	2297	2627	84	25
7	519	228	281	51	23
8	350	163	172	45	27
9	139	232	305	46	29
10	81	113	169	48	23
11	64	81	157	48	21
Control1	64	84	98	59	25
Control 2	52	60	90	47	28

Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra la actividad de los 5 radionúclidos analizados en el total de 13 muestras de suelo. Los resultados indican una clara contaminación de U-238, Ra-226, y Pb-210 en la zona minera en relación a la zona de control, con actividades hasta 100 veces superiores en aquélla. La razón de actividades $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$ en los horizontes superficiales de los suelos presenta una media de 1.81, y la de $^{210}\text{Pb} / ^{238}\text{U}$ de 2.28, indicando alta fraccionación de estos radioisótopos en la superficie edáfica durante los procesos de meteorización de las escombreras y contaminación de los suelos. Tanto la mayor movilidad geoquímica

supergénica del ^{226}Ra y su biodisponibilidad, que propicia su enriquecimiento en superficie por reciclado de la vegetación, como la probable deposición de ^{210}Pb de origen atmosférico (a partir del ^{210}Rn) podrían ser la causa.

El Ra-226 y el Pb-210 son los elementos que se transfieren preferentemente a las plantas analizadas. La transferencia es mayor en encinas y robles que en el resto de especies estudiadas. Los valores de la relación de concentraciones planta/suelo (FT) (Tabla 2) indican la más baja transferencia para el chopo (*Populus alba*), posiblemente por tratarse de una especie de rápido crecimiento en relación a las demás. Considerando todas las especies de plantas analizadas y sus diferentes órganos, el orden decreciente de FT es $^{210}\text{Pb} > ^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U}$, posiblemente debido a la deposición sobre la planta de ^{210}Pb atmosférico (producto de desintegración del ^{222}Rn gas) por un lado, y a la mayor biodisponibilidad de ^{226}Ra en el suelo por otro (elemento más móvil semejante al Ca en este aspecto); por el contrario, la concentración de uranio soluble en agua de los suelos es muy baja: oscila entre 0.012 y 4.767 mg/kg, lo que representa solamente entre el 0.1 al 1.8 % del uranio total.

Tabla 2. Factores de transferencia (RN vegetal/ RN suelo)

Suelo	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-232	Ra-224	Descripción
2	2,22E-04	2,60E-03	7,09E-03	3,70E-02	-	Hojas chopo
	-	4,42E-03	1,67E-02	2,61E-02	3,04E-02	Ramillas chopo
	-	2,73E-03	9,11E-03	-	-	Ramas chopo
	1,36E-03	2,21E-03	2,41E-03	-	-	Hojas zarza
	-	1,82E-03	6,46E-03	-	-	Ramas zarza
5	-	4,57E-03	1,13E-02	-	-	Hojas chopo
	-	6,26E-03	1,46E-02	-	-	Ramas chopo
8	-	-	1,16E-01	-	-	Acículas pino
	2,57E-02	-	4,36E-01	8,89E-02	-	Ramas pino
10	-	7,17E-02	1,72E-01	4,17E-02	1,07E-02	Hojas roble
	-	3,27E-01	2,43E+00	-	-	Ramillas roble
	-	1,07E-01	7,87E-01	1,25E-01	4,29E-02	Ramas roble
	1,11E-01	3,54E-02	4,56E-01	-	-	Inflorescencia roble
11	-	1,98E-01	4,78E-01	1,04E-01	7,55E-02	Hojas encina
	-	1,17E-01	5,41E-01	-	-	Ramillas encina
	-	2,47E-01	8,09E-01	1,04E-01	-	Ramas encina
	-	3,70E-01	-	-	9,18E-02	Amentos de encina

Bibliografía

- Arribas, A. (1989). Sobre el origen de las mineralizaciones españolas de uranio. Bol. Geol. Min., 48, 705-711.
- Bunzl K, Trautmannsheimer M. 1999. Transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{210}Pb from slag-contaminated soils to vegetables under field conditions. *The Science of the Total Environment* 231: 91-99.
- Chen S, Zhu Y, Hu Q. 2005. Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on a uranium mining-impacted soil from south-eastern China. *Journal of Environmental Radioactivity* 82: 223-236.
- Dupré de Boulois H, Joner EJ, Leyval C, Jakobsen I, Chen BD, Roos P, Thiry Y, Rufyikiri G Delvaux B, Declerck S. 2008. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on uranium accumulation by plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 99:775-784.
- Forteza Bonnín D J, Lorenzo Martín L F, Najac Ballesteros N; Cuadrado Sánchez DS, Ingelmo Sánchez DF, Hernández Pomero J, García Rodríguez M P, Prat Perez DL, Muñoz León MC, Macarro Sánchez MC, Rivas Holgado MD. 1988. *Mapa de Suelos de Castilla y León*. Junta de Castilla y León, Dirección General del Medio Ambiente y Urbanismo.

JCYL. Junta de Castilla y León. 1997. *Mapa Geológico y Minero de Castilla y León*. SIEMCALSA, Valladolid, España.

Rivas-Martínez S, Bandullo JM, Allué JL, Montero JL, Gonzáles JL. 1987. *Series de vegetación de España*. Publicaciones Agrarias. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Singh S, Malhotra R, Bajwa BS. 2005. Uranium uptake studies in some plants. *Radiation Measurements* 40: 666-669.

Evolución de las características químicas de la escombrera restaurada de la mina de carbón de As Pontes (A Coruña)

I.M. Rivas^{1*}, E. Álvarez¹, M.J. Fernández-Sanjurjo¹, A. Gil Bueno, F. Macías²,
C. Monterroso²

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, España; *ivanamaria.rivas@rai.usc.es

²Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, España

Resumen

Se estudia cómo se han ido modificando a lo largo de 20 años, las características químicas de las fases sólida y líquida de suelos situados en la escombrera exterior restaurada de la mina agotada de lignito pardo de As Pontes (A Coruña). Para ello se seleccionaron 3 parcelas forestales con diferente gestión de los estériles. Al inicio de la explotación, el material en la escombrera se depositaba aleatoriamente (parcelas CSP y CSA). Posteriormente se realizó una gestión selectiva del mismo, depositando a mayor profundidad el que tenía sulfuros para evitar su oxidación al contacto con el aire (parcela P-206). Esta diferente gestión inicial junto con el tipo de material original, van a ser los principales condicionantes de los resultados en los diferentes parámetros. El rango de variación de los parámetros estudiados es muy amplio debido a la gran heterogeneidad del material de partida. Es importante señalar que existe una tendencia a acotarse el rango a medida que transcurre el tiempo, lo que indica que el sistema tiende a alcanzar cierto grado de estabilidad.

Introducción

Los suelos desarrollados a partir de sustratos originados por la actividad humana han aumentado en extensión en las últimas décadas. Los procesos que tienen lugar en estos ambientes suelen ser diferentes a los que suceden en suelos naturales (Rossiter, 2007), debido a que en los medios antrópicos los suelos son más jóvenes y no existe un equilibrio entre el material original y las condiciones ambientales (Séré et al., 2010). Dado que los procesos edáficos en estos medios antropizados pueden causar importantes impactos en el ambiente, es necesario tener información sobre la evolución de estos materiales. El yacimiento de lignito pardo de As Pontes, agotado en la actualidad, se ha explotando a cielo abierto durante más de 30 años, obteniéndose gran cantidad de material estéril que fue apilado en una gran escombrera exterior. El material escombrado está constituido por sedimentos terciarios, intercalados entre las capas de carbón explotables y por filitas del borde de la cuenca. Parte de este material presenta una elevada cantidad de sulfuros que se oxidan tras su exposición a la intemperie produciendo una fuerte acidificación del sustrato. Los sulfuros se encuentran asociados a la materia carbonosa en los sedimentos arcillosos y a pizarras procedentes de la zona con intensa fracturación (Gil, et al., 1990). Hasta 1980 los estériles se acumulaban de forma aleatoria, pero a partir de esta fecha comienzan las tareas de restauración de la escombrera basadas en la gestión selectiva de estériles y en la adición de diferentes enmiendas para mejorar sus propiedades físico químicas. En años posteriores no se ha vuelto a adicionar ningún tipo de enmienda, de modo que la evolución de estos suelos depende únicamente de los procesos biológicos y fisicoquímicos que han tenido lugar de forma natural. En 1992 se seleccionaron diferentes parcelas para seguir su evolución y en ellas se procedió a la toma de muestras a dos profundidades. En los años 2002 y 2012 se ha repetido el muestreo realizando un seguimiento de los principales parámetros químicos tanto en la fase sólida como en la disolución suelo.

En este trabajo se estudia la evolución temporal, a lo largo de 20 años, de diferentes parámetros químicos en 3 de las parcelas seleccionadas en las que se había realizado distinta gestión de estériles. Los resultados se comparan con los que presentan diferentes suelos naturales de la provincia con similar material original.

Material y métodos

Se han seleccionado 3 parcelas forestales en la escombrera denominadas CSP, CSA y P-206 donde se tomaron muestras de suelo en distintos puntos, a dos profundidades, (I de 0-15cm y II de 15-30cm) y en tres espacios temporales diferentes (años 1992, 2002 y 2012). Después del secado y tamizado del suelo, en la fase sólida se han determinado los siguientes parámetros: pH en agua y en KCl (Gutián y Carballs, 1976), N y C mediante un autoanalizador Leco-2000, cationes de cambio (Ca, Mg, Na, K, Al) por extracción con NH₄Cl 1M y determinados por espectrometría de absorción atómica, capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) como el sumatorio de los cationes cambiables y saturación en Al.

La disolución del suelo se obtuvo realizando un extracto acuoso 1:10, y en ella han sido determinados: pH, conductividad eléctrica (CE), cationes en disolución (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺) por espectrometría de absorción atómica, Al y SO₄²⁻ determinados por colorimetría.

Tabla 1. Características de las parcelas de estudio

		Parcela CSP	Parcela CSA	Parcela P-206
Materia acopiado		Sed. Cuaternarios y Arcillas Carbonosas	Sed. Cuaternarios y Arcillas Carbonosas	Pizarra
Preparación de la superficie (1973-1989)	Tierra vegetal Enmienda	15 cm NPK (8-15-15)	15 cm NPK (8-15-15)	50 cm Caliza + NPK (8-15-15)
Vegetación actual		<i>Pinus radiata</i> <i>Quercus rubra</i>	<i>Betula pubescens</i> <i>Eucaliptus spp.</i>	<i>Betula pubescens</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Castanea sativa</i>

Resultados y discusión

El porcentaje de carbono que presentan las 3 parcelas oscila entre 3,0% y 4,6% en la capa superficial, inferior al valor medio del 7% que se encuentra en suelos naturales sobre estos materiales (Calvo, et al, 1992). En general se observa un ligero incremento en el segundo muestreo (2002) y de nuevo un descenso en 2012. En este último año la parcela P-206 es la que posee el mayor porcentaje de C (3,9%). El nitrógeno presenta un rango comprendido entre 0,1 y 0,4% para ambas profundidades con pocas oscilaciones a lo largo del tiempo. En el último año la parcela P-206 alcanza el mayor valor (0,4%), muy próximo al 0,5% de los suelos naturales (Calvo, et al, 1992). El aporte de materia orgánica en la actualidad en las parcelas está muy relacionado con la vegetación que soportan, siendo la parcela P-206 la que presenta una mayor densidad en la plantación y cobertura vegetal.

Respecto al pH, en el primer muestreo (1992) los valores más bajos en la fase sólida corresponden a la parcela CSA, con valores medios de 3,6 y 3,1 en la capa superficial y subsuperficial respectivamente, mientras que la menor acidez la presentaba la parcela P-206 con valores de pH en torno a 5. Observando la evolución temporal para cada parcela y para cada una de las profundidades, los valores de pH del primer y tercer muestreo son muy similares, obteniéndose un ligero descenso del mismo en 2002. En suelos naturales sobre pizarra se encuentran valores medios de pH de 4,4 (Calvo, et al, 1992), los cuales se encuentran próximos a los presentados en la actualidad por dos de las parcelas estudiadas (CSP y P-206). El pH en la disolución del suelo sigue una tendencia análoga a la fase sólida, con una correlación entre ambos parámetros de r=0,84 (p<0,01).

Tabla 2: Resumen de los principales parámetros analizados en la Fase sólida y en la Disolución del suelo. (I profundidad 0-15cm, II profundidad 15-30cm)

	CSP						CSA						P-206						
	1992		2002		2012		1992		2002		2012		1992		2002		2012		
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
pH (H ₂ O)	Media	4,6	4,1	4,4	3,8	4,4	4,3	3,6	3,1	3,2	3,1	3,7	3,9	4,9	4,8	4,8	3,7	5,0	5,0
	D. típ.	0,3	0,7	0,3	0,3	0,6	0,6	0,8	0,6	0,3	0,3	0,7	1,2	0,1	0,3	0,2	1,6	0,1	0,1
%N	Media	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,4	0,3
	D. típ.	0,09	0,09	0,06	0,06	0,07	0,07	0,06	0,10	0,08	0,12	0,08	0,08	0,05	0,06	0,06	0,10	0,02	0,04
%C	Media	3,0	4,3	4,6	4,2	3,3	2,8	3,5	2,8	4,4	3,5	3,7	2,7	2,8	3,0	3,3	2,1	3,9	2,9
	D. típ.	1,0	3,1	1,0	0,9	0,5	0,7	0,5	1,6	1,2	1,6	1,5	1,4	0,6	0,5	0,6	1,0	0,4	0,5
Ca ²⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	Media	1,2	3,3	0,2	0,2	0,5	0,5	1,5	2,1	0,3	0,4	0,9	0,9	0,8	1,0	0,2	0,2	0,5	0,1
	D. típ.	1,3	3,8	0,3	0,3	0,1	0,1	1,9	2,3	0,1	0,3	0,5	0,7	0,2	0,3	0,1	0,1	0,5	0,1
Mg ²⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	Media	0,3	0,5	0,1	0,1	0,3	0,3	0,3	0,7	0,2	0,3	0,4	0,4	0,2	0,8	0,1	0,1	0,3	0,1
	D. típ.	0,26	0,42	0,07	0,07	0,04	0,08	0,10	0,96	0,06	0,19	0,16	0,14	0,12	0,73	0,09	0,06	0,09	0,02
K ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	Media	0,3	0,5	0,2	0,1	0,4	0,4	0,2	0,1	0,1	0,0	0,3	0,3	0,4	0,6	0,1	0,1	0,4	0,3
	D. típ.	0,17	0,57	0,03	0,03	0,07	0,09	0,10	0,09	0,03	0,02	0,03	0,03	0,26	0,42	0,03	0,06	0,02	0,02
Al (cmol _c .kg ⁻¹)	Media	3,0	4,6	4,2	5,4	6,1	6,0	3,1	3,0	2,4	2,4	1,5	1,7	1,5	1,6	1,8	1,9	3,6	3,5
	D. típ.	1,6	3,3	1,3	0,6	2,4	2,6	1,0	0,5	1,1	1,2	1,0	1,2	0,5	0,4	0,5	1,3	0,4	0,4
ClCe (cmol _c .kg ⁻¹)	Media	5,0	9,8	5,0	6,0	7,4	7,3	5,2	6,2	3,2	3,3	3,3	3,4	3,4	5,1	2,4	2,9	5,0	4,2
	D. típ.	2,0	5,1	1,6	0,9	2,6	2,8	1,8	2,9	1,2	1,4	0,6	0,6	0,8	1,7	0,6	1,1	0,9	0,5
% Al	Media	60	56	85	90	82	82	64	56	75	71	45	48	47	33	74	77	74	83
	D. típ.	18,0	34,0	4,3	4,7	4,4	4,0	21,1	21,1	7,4	10,9	24,3	33,0	18,0	9,7	8,8	5,4	6,8	0,6
pH	Media	4,9	3,9	4,8	4,1	4,3	4,2	3,7	2,8	3,5	3,3	3,6	3,8	4,3	6,0	5,7	4,8	5,8	5,2
	D. típ.	0,7	1,1	0,3	0,4	0,6	0,6	1,1	0,8	0,5	0,3	0,9	1,5	1,1	1,2	0,6	0,5	0,1	0,1
CE (dS m ⁻¹)	Media	163	621	85	112	69	79	1446	2438	346	420	285	235	143	164	56	87	30	23
	D. típ.	58	445	41	50	54	62	1074	1263	164	180	205	153	93	157	37	56	3	3
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	Media	34	105	19	32	17	18	521	845	9	75	66	58	17	36	12	20	3	1
	D. típ.	17	61	15	28	12	12	502	715	4	27	32	28	18	49	15	29	1	1
Al T (mg L ⁻¹)	Media	1,0	9,0	3,3	7,7	1,0	0,8	38,2	72,7	20,1	17,4	1,6	1,7	0,9	0,3	6,3	6,6	0,3	0,2
	D. típ.	1,22	12,16	3,24	9,33	0,33	0,39	30,99	44,74	12,17	10,55	1,19	1,24	1,24	0,57	16,54	11,21	0,12	0,04

La alta correlación obtenida entre el pH y el SO_4^{2-} en disolución $r=-0,45$ ($p<0,01$) teniendo en cuenta todas las parcelas y todo el periodo estudiado, parece indicar que la oxidación de la pirita es la principal responsable de los bajos valores de pH. Las parcelas donde no hubo una selección de material durante su establecimiento (CSA y CSP) mantienen mayor acidez. Después de 20 años en la parcela CSP parece que la oxidación de la pirita concluyó mientras en la CSA todavía continua. Esto viene corroborado por la concentración de SO_4^{2-} en disolución en la parcela CSA en el último año de estudio. Las concentraciones de SO_4^{2-} en la parcela P-206 son claramente inferiores a lo largo del periodo de estudio, con los menores valores en el último año (3 y 1mg L^{-1} en la capa superficial y subsuperficial, respectivamente). La importancia de este anión en estos medios se evidencia también por la gran influencia que ejerce sobre la CE, con la que está altamente correlacionado ($r=0,90$; $p<0,01$). La CE disminuye secuencialmente a lo largo del periodo estudiado en las tres parcelas, manteniendo la CSA en el último muestreo los valores más elevados en ambas capas, 285 y 235 dS m^{-1} para las capas I y II, respectivamente, frente a los 30 y 23 dS m^{-1} de las capas respectivas de la P-206. El Ca, Mg y K de cambio experimentan un descenso en el segundo muestreo y un ligero repunte en el último año, aunque basándose en Buol et al (1975) siempre se encuentran en valores deficitarios o cercanos al deficit. El Al de cambio aumenta a lo largo del periodo estudiado en las parcelas CSP y P-206, mientras que disminuye secuencialmente en la parcela CSA donde alcanza los valores medios más bajos ($1,5\text{ cmol}_c\text{ kg}^{-1}$). La saturación media de Al en la capa superficial de estas parcelas es variable y oscila entre 47% y 85%, muchos de estos valores se encuentran próximos al valor medio de suelos naturales de 72,5% (Calvo, et al., 1992). El Al en disolución experimenta un incremento en el segundo muestreo (2002) en las parcelas CSP y P-206 disminuyendo posteriormente, mientras que en la CSA la disminución es progresiva desde 1992 hasta 2012. Los valores más elevados se obtienen en la parcela CSA en 1992 ($38,2-72,7\text{ mg L}^{-1}$) y los menores en la parcela P-206 en 2012 ($0,3$ y $0,2\text{ mg L}^{-1}$). La capacidad de intercambio catiónico efectiva presenta la misma tendencia que el Al de cambio existiendo una correlación significativa entre ambos parámetros de $r=0,49$ ($p<0,01$). Los valores en las parcelas CSA y P-206 son inferiores a la media de suelos naturales sobre pizarras ($7\text{ cmol}_c\text{ kg}^{-1}$) (Calvo, et al, 1992), de hecho la parcela CSA en el año 2012 presentan el modificador de Buol, baja CICE ($<4\text{ cmol}_c\text{ kg}^{-1}$). Los resultados indican que, las tres parcelas presentan una tendencia a mejorar sus características químicas con el tiempo, siendo la P-206 la que posee las mejores condiciones probablemente por la gestión más adecuada de los estériles acumulados. La gran variabilidad inicial de los datos se debe a la gran heterogeneidad que conforma el sustrato. En el transcurso de los años esta variabilidad se atenúa, alcanzando muchos de los parámetros estudiados valores próximos a los obtenidos en suelos naturales.

Bibliografía

- Calvo de Anta R, Macías F, Riveiro A. 1992. Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de la Coruña. Editorial Diputación Provincial. A Coruña.
- Gil-Bueno A, Val-Caballero C, Macías F, Monterroso C. 1990. Influence of waste selection in the dump reclamation at Puentes Mine. *III International Symposium on the Reclamation, Treatment and Utilization of Coal Mine Wastes*.p.203-208. Glasgow, UK.
- Gutián-Ojea F, Carballas T. 1976. *Técnicas de Análisis de Suelos*. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela.
- Olsen S.R., L.E. Sommers. 1982. Phosphorus. p 403-430. In: A.L. Page et al. (eds.) *Methods of soil analysis, part 2*. Agron. Mongr. 9. 2nd ed. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Rossier D. 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. *J Soils Sediments* 7(2): 96-100.
- Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat JC, Watteau F, Villemin G, Morel JL. 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J Soils Sediments* 10: 1246-1254.

Uso combinado de un tecnosol elaborado con residuos, biochar y fitorremediación con *Brassica juncea* L. para recuperar suelos de mina

A. Rodríguez-Vila*, E.F. Covelo, R. Forján, V. Asensio

Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Facultad de Biología, Universidade de Vigo, Lagoas, Marcosende, 36310 Vigo, Pontevedra, España *fonso@uvigo.es

Resumen

Para evaluar el efecto de una mezcla de enmiendas orgánicas y de *Brassica juncea* L. en las características de un suelo mina y en la extracción de metales por las plantas, se llevó a cabo un experimento en invernadero durante 3 meses. El suelo de la balsa de decantación de la mina de Touro fue enmendado con diferentes porcentajes de una mezcla de un tecnosol elaborado con residuos y biochar, y vegetado con *Brassica juncea* L. La aplicación de ambas enmiendas y de la plantación de mostazas mejoraron significativamente las propiedades del suelo de mina, produciendo un aumento del pH, carbono total y en general reduciendo las concentraciones fitodisponibles de metales en el suelo. Sin embargo, el tecnosol utilizado aumentó la concentración pseudototal de Ni, Pb y Zn en el suelo de mina. Por otro lado, la aplicación de la mezcla de tecnosol y biochar aumentó la biomasa de las plantas, que extrajeron elevadas cantidades de Zn del suelo, confirmando que *Brassica juncea* L. es una buena candidata para la fitoextracción de este metal. Los resultados obtenidos sugieren a *B. juncea* como una especie prometedora para la fitoestabilización de suelos de mina.

Introducción

Las actividades mineras producen efectos negativos sobre el medio ambiente como la acumulación de residuos en escombreras y balsas de lodos, la contaminación de suelos y aguas o el drenaje ácido de mina. Además, suelen presentar condiciones desfavorables para el establecimiento de una cubierta vegetal. La mina de la localidad de Touro (A Coruña, España) (42°52'34"N, 8°20'40"O) fue explotada para extraer cobre de 1973 al 1988 y su ubicación se calculó en más de 25 millones de toneladas, con una ley de alrededor del 0,63%. Se extrajo cobre de las cortas de Arinteiro y Bama. El suelo de mina utilizado en este trabajo pertenece a la balsa de flotación de la corta de Arinteiro, totalmente seca y emergida.

Diversos estudios han demostrado que la aplicación de enmiendas orgánicas a suelos de mina mejora las propiedades del suelo (Diacono y Montemurro, 2010). La fitorremediación es una técnica biológica que consiste en el uso de plantas para eliminar contaminantes o hacer que estos sean menos perjudiciales para el medio ambiente (Hsiao et al., 2007). La mostaza de la India (*Brassica juncea* L.), es capaz de generar una gran cantidad de biomasa y puede utilizarse para la extracción de metales del suelo en una franja de tiempo razonable (Quartacci et al., 2006). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto combinado de la adición de un tecnosol elaborado con residuos, biochar y de fitorremediación con *Brassica juncea* L. en un suelo de mina contaminado con metales.

Material y métodos

Se seleccionó un suelo de la balsa de decantación de la mina de Touro y 2 enmiendas orgánicas (tecnosol y biochar). El tecnosol estaba compuesto por distintos tipos de residuos (60% lodos de depuradora, 10% lodos de aluminio, 10% residuos agroalimentarios, 5% de arena y 5% de cenizas aproximadamente). El biochar fue elaborado con biomasa de podas de encinas. La muestra control fue suelo de mina sin enmendar y el resto de tratamientos consistieron en mezclas de suelo de mina con un 20% o un 80% de enmienda orgánica (elaborada con un 95% tecnosol y un 5% biochar). Se evaluaron 3 macetas con planta y 3 sin planta para cada tratamiento. Los suelos con planta fueron nombrados con la letra P. Por

ejemplo, un suelo enmendado con un 20% de tecnosol + biochar y con *B. juncea* fue nombrado como A20P.

En los suelos se determinó la humedad, el pH en agua y KCl (Porta, 1986) y el carbono total (STC) y nitrógeno total (TN) con un equipo LECO CN. La concentración de Co, Cu, Ni, Pb y Zn en forma fitodisponible se extrajo mediante una disolución extractante de CaCl_2 0,01M (Houba et al., 2000). La concentración pseudototal de Co, Cu, Ni, Pb y Zn para el suelo y total para las plantas se extrajo mediante digestión ácida en un horno microondas (Milestone ETHOS 1). Se usaron los controles CRM026 para los suelos y ERM-CD281 para las plantas. El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo mediante el programa SPSS para Windows.

Resultados y discusión

El suelo de la balsa de flotación de la mina de Touro (S) presentó un pH extremadamente ácido (Tabla 1), que dificulta el establecimiento de vegetación y constituye un factor limitante para la vida en el suelo. También presentó deficiencias en STC y TN y un alto contenido pseudototal y extraíble con CaCl_2 de Cu. Las enmiendas orgánicas presentaron altos contenidos en STC y TN y el tecnosol utilizado elevados niveles de Cu y Zn (Tabla 1). Los valores ácidos de pH aumentan la solubilidad de los metales pesados en el suelo, pudiendo ser transportados a los acuíferos o a las aguas superficiales.

Tabla 1. Características del suelo de mina (S) y de las enmiendas utilizadas (biochar B, y tecnosol T).

	S	B	T	GRL	
pH H ₂ O	2.96±0.07c	9.93±0.22a	5.55±0.07b	-	
pH KCl	2.73±0.02c	9.64±0.05a	5.48±0.05b	-	
STC (g kg ⁻¹)	n.d	667a	218b	-	
TN (g kg ⁻¹)	n.d	5.8b	22.9a	-	
C/N	-	115a	9b	-	
Pseudototal (mg kg ⁻¹)	Co	31.91±3.03a	n.d	24.52±2.53b	40
	Cu	452±52.56b	28.69±2.76c	656±47.55a	50
	Ni	18.90±3.40b	27.92±8.69b	82.43±17.84a	75
	Pb	20.89±3.20b	n.d	94.02±2.95a	80
	Zn	65.35±20.77b	85.82±11.38b	1446±91.52a	200
Extraíble con CaCl_2 (mg kg ⁻¹)	Co	8.4±0.07a	0.25±0.02b	0.71±0.07b	-
	Cu	188±10.88a	n.d	4±0.07b	-
	Ni	8.29±0.07a	0.34±0.02c	4.25±0.22b	-
	Pb	n.d	n.d	0.43±0.04	-
	Zn	2.64±0.10c	1.28±0.30b	735±3.83a	-

Media (n=3) ± intervalo de confianza. Para cada columna, letras diferentes en los distintos suelos y enmiendas indican diferencias significativas (P<0.05). n.d: nivel no detectable; STC: carbono total del suelo; TN: nitrógeno total del suelo; GRL: nivel genérico de referencia para los suelos gallegos (Macías y Calvo de Anta, 2009). Valores en negrita son mayores que el GRL.

Las características del suelo de mina cambiaron significativamente a los 3 meses de haber sido enmendado con tecnosol y biochar, en ambas proporciones, y de plantar *Brassica juncea* L. El suelo de mina sin enmendar mantuvo su pH extremadamente ácido (Tabla 2). En los suelos enmendados el pH aumentó significativamente debido a la concentración de cationes básicos en el tecnosol, de acuerdo con estudios previos (Asensio et al., 2013). El STC y TN también aumentaron al añadir technosol y biochar al suelo (Tabla 2).

Tabla 2. Características generales de los suelos a los 3 meses de experimento.

Muestra	pH H ₂ O	pH KCl	STC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	C/N
A0	2.83±0.08d	2.72±0.04d	n.d	n.d	-
A20	4.56±0.11c	4.49±0.11c	26.23c	2.6c	9.67b
A80	5.97±0.28b	5.94±0.26b	131a	11.4a	11a
A0P	2.70±0.17e	2.60±0.18e	n.d	n.d	-
A20P	4.58±0.05c	4.54±0.07c	21c	1.97c	10b
A80P	6.18±0.24a	6.17±0.23a	110b	9.5b	11a

Media (n = 9) ± intervalo de confianza. Para cada columna, letras diferentes en los distintos suelos indican diferencias significativas (P<0.05). n.d: nivel no detectable, STC: carbono total del suelo; TN: nitrógeno total del suelo.

La concentración pseudototal y fitodisponible de Co disminuyó al añadir enmiendas orgánicas al suelo (Tabla 3). La concentración pseudototal de Cu fue mayor que el GRL en todos los tratamientos y las mayores concentraciones fitodisponible de Cu estaban en el suelo de mina sin enmendar, ya que al añadir enmiendas orgánicas al suelo, aumenta el pH y el STC y disminuye la fitodisponibilidad del Cu. Al añadir enmiendas al suelo aumentó la concentración pseudototal de Ni, el cual puede haber sido aportado por alguno de los componentes del tecnosol como los lodos de depuradora. No obstante, los niveles de Ni siempre permanecen por debajo del GRL. La concentración pseudototal de Pb y Zn aumentó al aplicar enmiendas al suelo de mina, superando el GRL en los suelos con mayor cantidad de enmienda. Esto es debido a que el Pb y Zn fueron aportados por alguno de los componentes del tecnosol usado, como los lodos de depuradora.

Tabla 3. Contenido pseudototal y extraíble con CaCl₂ de Co, Cu, Ni, Pb y Zn de los suelos estudiados a los tres meses de experimento.

Muestra	Pseudototal (mg kg ⁻¹)					Extraíble con CaCl ₂ (mg kg ⁻¹)				
	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
A0	32.48±6.72ab	341±53.74b	11.86±3.75de	29.9±11.17de	46.54±9.73d	7.15±2.64a	152±34.87a	7.22±2.68a	n.d	2.78±0.12c
A20	33±3.29a	419±40.65a	14.77±2.84cd	42.78±14.43c	127±17.39cd	3.49±0.95b	98.15±13.6b	5.11±1.37c	4.83±0.78b	69.43±18.12d
A80	22.18±7.67c	352±84.51b	31.95±8.56a	91.58±24.67a	577±200a	0.74±0.14c	3.43±0.67c	3.16±0.18d	0.58±0.04c	299±8.03a
A0P	32.62±6.75ab	344±88.12b	9.26±2.9e	27.93±9.16e	49.28±12.9d	6.88±2.17a	149±38.49a	6.88±2.19ab	n.d	3.08±0.43c
A20P	30.06±6.41b	408±134a	19.38±1.24c	37.62±9.37cd	175±52.72c	4.09±1.39b	110±20.13b	5.97±1.92bc	5.27±0.65a	86.61±31.17c
A80P	22.27±4.11c	300±63.56c	26.05±5.76b	60.83±19.52b	408±128b	0.78±0.08c	3.27±0.89c	3.07±0.32d	0.63±0.11c	281±8.57b
GRL	40	50	75	80	200	-	-	-	-	-
CRM026 ^a	12.21±0.98	23.06±3.33	19.53±1.97	45.29±6.28	174.48±17.68	-	-	-	-	-
CRM026 ^b	6.77±0.67	18.8±0.87	14.4±1.54	25.6±1.88	140±7.09	-	-	-	-	-
SD	3.85	3.01	3.63	13.92	24.38	-	-	-	-	-

Media (n = 9) ± intervalo de confianza. Para cada columna, letras diferentes en los distintos suelos indican diferencias significativas (P<0.05). n.d: nivel no detectable, GRL: nivel genérico de referencia para los suelos gallegos (Macías y Calvo de Anta, 2009). Valores en negrita son mayores que el GRL.

^a Valores obtenidos en este estudio.

^b Valores certificados.

Todas las plantas que crecieron en el suelo de mina sin enmendar (A0P) murieron a la semana de ser plantadas. Las plantas con una mayor biomasa son las que crecieron en el suelo A80P. El TC (coeficiente de transferencia) y TF (factor de translocación) para Cu en las plantas que crecieron en los suelos enmendados es menor que 1 (Fig. 1a). El contenido total de Ni en *B. juncea* L. solamente fue detectable en las plantas que crecieron en el suelo A20P (Fig. 1b), lo que impide evaluar el potencial de *B. juncea* para extraer este elemento del suelo. No fue posible calcular el TF para Pb (Fig. 1c), ya que la concentración total de Pb en las raíces de *B. juncea* fue no detectable. En cambio, el TC y TF para el Zn son mayores que 1 para todos los

tratamientos (A20P y A80P) (Fig.1d). Esto indica que *B. juncea* extrae Zn de forma eficiente del suelo, que hay un transporte eficiente de Zn de la raíz a la parte aérea de las plantas y por lo tanto, que esta especie puede considerarse hiperacumuladora de este metal (Busuioc et al. 2011).

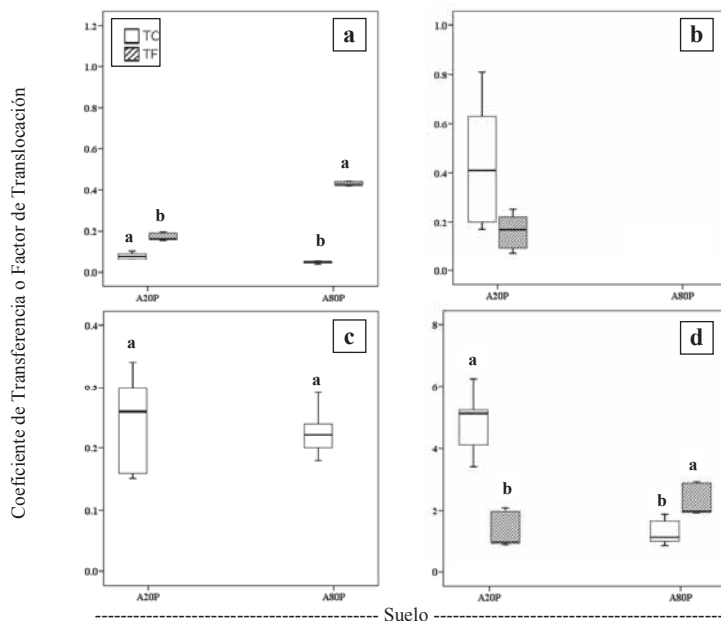


Fig. 1. Transporte de Cu (a), Ni (b), Pb (c) y Zn (d) en *Brassica juncea* L. de acuerdo con el coeficiente de transferencia (TC) (concentración planta / concentración pseudototal suelo) y factor de translocación (TF) (concentración parte aérea / concentración raíz). La línea sólida es la mediana, la caja representa el cuartil superior e inferior y los bigotes son los percentiles 10 y 90 (n = 9). Letras diferentes indican diferencias significativas en el TC o TF entre los tratamientos (P < 0.05).

Bibliografía

- Asensio V, Vega FA, Andrade ML, Covelo EF. 2013. Technosols made of wastes to improve physico-chemical characteristics of a copper mine soil. *Pedosphere* 23:1–9.
- Busuioc G, Elekes CC, Stihl C, Iordache S, Ciulei SC. 2011. The bioaccumulation and translocation of Fe, Zn, and Cu in species of mushrooms from *Russula* genus. *Environ Sci Pollut Res Int* 18:890–6.
- Diacono M, Montemurro F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 401–422.
- Houba VJG, Temminghoff EJM, Gaikhorst GA, Van Vark W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Commun Soil Sci Plant Anal* 31:1299–1396.
- Hsiao KH, Kao P, Hseu Z. 2007. Effects of chelators on chromium and nickel uptake by *Brassica juncea* on serpentine-mine tailings for phytoextraction. *Journal of Hazardous Materials* 148:366–376.
- Macías F, Calvo de Anta R. 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en los suelos de Galicia. Xunta de Galicia, Spain.
- Porta J. 1986. Técnicas y experimentos en Edafología. Col·legi Oficial D'Enginyers Agrònoms de Catalunya, Barcelona, Spain
- Quartacci MF, Argilla A, Baker a JM, Navari-Izzo F. 2006. Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard. *Chemosphere* 63:918–25.

Estudio a escala de microcosmos de barreras permeables reactivas con serrines graníticos y compost para el tratamiento de aguas contaminadas con Cr (VI)

J. Cancelo-González, D.M. Prieto*, A. Balufo, R. Paradelo, M.T. Barral

Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, España; [*diego.martina@usc.es](mailto:diego.martina@usc.es)

Resumen

Entre las tecnologías desarrolladas para la eliminación del Cr (VI) en aguas subterráneas se encuentran las barreras permeables reactivas, que consisten en una pantalla perpendicular al flujo de agua subterránea contaminada, rellena de un material con capacidad de adsorber, precipitar o degradar los contaminantes. Para este fin, se evaluó la capacidad de retención de Cr (VI) de un material de relleno constituido por compost o por una mezcla de compost y serrines graníticos, utilizando un dispositivo que reproduce una barrera permeable reactiva a escala de laboratorio. Los resultados muestran la gran eficacia del compost como material de relleno de barreras permeables reactivas, con una retención del 100% del Cr (VI). La eficacia de retención de la mezcla de serrín y compost osciló entre aproximadamente el 90% al comienzo de la percolación y disminuyó hasta estabilizarse en torno al 18%, tras 3 volúmenes de poro.

Introducción

El cromo (Cr) existe en la naturaleza en dos estados de oxidación estables: trivalente Cr (III) y hexavalente Cr (VI), que difieren en términos de movilidad, biodisponibilidad y toxicidad, siendo la forma Cr (VI) la más tóxica para los organismos. La forma más común es Cr (III); sin embargo, bajo condiciones fuertemente oxidantes, el Cr se encuentra en estado de oxidación (VI), mayoritariamente como anión cromato (CrO_4^{2-}). A su vez, el Cr (VI) puede ser reducido a Cr (III) en medios con una fuente de electrones fácilmente disponible: óxido de manganeso reducido, Fe (II) soluble o compuestos de azufre reducidos. La materia orgánica también puede actuar como donante de electrones, siendo la reducción más favorable en medios ácidos que alcalinos (Bartlett y Kimble, 1976; Cary et al., 1977). Se ha comprobado que el aporte de una fuente de C y protones puede estimular la actividad microbiana, favoreciendo la reducción del Cr (VI) a Cr (III) (Losi et al., 1994; Bolan et al., 2003).

La contaminación por Cr se debe fundamentalmente a la minería y a la industria. Muchas actividades industriales que usan el Cr en estado de oxidación (VI) lo vierten al suelo en estado sólido. Al infiltrarse el agua de lluvia en el suelo se producen lixiviados que pueden alcanzar el nivel freático, produciendo contaminación de las aguas subterráneas, dando lugar a potenciales problemas de calidad del agua potable.

Entre las tecnologías para el tratamiento de contaminantes en aguas subterráneas se encuentran las denominadas barreras permeables reactivas (BPR's) que se utilizan para tratar las plumas de contaminación. Esta técnica se basa en la instalación *in situ* de una pantalla perpendicular a la dirección del flujo de la pluma de contaminación, cuyo material de relleno puede adsorber, precipitar o degradar los contaminantes al paso del agua subterránea contaminada, reteniendo las sustancias químicas nocivas o transformándolas en sustancias inofensivas (USEPA, 1997).

La utilización de materiales residuales, inocuos desde el punto de vista ambiental, con elevada disponibilidad y bajo coste, para la elaboración de BPR's, representa una posibilidad muy interesante desde el punto de vista económico y ambiental. Este trabajo tiene como finalidad evaluar el potencial empleo de materiales residuales como material reactivo de la barrera permeable, analizando la capacidad de retención de Cr (VI) por un compost de corteza de

pino y de sus mezclas con serrín granítico. Para ello se empleará un dispositivo diseñado para tal efecto, que denominamos “reactive box”, y que simula, a pequeña escala, la disposición de los materiales en una barrera permeable reactiva.

Material y métodos

Como material reactivo se ensayó 100% corteza de pino compostada (CPC), facilitada por la empresa Costiña Orgánica (O Pino, A Coruña), y una mezcla (CPC50) constituida por 50 % (v/v) de corteza de pino compostada y serrín granítico. El serrín de granito es una mezcla de cuatro muestras procedentes de varias empresas del sector ubicadas en Porriño (Pontevedra). Los materiales utilizados fueron caracterizados en estudios anteriores (Paradelo et al., 2013) y sus propiedades se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades generales de los materiales. CE: conductividad eléctrica; DAC: densidad aparente compactada; MO: materia orgánica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; k_s : conductividad hidráulica saturada. nd: no detectado.

	pH	CE (dS m ⁻¹)	DAC (g L ⁻¹)	Humedad (%)	Cenizas (%)	NTK (%)	C (%)	MO (%)	k_s (m s ⁻¹)
Serrines	9,2	0,23	1035	1,7	99,9	nd	0,07	0,1	5,3·10 ⁻⁰⁷
CPC	5,3	0,37	455	62,9	8,62	0,28	53,1	91,4	-
CPC50	8,4	0,22	682	16,9	88,2	0,03	6,9	11,8	11·10 ⁻⁰⁷

Para este estudio se diseñó un dispositivo, que hemos denominado “reactive box”, para simular, a nivel de microcosmos, una barrera reactiva dispuesta verticalmente, que es atravesada transversalmente por una pluma de contaminante. La “reactive box” consta de un recipiente prismático de 25x15x12 cm, que puede dividirse en 2 compartimentos mediante una lámina de metacrilato multiperforada. El primer compartimento, que ocupa un tercio del volumen del dispositivo, está ocupado por arena de cuarzo lavada, cuya finalidad es conseguir un reparto homogéneo del líquido percolante, y el resto está ocupado por la mezcla reactiva. Un orificio de 0,5 cm de diámetro, en la parte inferior del extremo de la caja en donde se coloca la arena de cuarzo, permite la entrada de las disoluciones. La salida del contaminante se produce por otro orificio situado en la parte superior de la cara opuesta de la caja, para garantizar que su trayectoria incluya todo el material sometido al ensayo. El dispositivo incluye un depósito para las disoluciones que se van a percolar, que se desplazan a través de un tubo flexible, impulsadas por una bomba peristáltica Gilson operando a 2 rpm. Se comprobó que la humectación del material se producía de forma homogénea, sin zonas evidentes de flujo preferente.

El dispositivo se saturó inicialmente con KNO₃ 0,01M, haciéndose luego percolar una disolución de 100 mg L⁻¹ de Cr (VI) en un fondo salino de KNO₃ 0.01 M, en cantidad aproximadamente equivalente a cuatro volúmenes de poro (8 L), determinando por duplicado la concentración de Cr (VI) en el percolado, en alícuotas consecutivas de 0,5 L. Para evaluar la desorción de Cr retenido por el material reactivo, se realizó posteriormente una percolación con un volumen de disolución de KNO₃ 0,01 M equivalente a cuatro volúmenes de poro (8 L), determinando la concentración de Cr (VI) cada 0,5 L. La duración total del experimento fue de alrededor de 30 h. La medida de la concentración de Cr (VI) en los eluatos se realizó por espectroscopia de absorción atómica de llama (L.D. 1mg L⁻¹).

Fue utilizado el modelo de especiación química Visual MINTEQ ver 3.0 para determinar la composición en equilibrio de los eluatos, teniendo en cuenta las concentraciones de Cr disuelto, pH, Eh y carbono orgánico total (TOC), determinado mediante oxidación catalítica a 950°C y determinación del anhídrido carbónico con analizador de infrarrojos. Se ha empleado el modelo NICA-Donnan que permite modelizar las interacciones entre los iones metálicos y las sustancias húmicas.

Resultados y discusión

El compost mostró una gran eficacia como potencial material de relleno de BPRs, pues el 100% del Cr fue retenido por este material a lo largo de todo el experimento (Fig. 1). La mezcla CPC50 presentó una capacidad de retención de cromo inferior (46-18%).

Los resultados obtenidos en la etapa de desorción (Fig. 1) confirman la fuerte retención de Cr por los materiales ensayados, pues al percolar una disolución de KNO_3 0,01 M no se produce prácticamente desorción del contaminante previamente retenido. Este comportamiento es fundamental en un material de relleno de BPRs, pues indica que el Cr será retenido desde la pluma de contaminación y no se liberará con facilidad cuando se produzca el tránsito de agua no contaminada. Aunque el compost es el material más activo en la retención, su mezcla con serrín granítico permitiría mejorar las propiedades constructivas y ajustar la conductividad hidráulica de la mezcla, a fin de conseguir los tiempos de retención adecuados para que se produzca la atenuación del contaminante (Paradelo et al., 2013).

La modelización con Visual Minteq indica que en los eluatos obtenidos en los experimentos con solo CPC el Cr fue totalmente reducido a Cr (III), tanto en la fase de retención como en la de lavado, y que se encuentra totalmente asociado a la materia orgánica disuelta. Por el contrario en los experimentos con CPC50 se detectaron porcentajes significativos de Cr (III) y (VI), siendo mayoritaria en todos los casos la forma oxidada, tanto en la fase de retención como de lavado. El Cr (VI) en los eluatos de CPC50 no se encuentra asociado con materia orgánica disuelta, mientras que esta fracción representa entre el 100 y el 8% de Cr (III) en la fase de retención, disminuyendo con el volumen percolado, y subiendo de nuevo hasta alcanzar el 100% en la etapa de lavado.

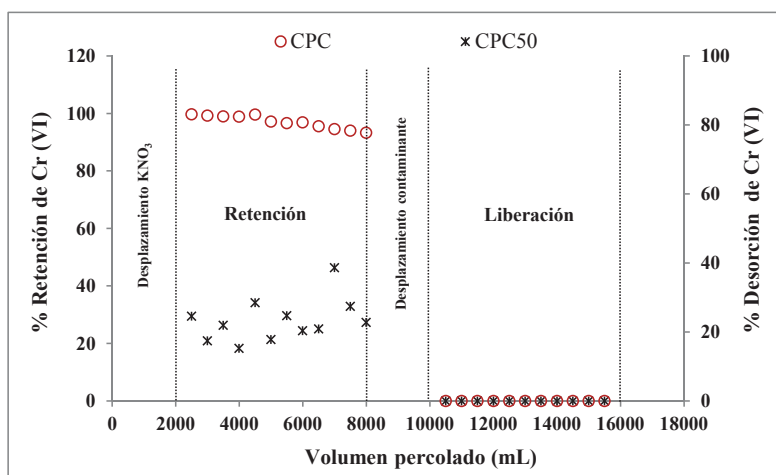


Figura 1. Retención y liberación del contaminante por los materiales evaluados.

Los resultados indican el buen comportamiento de la muestra CPC al presentar una alta retención y muy escasa remobilización, encontrándose el escaso Cr liberado en forma de reducida y asociada a materia orgánica, de menor toxicidad que las formas inorgánicas de Cr (VI). La muestra CPC50, aunque menos eficiente que CPC, mostró un comportamiento satisfactorio en la retención y posterior remobilización de Cr, si bien en los eluatos la forma mayoritaria de este elemento fue Cr (VI) no asociado a materia orgánica y por lo tanto con mayor toxicidad potencial.

Las propiedades adsorbentes de la materia orgánica, y en particular del compost se han aprovechado con frecuencia en la descontaminación de suelos y aguas (Blowes et al., 2000;

Farrell y Jones, 2009; Park et al., 2011). En cuanto a los mecanismos del proceso, Bolan et al. (2003) observaron que la adición de enmiendas orgánicas a un suelo contaminado, sometido a incubación, aumentó la fracción de Cr (VI) ligada a materia orgánica y la reducción de Cr (VI) a Cr (III). Wei et al. (2005) observaron que el 18-25% del Cr adsorbido por compost lo hizo en forma de un precipitado de Cr(OH)₃ formado tras la reducción del Cr (VI) a Cr (III), lo que coincide con los resultados de este estudio. A su vez, Boni y Sbaffoni (2009), en experimentos en columna rellena con una mezcla 1:1 de compost y grava de sílice, observaron una alta tasa de eliminación de Cr (VI) disuelto, que se transformó en un compuesto insoluble de Cr (III).

En conclusión, el dispositivo “Reactive box”, diseñado y empleado en este estudio para reproducir a escala de microcosmos el funcionamiento de una barrera permeable reactiva, resultó adecuado para este fin, permitiendo evaluar la capacidad de retención y de liberación de contaminantes. El compost de corteza de pino resultó ser el material de relleno más adecuado; la incorporación de serrín granítico a la mezcla debe hacerse con el criterio de obtener la conductividad hidráulica necesaria para optimizar la retención.

Bibliografía

- Bartlett RJ, Kimble JM, 1976. Behavior of chromium in soils: II. Hexavalent forms. *Jour. Environ. Quality* 5: 383–386.
- Blowes DW, Ptacek CJ, Benner SG, McRae CWT, Bennett TA, Puls RW. 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Jour. Contaminant Hydrology* 45, 123-137.
- Bolan NS, Adriano DC, Natesan R, Koo B-J. 2003. Effects of organic amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soil. *Jour. Environ. Quality* 32:120–128.
- Boni MR, Sbaffoni S. 2009. The potential of compost-based biobarriers for Cr (VI) removal from contaminated groundwater: Column test. *Jour. Hazar. Materials* 166: 1087–1095.
- Cary EE, Alloway WH, Olson OE. 1977. Control of chromium concentration in food plants. 2. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. *Jour. Agric. Food Chem.* 25: 305–309.
- Farrell M, Jones DL. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology* 100(19): 4301-4310.
- Losi ME, Amrhein C, Frankenberger WT. 1994. Factors affecting chemical and biological reduction of Cr (VI) in soil. *Environ. Toxicology and Chemistry* 13: 1727–1735.
- Paradelo R, Liste A, Balufo A, Cancelo-González, J, Prieto DM, Barral MT. 2013. Reutilization of granite powder as a component of permeable reactive barriers for the treatment of Cr (VI) contaminated waters. *Condegres (Almería)*, Febrero 2013.
- Park JH, Lamb D, Paneerselvam P, Choppala G, Bolan N, Chung J. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Jour. Hazar. Materials* 185(2-3): 549-574.
- USEPA, U.S. Environ. Protection Agency. 1997. Permeable Reactive Subsurface Barriers for the Interception and Remediation of Chlorinated Hydrocarbon and Chromium (VI) Plumes in Ground Water. U.S.EPA Remedial Technology Fact Sheet. EPA/600/F-97/008.
- Wei Y.-L, Lee Y.-C, Hsieh H.-F. 2005. XANES study of Cr sorbed by a kitchen waste compost from water. *Chemosphere* 61: 1051-1060.

Utilización de enmiendas para la recuperación de un suelo ácido contaminado

M. Estevez, V. González, M. Simón, J.A. Sánchez, F. Del Moral, I. García*

Departamento de Agronomía. Área de Edafología y Q. Agrícola. Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3 * inesgar@ual.es

Resumen

Mediante ensayos con lechuga (*Lactuca sativa*, L), estudiamos el efecto del lodo de mármol, compost de residuos de invernaderos y óxido de hierro en la recuperación de un suelo ácido contaminado por As, Pb y Zn. El compost fue la enmienda mas más favoreció el establecimiento de la lechuga, las demás enmiendas permitieron la germinación pero no el establecimiento de la lechuga. Los metales se acumularon fundamentalmente en la raíz, limitando el desarrollo de la lechuga. Los factores de translocación y bioconcentración fueron inferiores a 1, siendo más elevados en el caso del Zn y menores en el caso del As (Zn>Pb>As). El tratamiento más efectivo fue la combinación de las tres enmiendas. Las concentraciones de As y Pb en hoja superaron los límites establecidos para lechugas saludables, mientras que el Zn no superó dicho límite.

Introducción

La intensa actividad minera en la Sierra de Almagrera generó grandes volúmenes de residuos, destacando por su tamaño la masa de fangos de flotación de El Arteal (más de un millón de m³) con altos contenidos medios en Pb (5428 ppm), As (265 ppm), Zn (2200 ppm) y Ag (27,5 ppm). Los suelos desarrollados en la zona de influencia de estos residuos presentan también contenidos muy elevados en Pb, As, Ba y puntualmente en Zn y Cd, debido a la dispersión de los contaminantes por el agua y el viento o por las propias labores agrícolas (Navarro et al. 2004).

Por otra parte, en el sector primario de la provincia de Almería (invernaderos e industria del mármol) se generan gran cantidad de residuos. La reutilización de estos residuos como enmiendas “inmovilizantes” en la remediación de suelos contaminados, sería una alternativa viable dirigida a solventar tanto el problema de la contaminación como el de la acumulación de residuos. El objetivo del presente trabajo es estudiar la efectividad de estos residuos (lodo de corte y pulido del mármol y compost procedente de restos vegetales de invernaderos) en la remediación de un suelo contaminado ácido mediante bioensayos con lechuga. Debido a la afinidad del Fe por el As hemos utilizado también una tercera enmienda (óxidos de hierro) con el fin de intentar mejorar el efecto de los residuos.

Material y Métodos

Se seleccionó un suelo contaminado del distrito minero de “El Arteal” cuyas propiedades físico químicas y contenidos en As, Zn y Pb se adjuntan en la tabla 1. A dicho suelo se le adicionaron diferentes cantidades de lodo de mármol (LM), residuos compostados procedentes de invernaderos (CM) y óxido de Fe (BF), solos o en combinaciones binarias y/o terciarias. Así mismo, se seleccionó un suelo natural (suelo control) no contaminado. Los tratamientos se etiquetaron con tres dígitos, el primer dígito es el % de lodo de mármol adicionado (LM), el segundo el % de compost (CM) y el tercero el % de óxido de Fe (BF). En total se prepararon 6 tratamientos: 600, 060, 660, 603, 063 y 663, etiquetándose como 000 al suelo contaminado no enmendado.

Los suelos y los tratamientos (tres réplicas) se humedecieron a capacidad de campo con agua destilada en ciclos de aproximadamente 5 días para alcanzar el equilibrio (Martínez y Motto, 2000). En pots de PVC, con un sistema de drenaje, se colocaron 400 g de cada suelo a los que

se adicionaron 90 cm³ de agua desionizada, recogiendo lixiviado (L) y agua de poro (AP) mediante una microsonda Rhizon (Rhizon Research, Wageningen, The Netherland). Posteriormente se sembraron 5 semillas de lechuga (*Lactuca sativa*, L) (variedad Villena RZ) en cada pot. Las plantas se regaron con agua destilada y para prevenir deficiencias nutricionales se le adicionó, una vez por semana, una solución nutritiva. En cada pot se calculó el índice de emergencia (IEm, % de plantas emergidas en relación al control) y el índice de establecimiento después de 4 semanas (IEs, % de plantas establecidas en relación al control). A las 10 semanas de la siembra, las plantas establecidas se arrancaron cuidadosamente, se lavaron con agua destilada, se midió longitud de hojas y raíces, estimándose el % de longitud de la hoja (LH) y de la raíz (LR) en relación al control. Las hojas y raíces se secaron en estufa a 65 °C durante 72 h y se pesaron. Se determinó el índice de peso seco de la hoja (IPH, % del peso seco de la hoja en relación al peso seco del control) y de la raíz (IPR, % del peso seco de la raíz en relación al control). En el material orgánico seco y triturado, una vez digerido con ácido fuerte (HNO₃) y H₂O₂, se determinó As, Pb y Zn mediante ICP-MS. El factor de translocación de metales de la raíz a la hoja (FT) se estimó usando la ecuación: FT= Ch/Cr, donde Ch y Cr son la concentración de metales (mg/kg) en la hoja y en la raíz, respectivamente. El factor de bioconcentración (FB) se determinó usando la ecuación: FB=Ch/Cs, donde Cs es la concentración (mg/kg) del metal en el suelo (Kachout et al. 2012; McGrath and Zhao 2003).

Resultados y Discusión.

Características de suelos y enmiendas

Las propiedades físico-químicas y el contenido total en elementos trazas del suelo contaminado, suelo control y enmiendas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físico químicas y contenidos en As, Zn y Pb de suelos y enmiendas.

	Lodo Mármol	Compost	Óxido Fe	Suelo contaminado	Suelo control
CaCO ₃ (%)	98.2 ±5	Nd	nd	nd	nd
pH	8.5 ±0.1	8.7± 0.2	7.6 ±0.1	3.9 ±0.1	7.2 ±0.5
CE (dS/m)	2.1 ±0.1	7.2 ± 0.2	1.7 ±0.1	10.8 ±1.6	1.3 ±0.2
CO (%)	0.08 ±0.08	41.2 ±13.0	nd	0.08 ±0.04	1.2 ±0.5
Grava (%)	-	-	-	nd	20
Arena (%)	38.0 ±4.0	-	-	69.7 ±1.5	43.7 ±8
Limo (%)	64.6 ±8	-	-	27.3 ±1.6	38.7 ± 7
Arcilla(%)	32.3 ± 7	-	-	3.0 ±0.6	16.6 ±8
As (mg/kg)	3.8 ±0.1	1.3 ± 0.1	28.0 ±3.0	363 ±18	11.6 ± 5
Zn (mg/kg)	7.0 ± 0.1	71.0 ± 1.0	499 ±17	3595 ±162	28.7 ±9.0
Pb (mg/kg)	5.1 ± 0.2	17 ±0.4	3.8 ± 0.2	5489 ± 125	19.6 ± 6

El pH del suelo contaminado fue ácido (<4.5 USDA, 1971), con elevada conductividad eléctrica (CE) (>10 dS/m), textura arenosa franca, bajo contenido en carbono orgánico (CO <1%) y muy alto contenido en elementos traza (tabla 1), superando los niveles de As en 7 veces, los de Zn en 25 veces y los de Pb en 46 veces la línea base de los suelos de la provincia de Almería (55 mg As/kg, 121 mg Pb /kg, 145 mg Zn /kg) propuesta por Sierra et al. (2007). El suelo control fue neutro, no salino (CE< 4 dS/m), de textura franca y con contenidos en CO y elementos traza en torno o por debajo de la línea base estimada para la provincia de Almería. El lodo de mármol (LM) mostró un elevado contenido en CaCO₃, pH básico, baja CE y muy bajo contenido en elementos traza. El compost se caracterizó por un elevado contenido en CO, pH básico y CE relativamente alta (>7 dS/m). El Byferrox (BF) estuvo compuesto por un 70% de goethita y un contenido en Zn relativamente elevado, aunque muy inferior al del suelo contaminado.

Bioensayos de emergencia y establecimiento

La emergencia fue superior al 40% en todos los tratamientos, alcanzando el 100 % únicamente en los suelos en los que se adicionaron compost (060), lodo de mármol (600) y la mezcla de ambos (660) (Tabla 2). Esto indica el efecto favorable de la materia orgánica y del CaCO₃ en la emergencia. No obstante, no todas las plantas sobrevivieron. Así, en los tratamientos en los que no se incorporó compost: 000, 600 y 603, el índice de supervivencia fue cero. Estos resultados están en la línea de los obtenidos por otros autores (González et al. 2013), indicando la importancia de la materia orgánica en la recuperación del suelo contaminado ácido.

Tabla 2.- Porcentaje de emergencia e índice de establecimiento de *Lactuca sativa*, L. en relación al control

	Tratamiento							Control
	000	600	060	660	603	063	663	
IEm (%)	40	100	100	100	40	40	60	100
IEs (%)	0	0	100	100	0	40	60	100

Los parámetros de crecimiento de la lechuga (Tabla 3) indicaron que el tratamiento con las tres enmiendas fue en el que las lechugas alcanzaron una mayor peso seco de hojaya raíz, así como una mayor longitud en relación al control. La LR estuvo próxima o incluso supero al control, aunque el IPR fue claramente inferiores, indicando que la contaminación no afectó a la longitud de las raíces pero si a su densidad. Con respecto a la hojas, la LH disminuyó claramente en relación al control y el IPH tendió a ser más elevado, indicando que la contaminación disminuyó la longitud de la hoja, aunque el número de hojas y su peso seco tendió a aumentar.

Tabla 3. Parámetros de crecimiento de la lechuga. Índice de peso seco raíz (IPR). Índice de peso seco hoja (IPH). Longitud raíz en relación al control (LR). Longitud hoja en relación al control (LH)

	Tratamientos				Control
	060	660	063	663	
IPR(%)	58.19±3.6	32.28±9.2	19.87± 7.5	66.90 ± 8.8	100
LR (%)	89.63 ± 5.3	97.78 ±6.1	104.07 ± 12	115 ±13.4	100
IPH(%)	77.17 ± 6	56.87 ±8	15.89 ± 9	85.03 ±10	100
LH (%)	29.41±5.1	27.59±3.4	22.55±4.3	32.42±4.47	100

El As, Pb y Zn se acumularon fundamentalmente en la raíz, siendo el valor del Factor de Translocación (FT) <1 en todos los casos (Fig. 1a). No obstante, comparando los elementos entre sí, el Zn fue más fácilmente transportable desde la raíz a la hoja que el Pb y As (FT_{Zn}>FT_{Pb}>FT_{As}). El Factor de Bioconcentración (FB) también mostró valores inferiores < 1 en todos los casos, con un orden similar (FB_{Zn}>FB_{Pb}>FB_{As}) al encontrado para el factor de translocación (figura 1).

La concentración de Zn en las hojas (Tabla 4) estuvo dentro del rango de las lechugas saludables (Mench y Baize, 2004) y por tanto no fue fitotóxico. Por el contrario el As y Pb excedieron el rango fijado en uno o más de los suelos enmendados. Si comparamos estos factores con respecto al rango máximo de tolerancia de estos elementos en las lechugas, la concentración de As se superó muy poco, mientras que el Pb excedió el límite establecido en casi 60 veces en el tratamiento 660 y en hasta 123 veces en el tratamiento 663. Estos resultados sugieren que el Pb fue el principal contaminante de estos suelos, presentando una alta biodisponibilidad

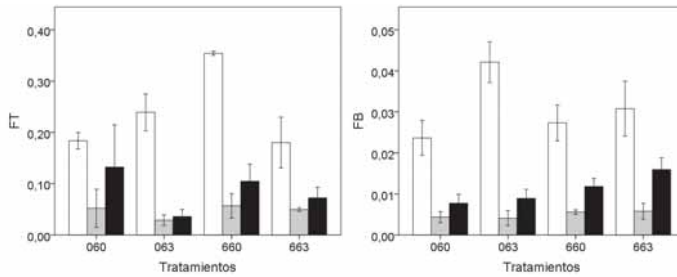


Figura 1. Factor de translocación (FT) y de bioconcentración (FB) de Zn (□), As (■) y Pb (■) en los distintos tratamientos.

Tabla 4. Valores medios de las concentraciones de As, Zn y Pb (mg/kg) en las hojas de lechuga.

	Tratamientos				Control	Rango lechugas
	060	660	063	663		
As (mg/kg)	1.59	2.03	1.49	2.09	0.51	0.02-1.5 ^a
Zn (mg/kg)	84.5	98.23	142.3	110.4	51.47	33-196 ^b
Pb (mg/kg)	42.36	64.76	48.91	87.27	0.66	0.28-0.71 ^b

a. Mill y Jones (1996), b. Mench and Baize (2004)

Bibliografía

- González V, Simón M, García I, Sánchez JA, Del Moral F. 2013 Effectiveness of amendments to restore metal-polluted soil functions using *Lactuca sativa* L. bioassays. *Journal of Soils and Sediments* 13:1213-1222
- Kachout SS, Mansoura AB, Mechetgui R, Leclerc JC, Rejeb MN; Ouerghi Z. 2012 Accumulation of Cu, Pb, Ni and Zn in the halophyte plant *Atriplex* grown on polluted soil. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 92:336-342.
- Martinez CE, Motto HL. 2000 Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soil. *Environmental Pollution* 107:153-158.
- McGrath SP, Zhao FJ. 2003 Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology* 14:277-282
- Mench M, Baize D. 2004 Contamination des sols et des nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 52 31:56.
- Mills HA, Jones JB. 1996 *Plant analysis, and interpretation guide*. Micro-Macro Publishing. Athens, GA
- Navarro A, Collado DM., Carbonell M, Sánchez JA. 2004 Impact of mining activities on soils in a semi-arid environmental: Sierra Almagrera Distric, SE. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 383 - 393.
- Sierra M, Martínez FJ, Aguilar J. 2007 Baselines for trace elements and evaluation of environmental risk in soil of Almería (SE Spain). *Geoderma* 139 209:219.

Identificación del Pb antropogénico mediante análisis isotópico en suelos urbanos (Vigo, NO España)

A. Rodríguez-Seijo^{1*}, J. Millos², M. Lago-Vila¹, D. Arenas-Lago¹, M.L. Andrade¹, F.A. Vega¹

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo. Universidade de Vigo, España.
*andresrodriguezseijo@uvigo.es

²Laboratorio de Análisis Químico Instrumental, CACTI., Universidad de Vigo, España

Resumen

Con los objetivos de estimar la validez del uso del análisis isotópico para identificar las fuentes antrópicas de Pb y evaluar la contribución de las mismas al contenido total de este metal, se muestrearon suelos urbanos de la ciudad de Vigo (NO de España) con distinto grado de afectación por vertidos y/o emisiones. Se realizó un análisis cuantitativo de las muestras mediante fluorescencia de rayos X (XRF) y se seleccionaron muestras con distinta concentración de Pb en las que se analizaron los isótopos estables de Pb mediante espectrometría de masas (MC-ICP-MS) y se determinó el ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. La utilización del *binary mixing model*, permitió constatar que las fuentes antropogénicas son la causa principal del contenido de Pb en los suelos seleccionados (entre el 21,67 y el 94,61% del contenido total), siendo el tráfico rodado una de las que más han contribuido al mismo. Los resultados aportan el conocimiento necesario para poder monitorizar y determinar las fuentes de contaminación por Pb, lo que permitirá poder actuar sobre estas fuentes y realizar una planificación para aumentar o, al menos, mantener la calidad ambiental en zonas urbanas.

Introducción

Los suelos urbanos representan el 9% de la superficie total de la UE y debido al estado en el que se encuentran (sellados, rodeados de fuentes de contaminación, etc.) habitualmente presentan unas características físicas, químicas y biológicas deterioradas por la presión negativa existente sobre ellos (Picket et al., 2001; Kaye et al., 2006).

Las propiedades físicas de los suelos que manifiestan mayor alteración son la densidad, la textura y la capacidad de infiltración de agua. Entre las químicas destacan los cambios, con respecto a la situación original, de pH y de los contenidos totales de N, C y P.

Además es preciso destacar que los suelos urbanos son un importante sumidero de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb o Zn) que proceden de emisiones atmosféricas de industrias, del transporte, etc., o directamente por depósito de residuos (Ajmone-Marsan y Biasioli, 2010). La cercanía de humanos y animales a estos focos de contaminación, contribuye a un mayor riesgo de exposición y a sufrir diversas patologías a través de inhalación, ingestión o contacto dérmico (Aelion et al., 2009; Rydin et al., 2012).

De entre los metales pesados que pueden contener los suelos urbanos, el plomo es uno de los de mayor importancia debido sus efectos neurotóxicos, en especial en los niños (Godwin, 2001). Desde que tuvo lugar la revolución industrial, las emisiones a la atmósfera de este elemento aumentaron significativamente como resultado de la combustión del carbón y de las actividades industriales. A partir de 1950 fue cuando las emisiones aumentaron en mayor medida, fundamentalmente debidas al uso de Pb como aditivo en gasolinas así como por ser constituyente de pinturas exteriores de la mayoría de las viviendas construidas antes de 1978 (Clark et al., 2008).

A finales de la década de los 70 comenzó a reducirse su uso en gasolinas (de 0,4 g L⁻¹ en 1978 a 0,15 g L⁻¹ en 1983). Entre 2001 y 2002 se eliminó de la comercializada en la UE (de 0,005 g L⁻¹ en 1999 a 0 g L⁻¹), al igual que en otros países como China o Estados Unidos. Sin embargo, la presencia de Pb aún es muy abundante en las zonas urbanas ya que procede de

emisiones industriales, componentes electrónicos, pesticidas, pinturas o como resultado de los trabajos de soldadura (Council Directive 85/210/EEC; Directive 98/70/EC; Ajmone-Marsan y Biasioli, 2010).

El análisis de la concentración total de Pb en el suelo no es suficiente para poder identificar las fuentes de contaminación existentes. El conocimiento de su composición isotópica puede utilizarse como un buen indicador del impacto de la actividad humana sobre los ecosistemas urbanos ya que permite diferenciar el Pb de origen antropogénico (y sus posibles procedencias) del natural o de fondo (Komárek et al., 2008; Sun et al., 2011).

Se conocen las cuatro formas isotópicas en las que el Pb está presente en el medio ambiente y sus proporciones: ^{208}Pb (52%), ^{206}Pb (24%), ^{207}Pb (23%) y ^{204}Pb (1%). Las tres primeras son radiogénicas y proceden de la descomposición de ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th , respectivamente. El origen del ^{204}Pb no es radiogénico y su abundancia es constante a lo largo del tiempo (Komárek et al., 2008).

Estas formas isotópicas pueden ser empleadas como trazadores ambientales; principalmente el uso de los ratios $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ permite identificar el Pb con origen antropogénico del geogénico. En función del origen, el Pb tiene una composición isotópica específica, donde el procedente de fuentes antropogénicas (combustión de combustibles fósiles, emisiones industriales, etc.) tiene unos ratios menos radiogénicos que el de origen geogénico (1,21-1,33).

Por ejemplo, el ratio de las gasolinas en Europa estaba fuertemente influenciado por el Pb con origen en el yacimiento de Broken Hill (Australia) (1,03-1,10) que se les añadía. El ratio del procedente de yacimientos de Rusia y Alemania Occidental (1,11-1,13) era diferente. Lo mismo ocurre con el Pb liberado durante la combustión de carbón en Europa (1,16-1,21), o el liberado en las emisiones industriales (1,14-1,16).

El modelo *binary mixing model*, permite estimar la contribución de dos fuentes de Pb en suelos: vía natural o de fondo o antropogénica (gasolinas o emisiones industriales) (Komárek et al., 2008; Li et al., 2012; Álvarez-Iglesias et al., 2012).

Con el objetivo de identificar y determinar la contribución de distintas fuentes antrópicas al contenido total de Pb en suelos, en este trabajo se presenta un estudio preliminar del uso del análisis isotópico para identificar los posibles orígenes del Pb presente en suelos urbanos.

Material y métodos

El estudio se realizó en la ciudad de Vigo (NO de España), con aproximadamente 300.000 habitantes así como una importante actividad comercial e industrial (fabricación automóviles, construcción naval y puerto comercial) y, que en el año 2013 registró más de 500.000 desplazamientos diarios de vehículos mecanizados.

Se seleccionaron 36 suelos de parques y jardines de la ciudad, con diferentes grados de cobertura vegetal, actividad económica e intensidad viaria en el entorno, localizados a distancias de entre 1 y 4 metros de las infraestructuras de transporte. Se eligieron tres puntos de muestreo en cada uno de ellos y se muestrearon los 20 cm superficiales. Las muestras se mezclaron en una única compuesta, se secó al aire y posteriormente se homogeneizó.

El contenido total de metales pesados en los suelos seleccionados se realizó mediante análisis cuantitativo por fluorescencia de rayos X (XRF). A partir de este resultado, se seleccionaron diez suelos con diferentes niveles de Pb en los que, mediante un espectrómetro de masas Thermo Scientific Neptune MC-ICP-MS y utilizando materiales de referencia internacionales (NIST SRM 981 y NIST SRM 997 T1) para la calibración de las muestras, se determinó la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$.

Mediante el "*binary mixing model*" (Monna et al., 1997; Komárek et al., 2008; Li et al., 2012) se determinó la contribución, al contenido total de Pb en estos suelos, de las fuentes naturales y de las procedentes de gasolinas (fuente antrópica).

Resultados y discusión

Según Kylander et al. (2010) y Álvarez-Iglesias et al. (2012) los niveles de fondo que indican el origen geogénico o pre-antropogénico del Pb para el ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ en Galicia están comprendidos entre 1,22-1,28. El ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ en los suelos seleccionados presenta un valor medio de $1,15 \pm 0,03$ (rango 1,116-1,203; Tabla 1). Esta relación es inferior a los niveles de fondo y pone de manifiesto el impacto antrópico en el contenido total del suelo.

Tabla 1. Contenido total, ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y origen de Pb en los suelos

Suelo	Zona	IMD	Pb total mg kg ⁻¹	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	% Origen del Pb	
					N	A
1	V	13.110	233,20	1,171	51,62	48,38
2	V	6.740	103,64	1,166	46,98	53,02
3	C	24.766	233,20	1,123	11,7	88,3
4	C	22.406	224,60	1,116	5,39	94,61
5	R	13.500	259,11	1,129	16,25	83,75
6	R	22.406	224,56	1,151	19,36	80,64
7	C	16.500	138,19	1,133	34,63	65,37
8	C	22.406	120,92	1,147	31,71	68,29
9	P	8.331	36,41	1,203	78,33	21,67
10	V	10.172	86,37	1,181	59,61	40,39

R: residencial, V: parque o zona verde, P: zona industrial/puerto, C: jardín urbano, IMD: intensidad media diaria de vehículos (media vehículos/día), N: natural; A: antropogénico.

La proporción del total de Pb de los suelos que es de origen antropogénico (gasolinas y tráfico rodado como principal contribuidor) varía entre el 21,67 y el 94,61%, pudiendo considerarse que los suelos se han visto alterados por la existencia de fuentes de contaminación de Pb, porque valores inferiores a 1,185 suelen indicar la presencia de Pb liberado por combustión de combustibles fósiles.

Desde la eliminación del Pb como aditivo de las gasolinas, la emisión de partículas con Pb no debería ser la principal fuente de este elemento en ambientes urbanos (Zhu et al., 2013), lo que sugiere que en futuros estudios habría que tener en consideración otras fuentes antropogénicas de emisión (emisiones industriales, combustión de carbón, pinturas, soldaduras, etc.) así como la toma de muestras a diferentes profundidades en el perfil de suelos no alterados para observar el efecto de la eliminación del Pb de las gasolinas.

Estos resultados, indican que el análisis isotópico es una valiosa herramienta, no sólo para el conocimiento de las diferentes fuentes de emisión de Pb, que tiene impactos negativos en la salud humana y en los ecosistemas, sino también porque permite confirmar la validez de su utilización para monitorizar la evolución de la contaminación a lo largo del tiempo y para planificar el mantenimiento de la calidad de entornos urbanos.

Agradecimientos

A la Xunta de Galicia por la financiación del proyecto EM2013/018. F.A. Vega y D. Arenas-Lago, agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación y a la Universidad de Vigo por la beca Ramón y Cajal y por la FPI-MICINN, respectivamente. A. Rodríguez-Seijo al Concello de Vigo por su disposición para la toma de muestras.

Bibliografía

- Aelion CM, Davis HT, McDermott S, Lawson AB. 2009. Soil metal concentrations and toxicity: associations with distances to industrial facilities and implications for human health. *Science of the Total Environment* 407(7):2216–2223.
- Ajmone-Marsan F, Biasoli M. 2010. Trace Elements in Soils of Urban Areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 213:121-143.
- Álvarez-Iglesias P, Rubio B, Millos J. 2012. Isotopic identification of natural vs. anthropogenic lead sources in marine sediments from the inner Ría de Vigo (NW Spain). *Science of the Total Environment* 437:22–35.
- Clark HF, Hausladen DM, Bradander DJ. 2008. Urban gardens: Lead exposure, recontamination mechanisms, and implications for remediation design. *Environmental Research* 107:312–319.
- Council Directive 85/210/EEC of 20 March 1985 on the approximation of the laws of the Member States concerning the lead content of petrol. Official Journal L 096, 03.04.1985 p. 0025-0029.
- Directive 98/70/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 1998 relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending. *Official Journal* L 350, 28.12.1998, p. 58–68.
- Godwin HA. 2001. The biological chemistry of lead. *Current Opinion in Chemical Biology* 5:223–227.
- Kaye JP, Groffman PM, Grimm NB, Baker LA, Pouyat RV. 2006. A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution* 21(4):192-199.
- Komárek M, Ettlér V, Chrástný V, Mihaljevič M. 2013. Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environment International* 34:562–577.
- Kylander ME, Klaminder J, Bindler R, Weiss DJ. 2010. Natural lead isotope variations in the atmosphere. *Earth and Planetary Science Letters* 290:44–53.
- Li F-L, Liu C-Q, Yang Y-G, Bi X-Y, Liu T-Z, Zhao Z-Q. 2012. Natural and anthropogenic lead in soils and vegetables around Guiyang city, southwest China: A Pb isotopic approach. *Science of the Total Environment* 431:339-347.
- Monna F, Lancelot J, Croudace IW, Cundy AB, Lewis JT. 1997. Pb Isotopic Composition of Airborne Particulate Material from France and the Southern United Kingdom: Implications for Pb Pollution Sources in Urban Areas. *Environmental Science & Technology* 31:2277-2286.
- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, Constanza R. 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:127-157.
- Rydin Y, Bleahu A, Davies M, Dávila JD, Friel S, De Grandis G, Groce N, Hallal PC, Hamilton I, Howden-Chapman P, Lai K, Lim CJ, Martins J, Osrin D, Ridley I, Scott I, Tayler M, Wilkinson P, Wilson J. 2012. Shaping cities for health: complexity and the planning of urban environments in the 21st century. *The Lancet* 379:2079–2108.
- Sun G-S, Wang X-J, Hu, Q-H. 2011. Using stable lead isotopes to trace heavy metal contamination sources in sediments of Xiangjiang and Lishui Rivers in China. *Environmental Pollution* 159:3406-3410.
- Zhu Z, Sun G, Bi X, Li Z, Yu G. 2013. Identification of trace metal pollution in urban dust from kindergartens using magnetic, geochemical and lead isotopic analyses. *Atmospheric Environment* 77:9-15.

Fitodisponibilidad de metales pesados en suelos de mina y cantería

M. Lago-Vila *, D. Arenas-Lago, A. Rodríguez-Seijo, M.L. Andrade, F.A. Vega

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, España;

*manolago@uvigo.es

Resumen

En dos zonas de dos minas (de Cu y de Zn/Pb) y en una de cantería de serpentinita, se seleccionaron, muestrearon y analizaron tres suelos representativos y las plantas que crecen espontáneamente en ellos, con el objetivo de determinar la eficacia de diversos extractantes para evaluar la disponibilidad de metales pesados y, junto con ella y los contenidos en las plantas, identificar el reactivo idóneo para evaluar la fitodisponibilidad. Los contenidos de Cd, Pb y Zn en los suelos de la mina de Pb/Zn, los de Co, Cr y Ni en los de la cantera y los de Cu en los de la mina de este metal superan los límites de intervención indicados en diferentes guías. Generalmente el CaCl_2 es el reactivo que extrae, en los diferentes suelos, la mayor cantidad de los metales estudiados. Los contenidos de metales en las plantas indican que *Erica cinerea*, L. puede considerarse como hiperacumuladora de Cu, *Festuca*, lo es, ligeramente, de Cr y ésta, junto con *Cytisus scoparius*, que carece de carácter acumulador, son útiles para la fitoestabilización. El reactivo más adecuado para estimar la fitodisponibilidad de los metales pesados más abundantes en los suelos de la mina de Cu es el CaCl_2 y el LMWOA el que mejor la predice en los de la mina de Pb/Zn y de la cantera de serpentinita. Estos resultados sugieren que el primero es el que mejor evalúa la disponibilidad en suelos ácidos y el segundo en los ligeros o moderadamente alcalinos, aunque son necesarios más análisis y estudios para poder confirmar este hecho.

Introducción

Las explotaciones mineras y de cantería producen gran cantidad de residuos que se acumulan en escombreras, sobre las que se desarrollan Tecnosoles espólicos caracterizados por su desestructuración, carencia de nutrientes y materia orgánica, alta pedregosidad y, si la minería es metálica y la cantería de serpentinita, contienen altas concentraciones de metales pesados (Monterroso et al., 2013; Arenas-Lago et al., 2014). Para evaluar la contaminación y determinar la toxicidad, el uso del contenido total no es suficiente, ya que incluye todas las formas químicas presentes en el suelo y no aporta información sobre la movilidad, disponibilidad y toxicidad de los metales (Pueyo et al., 2004). La fracción biodisponible depende de las propiedades del suelo y suele evaluarse por métodos químicos, como extracciones individuales o secuenciales, y por procedimientos biológicos; analizando los organismos que viven en los suelos (Peijnenburg et al., 2007; Alvarenga et al., 2013). Los estudios de biodisponibilidad que utilizan un único extractante, son sencillos de realizar e interpretar y fácilmente reproducibles (Alvarenga et al., 2013), aunque es necesario comprobar si la fracción disponible obtenida equivale a la biodisponibilidad real, que se cuantifica por el contenido y efectos en los organismos.

Por todo lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron: i) examinar la eficacia de varios agentes de extracción para la predicción de la biodisponibilidad de metales pesados en suelos de mina y cantería, ii) evaluar la absorción de estos elementos por la vegetación espontánea de esas zonas y iii) identificar el extractante más adecuado para evaluar la fitodisponibilidad.

Material y métodos

Se seleccionaron las escombreras de tres explotaciones a cielo abierto, ya abandonadas, situadas en las provincias de A Coruña y Lugo (NO, España): de dos minas (Touro y Rubiais) y de una cantera de serpentinita (Moeche). En la primera, en la que se extrajo Cu hasta 1986,

se eligieron tres zonas (TI, TII y TIII). En el área minera de Rubiais, en la que la extracción de sulfuros de Zn y Pb finalizó en 1992, fueron seleccionadas también tres zonas (RI, RII y RIII) y en la cantera de Penas Albas (Moeche, Coruña) se seleccionaron dos escombreras (MI y MII) y otra zona contigua a la explotación (MIII). En cada una de las zonas de cada explotación se muestrearon tres suelos (que se mezclaron y homogeneizaron formando una muestra compuesta de cada escombrera) y diversos especímenes de *Erica cinerea*, L. (Touro), *Cytisus scoparius*, L. (Rubiais) y *Festuca rubra*, L. (Moeche). En los tres casos, las especies seleccionadas se corresponden con la vegetación espontánea más abundante en esos suelos.

Se caracterizaron los suelos y se analizó el contenido total de metales pesados en planta y suelo, mediante extracción con $H_2O_2+HNO_3$ y HNO_3 y HCl (1:3), respectivamente, en un horno de microondas. Para evaluar la biodisponibilidad de los metales pesados se realizaron cinco extracciones con $CaCl_2$ (0,01M), EDTA (Na_2 -EDTA 0,01 M+ CH_3COONH_4 1 M), DTPA (0,005 M de DTPA+0,1 M de TEA+0,01 M de $CaCl_2$), agua bidestilada y una mezcla de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOA): acético, láctico, cítrico, málico y fórmico 10 mM (relación de molaridades 4:2:1:1:1) (Feng et al., 2005; Houba et al., 2000; Lindsay y Norvell, 1978; Pueyo et al., 2004). En todos los extractos, las concentraciones de los metales se analizaron mediante ICP-OES.

La eficacia de extracción (EE) se calculó mediante el porcentaje del contenido total en el suelo que fue extraído con cada uno de los reactivos utilizados.

Los resultados se analizaron con el programa SPSS Statistics IBM-19 (SPSS, Inc., Chicago, IL). Los resultados de todas las determinaciones son la media de tres análisis. Se realizaron diferentes análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de homogeneidad para todas las variables analizadas. En caso de homogeneidad, se realizó, como prueba post-hoc, el test de mínima distancia significativa o, de lo contrario, el test T3 de Dunnett. También se realizó análisis de correlación bivariada entre la cantidad de metal extraído y su contenido en planta.

Resultados y discusión

Los suelos de las tres zonas tienen una textura predominantemente arenosa, bajo contenido de materia orgánica, N y demás nutrientes. Los de Touro presentan un pH fuertemente ácido y los de Rubiais y Moeche de ligera a moderadamente básico. Los metales más abundantes en las zonas estudiadas (Tabla 1) son Cu, Ni y Zn en Touro, Cd, Pb y Zn en Rubiais y Co, Cr y Ni en Moeche. Los contenidos de estos metales en Rubiais y Moeche, y el de Cu en Touro superan los límites de intervención que figuran en diferentes guías (VROM, 2000; RIVM, 2001; DEFRA&Environmental Agency, 2006). Se comprobó que el $CaCl_2$ es el reactivo con mayor eficacia de extracción, mientras que el agua bidestilada extrae cantidades muy bajas con escasa eficacia (Tabla 1). El contenido de metales en las diferentes plantas muestra que, en general, la *Erica* de los suelos de la mina de Touro, acumuló mayor concentración de metales en la parte aérea que en la raíz, excepto en el caso del Cu en las muestras del suelo TIII (Tabla 1). En estas plantas este metal es el absorbido en mayor proporción, seguido del Zn. Además, los resultados obtenidos muestran que, tanto la parte aérea de *Erica cinerea*, L. (crecida en TI), y ésta y la raíz (del TIII), contienen más del 0.1% de Cu, por lo que puede considerarse hiperacumuladora de Cu. En *Cytisus scoparius*, L. procedente de los suelos de la mina de Rubiais, el Zn fue el elemento absorbido en mayor proporción y su concentración es mayor en la parte aérea que en la raíz en las plantas de todos los suelos de esta zona. El contenido de Cd en *Cytisus* es muy bajo, prácticamente igual en la raíz que en la parte aérea. Además, solo en las plantas procedentes de RI, el suelo de menor contenido de Pb extraíble, es mayor la concentración de este metal en la parte aérea que en la raíz, mientras que en las demás ocurre lo contrario. Esto se atribuye a que la fitotoxicidad del Pb reduce el transporte a la parte aérea cuando las concentraciones en el suelo son altas, por lo que *C. scoparius* no se puede considerar hiperacumuladora para ninguno de los metales estudiados, aunque su

capacidad para tolerar y absorber estos metales, a estas concentraciones, sugiere que es útil para la fitoestabilización. Los contenidos de metales en las *Festuca* desarrolladas en los suelos de la cantera de serpentinita indican mayor acumulación de Ni, seguido de Cr y Co. En general la concentración de todos ellos es mayor en la raíz que en la parte aérea, excepto en las plantas del suelo MII, con mayor contenido de Cr en la parte aérea que en la raíz. En general la concentración de todos es mayor en la raíz que en la parte aérea, excepto en las plantas de MII, con mayor contenido de Cr en la parte aérea. Estos resultados muestran que *Festuca* carece de poder hiperacumulador, excepto la desarrollada en MII excepto para el Cr, ya que según Reeves y Baker (2000) el contenido en parte aérea es mayor que en la raíz y > 50 mg kg⁻¹, por lo que, excepto en este suelo, *Festuca* es fitoestabilizadora.

Tabla 1. Contenido total en suelo y planta (mg kg⁻¹) y extraído en cada suelo

Suelo	Contenido total de los metales pesados más abundantes en los distintos suelos (mg kg ⁻¹)							
	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
TI				532b	24b			71b
TII				382c	20b			79b
TIII				2924a	32a			109a
RI	5c						1096b	2962c
RII	12b						1569ab	9498b
RIII	14a						2137a	12090a
MI		110b	1672c		2039a			
MII		147a	2605b		1861b			
MIII		97b	2689a		1470c			
	Metal extraído (mg _{metal} kg ⁻¹ _{suelo}) con cada reactivo y eficacia de extracción (%)							
	Cu							Planta
	Cu (<i>Erica</i>)							
	CaCl ₂	EE	EDTA	EE	DTPA	EE	LMWOA	EE
								Raíz
								Parte aérea
TI	50b,a	9,4	32b,b	6,0	19b,c	3,5	3b,d	0,6
TII	18c,a	4,6	11c,b	3,0	8,c	2,0	2c,d	0,5
TIII	769a,a	26,3	716a,b	24,5	424a,c	14,5	28a,d	0,9
	Ni							Ni (<i>Erica</i>)
TI	3a,a	12,7	2a,b	9,5	2a,b	8,7	0,5a,c	2,0
TII	0,4c,a	1,8	0,3c,b	1,2	0,3c,b	1,3	0,1b,c	0,4
TIII	0,7b,a	2,1	0,4b,b	1,3	0,5b,b	1,5	0,1b,c	0,3
	Zn							Zn (<i>Erica</i>)
TI	4,2a,a	5,9	2,1a,b	3,0	1,8a,c	2,6	0,5a,d	0,7
TII	0,4c,a	0,5	0,2c,b	0,3	0,1c,c	0,1	0,1c,c	0,1
TIII	0,6b,a	0,6	0,4b,b	0,3	0,3b,c	0,3	0,1b,d	0,1
	Cd							Cd (<i>Cytisus</i>)
RI	0,2c,b	3,5	0,2c,a	3,9	0,1b,c	2,4	nd	0,2
RII	0,5a,a	4,6	0,4a,b	3,1	0,2a,c	1,9	0,1b,d	0,5
RIII	0,4b,a	3,0	0,4b,b	2,4	0,2a,c	1,5	0,11a,d	0,8
	Pb							Pb (<i>Cytisus</i>)
RI	0,6c,c	0,06	268c,a	24,5	165c,b	15,1	0,2b,c	0,01
RII	616b,a	39,2	530b,b	33,8	304b,c	19,3	0,9b,d	0,05
RIII	987a,a	46,2	852a,a	39,9	557a,b	26,1	10a,c	0,46
	Zn							Zn (<i>Cytisus</i>)
RI	505c,b	17,1	702c,a	23,7	332c,c	11,2	58c,d	2,0
RII	2747a,a	28,9	1763b,b	18,6	985,3b,c	10,4	458b,d	4,8
RIII	2688b,a	22,2	2304a,b	19,1	1315a,c	10,9	1119a,d	9,3
	Co							Co (<i>Festuca</i>)
MI	25a,a	27,6	3,5a,b	3,7	1,0b,d	1,1	1,7a,c	1,8
MII	25a,a	17,9	2,5b,b	1,8	1,2a,d	0,8	1,7a,c	1,2
MIII	3b,a	4,1	0,8c,b	1,0	0,2c,d	0,2	0,4b,c	0,5
	Cr							Cr (<i>Festuca</i>)
MI	4c,a	0,3	0,3b,c	0,02	0,1b,d	0	0,7b,b	0,04
MII	8a,a	0,4	0,4b,c	0,02	0,1b,d	0	0,8a,b	0,04
MIII	5c,a	0,2	1,1a,b	0,05	0,4a,c	0,02	0,6b,c	0,03
	Ni							Ni (<i>Festuca</i>)
MI	274a,a	16,0	51b,b	3,0	25b,d	1,5	43a,c	2,5
MII	153b,a	9,0	32c,b	1,9	20c,c	1,2	12b,d	0,7
MIII	96c,a	7,1	67a,b	5,0	66a,b	4,9	7c,c	0,5

EE: eficacia de extracción (%). Contenidos totales de cada metal en los suelos de cada zona seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas p>0,01. Contenidos de cada metal en cada planta de cada zona seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas p>0,01. Para cada zona, en cada fila valores seguidos de letras negritas diferentes indican diferencias significativas; en cada columna valores seguidos de letras cursivas diferentes indican diferencias significativas.

Para determinar el extractante que mejor estima la disponibilidad de los metales en los diferentes suelos, se realizó un análisis de correlación entre los contenidos extraídos con los diferentes reactivos y las concentraciones en la biomasa aérea y en las raíces. Los resultados obtenidos indican ausencia de correlación entre las cantidades extraídas con agua bidestilada y el contenido en las plantas para todos los metales y todos los suelos. En los suelos de la mina de Touro se ha establecido correlación positiva y altamente significativa entre la cantidad de Cu, Ni y Zn extraída con todos los reactivos y el contenido en *Erica*, tanto raíz, como parte aérea, excepto en esta última donde no existe correlación entre ese contenido y lo extraído con DTPA y LMWOA. Los resultados indican, por tanto, que el reactivo más adecuado para estimar la fitodisponibilidad en estos suelos es el CaCl_2 0.01M. En los de la mina de Rubiais solamente se estableció correlación entre el contenido extraído por los reactivos estudiados y las concentraciones de Cd en la raíz y de Zn en raíz y parte aérea de *Cytisus*; siendo más alta la correlación entre lo extraído con LMWOA y el contenido en planta. Cabe destacar ausencia de correlación entre la cantidad extraída y la concentración en *Cytisus* para el Pb, mientras que en los suelos de cantería de serpentinita se ha comprobado también, al igual que en los de la mina de Pb/Zn, que el contenido de Co, Cr y Ni extraído con LMWOA es el mejor correlacionado con la concentración en la raíz y parte aérea de *Festuca*. La mezcla de ácidos orgánicos de bajo peso molecular es, por tanto, el extractante que mejor predice la disponibilidad de los metales en estos suelos. Estos resultados parecen indicar que, en general, el mejor reactivo para estimar la fitodisponibilidad de metales en suelos ácidos es el CaCl_2 y el LMWOA en los ligeros o moderadamente alcalinos.

Bibliografía

- Alvarenga P, Laneiro C, Palma P, de Varennes A, Cunha-Queda C. 2013. A study on As, Cu, Pb and Zn (bio)availability in an abandoned mine area (São Domingos, Portugal) using chemical and ecotoxicological tools. *Environmental Science and Pollution Research* 20:6539-6550.
- Arenas-Lago D, Lago-Vila M, Rodríguez-Seijo A, Andrade ML, Vega FA. 2014. Risk of metal mobility in soils from a Pb/Zn depleted mine (Lugo, Spain). *Environmental Earth Sciences* (Accepted 17/02/14).
- DEFRA & Environmental Agency. 2006. *Assesing Risks from Land Contamination. A Proportionate Approach. Soil Guideline Values: The Way Forward*. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, UK. p. 32.
- Feng MH, Shan XQ, Zhang SZ, Wen B. 2005. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. *Chemosphere* 59:939-949.
- Houba VJG, Temminghoff EJM, Gaikhorst GA, Van Vark W. 2000. Soil analysis procedures using 0,01 M calcium chloride as extraction reagent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31:1299-1396.
- Lindsay WL, Norwell WA. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42:421-428.
- Monterroso C, Rodríguez F, Chaves R, Diez J, Becerra-Castro C, Kidd PS, Macías F. 2013. Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied Geochemistry* <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.001>.
- Peijnenburg WJGM, Zablotkaja M, Vijver MG. 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67:163-179.
- Pueyo M, López-Sánchez JF, Rauret G. 2004. Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta* 504:217-226.
- Reeves RD, Baker AJM. 2000. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons Inc. New York.
- RIVM. 2001. *Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater*. RIVM Report 71701023. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- VROM. 2000. *Circular on target values and intervention values for soil remediation*. The Netherlands.

Concentración y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y mercurio en un Histosol ómbrico de la Serra do Xistral (Galicia)

X. Pontevedra-Pombal^{1*}, S. Peña-Rodríguez², J.C. Nóvoa-Muñoz², M. Arias-Estévez², W. Blake³, M. Blaauw⁴, J.A. López-Sáez⁵, S. Pérez-Díaz⁶, E. García-Rodeja¹

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Galicia; *xabier.pombal@usc.es

²Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo. Área de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas s/n, 32004. Ourense, Galicia.

³Earth Systems Science, School of Geography, Earth and Environmental Sciences, Faculty of Science and Environment, Plymouth, England, U.K.

⁴School of Geography, Archaeology and Palaeoecology. Queen's University Belfast, Northern Ireland, U.K.

⁵GI Arqueobiología, Instituto de Historia, CCHS – CSIC, Madrid, Espana

⁶Géographie de l'Environnement, Université Toulouse II Le Mirail. Toulouse, Francia

Resumen

Se determinó la concentración de Hg e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en una turbera ombrotrofica de la Serra do Xistral (N Galicia) y su distribución durante los últimos 300 años. Los resultados muestran que ambos pueden estar comportándose ambientalmente de forma similar, movilizándose por la atmósfera a larga distancia hacia latitudes más septentrionales. Hg y los HAPs de alto peso molecular parecen compartir las mismas fuentes de emisión incrementándose sustancialmente su acumulación en los últimos 100 años con una caída apreciable desde hace 10 años.

Introducción

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son compuestos ambientalmente ubicuos con actividad carcinogénica y mutagénica. El aporte por fuentes naturales (actividad volcánica, biosíntesis e incendios forestales naturales) es relativamente bajo, y su presencia en los suelos es fundamentalmente antropogénico (producción de aluminio y coque, incendios forestales provocados y uso de combustibles fósiles).

El mercurio (Hg) es considerado un contaminante global debido a puede ser dispersado y transportado a escala interhemisférica. Hg llega a la superficie del suelo predominantemente a través de la deposición húmeda y seca y de la biomasa senescente. Así, los suelos pueden estar acumulando más del 75% del Hg de la biosfera, principalmente como resultado de su afinidad con la materia orgánica y los oxihidróxidos de Al y Fe del suelo.

Tanto el Hg como los HAPs se desplazan por la atmósfera a través de un mecanismo de destilación global que favorece su migración hacia latitudes altas a través de ciclos de emisión – deposición – reemisión, acumulándose preferentemente en suelos ricos en materia orgánica. Este proceso de transporte atmosférico y acumulación a larga distancia se ha incrementado sustancialmente en los últimos 200 años asociado a la actividad humana.

En este trabajo presentamos los resultados del estudio de la acumulación de Hg y HAPs en suelos orgánicos del sector noroeste de la Península Ibérica durante los últimos 300 años.

Material y métodos

La turbera de Chao de Veiga Mol, CVM, (43°32'34,4'' N - 7°30'13,41'' W; 700 m s.n.m.) se localiza en las Serras Septentrionais de Galicia ocupando un paleocirco glaciar excavado sobre granito de dos micas. Presenta dos pisos de vegetación compuestos por un brezal atlántico de *Erica mackaiana* y un piso basal de musgos del género *Sphagnum*. El suelo es un

Histosol ómbrico con un contenido medio de C de $50,2 \pm 3,7$ %. Esta turbera está incluida en la red de Áreas Especiales de Conservación bajo la Directiva 92/43/EEC de la Unión Europea. En la turbera se extrajo un testigo completo del suelo hasta 9 m de profundidad utilizando una sonda para turba modelo ruso. El primer metro se seccionó en muestras de 1 cm de espesor y el resto en muestras de 2 cm. De cada muestra se prepararon 3 submuestras, una se conservó fresca a menos de 4 °C, otra se liofilizó y la otra se secó a 105 °C. Estas dos últimas se molieron finamente en un mortero de ágata y se almacenaron en fresco y oscuridad.

Cronología

Se enviaron 22 muestras de turba para su datación por ^{14}C al Center for Applied Isotope Studies, Georgia University, Athens y al Ångström Laboratory, Div. of Ion Physics, 14C-lab, Uppsala para establecer los patrones de desarrollo de la turbera. Las dataciones ^{14}C fueron calibradas utilizando el programa de calibración CALIB 5.0.2 (<http://calib.qub.ac.uk/calib>) y se tuvo en cuenta el intervalo de máxima probabilidad en un rango de 2 sigmas. La edad basal fue de 10.000 años cal. AP. Para establecer la cronología de la parte superior del testigo (30 muestras superficiales) se aplicó una técnica de datación con radioisótopos (^{210}Pb , ^{137}Cs y ^{241}Am) en el Plymouth University Consolidated Radioisotope Facility (CoRiF). A los valores obtenidos se le aplicó el modelo CRS (Constant Rate of Supply). Finalmente, sobre la base de todas las fechas de ^{210}Pb y ^{14}C , se construyó un modelo edad-profundidad utilizando el software bayesiano Bacon (Blaauw y Christen, 2011)

Determinación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)

Se determinaron 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en las muestras de turba liofilizadas por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas tras extracción con energía de microondas. La cuantificación se realizó por dilución isotópica, utilizando patrones marcados con ^2H . La validación de la metodología se ha realizado utilizando los materiales de referencia certificados NIST SRM 2974A, BAM-U013b y muestras de suelo blanco sobrecargadas en laboratorio con el estándar PAH-STK-A. Se consideraron aceptables recuperaciones analíticas comprendidas entre el 85-115% y desviaciones estándar relativas inferiores al 10%. El límite de cuantificación para todos los HAPs analizados fue inferior a 0,004 $\mu\text{g/g}$. Los HAP cuantificados fueron: naftaleno (NF), acenaftileno (ACFL), acenafteno (ACF), fluoreno (FL), fenantreno (PHE), antraceno (AN), fluoranteno (FA), pireno (PY), benzo(a)antraceno (BaAN), criseno (CRY), Benzo(b+j)fluoranteno (BbjFA), benzo(k)fluoranteno (BkFA), benzo(a)pireno (BaPY), dibenzo(a,h)antraceno (DBahAN), benzo(g,h,i)perileno (BghiPER), indeno(1,2,3-cd)pireno (I123PY).

Determinación de Hg

Se determinó la concentración total de Hg en las muestras de turba liofilizadas por espectroscopia de absorción atómica con un analizador de mercurio Nippon Modelo MA-2000, que fue calibrado utilizando 0,01 mg L^{-1} y 0,1 mg L^{-1} de una solución de Hg preparada a partir de un estándar de 1000 mg L^{-1} HgCl_2 en 0,001% L-cisteína. El límite de detección fue de 0,002 ng y el rango de trabajo de 0,002-1000 ng. Las muestras y patrones se analizaron por duplicado, y el análisis se repitió cuando el coeficiente de variación excedió el 10%. Para controlar la calidad de los datos se analizaron cada 10 muestras materiales de referencia certificados (NIST-1547, peach leaves, 31 ± 7 ng g^{-1} ; NCR MESS-3, estuarine sediment, $91 \pm$ ng g^{-1} ; NCS DC73323, soil, 290 ± 30 ng g^{-1}).

Para discriminar entre el Hg exogénico atmosférico (Hg_{exo}) y el Hg derivado del material de partida (Hg_{lito}) se utilizó como marcador el Ti, un elemento conservativo sin fuentes atmosféricas significativas siguiendo el protocolo propuesto por Guedron et al. (2006) y Hissler y Probst (2006);

$$[\text{Hg}_{\text{lito}}] = [k_u] * ([\text{Hg}_d]/[k_d]) \quad (1)$$

donde, k es el elemento de referencia, u es cada muestra, y d hace referencia al material de partida

$$[\text{Hg}_{\text{exo}}] = [\text{HgT}] - [\text{Hg}_{\text{lito}}] \quad (2)$$

donde, HgT es el contenido total de Hg y Hg_{exo} es el Hg no litogénico

Resultados y discusión

La concentración media de Hg en la turbera fue de $156 \pm 64 \mu\text{g kg}^{-1}$ de los cuales el 99% es Hg exógeno. Los contenidos de Hg obtenidos en CVM son asimilables a los determinados en todo el hemisferio norte (Zacone et al., 2009).

El contenido de $\Sigma 16$ -HAPs (tHAPs) mostró un rango de valores entre 113 y $1148 \mu\text{g kg}^{-1}$ con una media de $398 \mu\text{g kg}^{-1}$. El orden de abundancia media fue PHE > BbjFA > CRY > BghiPER > I123PY > FA > BkFA > PY > ACF > DBahAN > FL > BaPY > BaAN > AN > NF = ACFL. Los HAPs de bajo peso molecular (BPM_HAPs <252 g mol⁻¹) en su conjunto tienen un valor medio mayor ($213 \mu\text{g kg}^{-1}$) que los de alto peso molecular (APM-HAPs ≥ 252 g mol⁻¹), pero estos presentan los valores máximos más altos ($747 \mu\text{g kg}^{-1}$). Tanto los valores de tHAPs como de HAP individuales identificados en esta turbera son similares a los registrados en suelos y sedimentos de Europa (Trapido, 1999; Fernández et al., 2000; Atanassova y Brümmer, 2004), y dado que son valores superiores a los establecidos para zonas rurales del noroeste peninsular ($13 \mu\text{g kg}^{-1}$, García-Falcón et al., 2006), es plausible considerar su presencia en relación al transporte atmosférico de larga distancia desde los focos de emisión hasta este sector distal y rico en suelos orgánicos.

Si bien se ha detectado la incorporación constante de Hg y HAPs a la superficie de la turbera durante los últimos 300 años, su distribución muestra tres patrones distintos. Los HAPs de menor peso molecular, como PHE, presentan elevados valores en las muestras más profundas y un descenso constante hacia la superficie. Estos HAPs han sido asociados a procesos naturales de biosíntesis. Los HAPs de bajo a medio peso molecular, CRY, FA, PY y BaAN mantienen una concentración constante y moderada en los primeros 200 años aumentando fuertemente en el último siglo. Los HAPs de alto peso molecular, BbjFA, BghiPER, I123PY BkFA, BaPY, DBahAN, presentan valores muy bajos o indetectables hasta los últimos 100 años donde se incrementa su concentración drásticamente para comenzar a descender en los últimos 10 años. El patrón del Hg muestra una alta correlación (Tabla 1, Figura 1) negativa con los HAPs de bajo peso molecular indicando un origen diferente, y positiva con los HAPs de moderado y especialmente con los de alto peso molecular reflejando la presencia de fuentes comunes, así como posiblemente de mecanismos de transporte y deposición.

Tabla 1. Correlación ($p < 0,01$) entre el Hg exógeno y los hidrocarburos aromáticos policíclicos de alto y bajo peso molecular medidos en la turbera de CVM.

HAPs	Hg exógeno
ACF	-0,78402
FL	-0,77202
PHE	-0,74057
BbjFA	0,74582
BkFA	0,73553
BaPY	0,79502
DBahAN	0,78128
BghiPER	0,73666
I123PY	0,76524

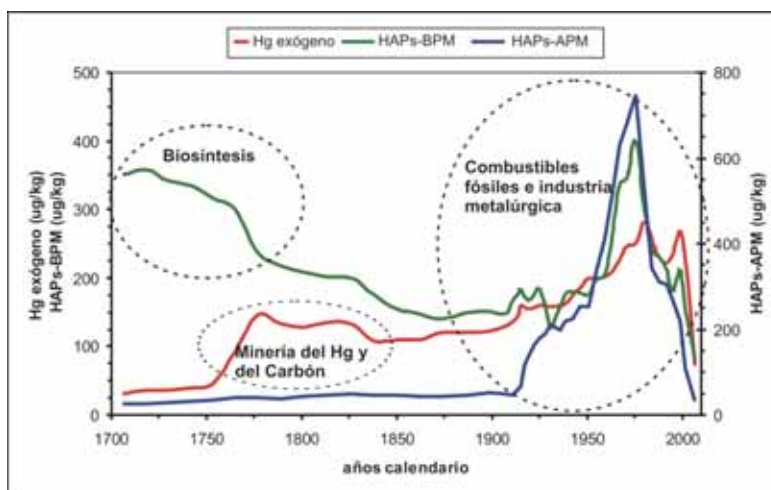


Figura 1. Evolución del contenido en Hg y HAPs de bajo (BPM) y alto (APM) peso molecular en la turbera de CVM, y posibles fuentes de emisión en los últimos 300 años.

Bibliografía

- Atanassova I, Brümmner GW, 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons of anthropogenic and biopedogenic origin in a colluviated hydromorphic soil of Western Europe. *Geoderma* 120: 27–34.
- Blaauw M, Christen J.A, 2011. Flexible paleoclimate age-depth models using an autoregressive gamma process. *Bayesian Analysis* 6:457-474
- Fernández P, Vilanova RM, Martínez C, Appleby P, Grimalt JO. 2000. The historical record of atmospheric pyrolytic pollutions over Europe registered in the sedimentary PAH from remote mountain lakes. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1906–1913.
- García-Falcón MS, Soto-González B, Simal-Gándara J. 2006. Evolution of the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in burnt woodland soils. *Environ. Sci. Technol.* 40: 759-763.
- Guedron S, Grimaldi C, Chauvel C, Spadini L, Grimaldi M. 2006. Weathering versus atmospheric contributions to mercury concentrations in French Guiana soils. *Appl Geochem* 21:2010–2022
- Hissler C, Probst JL. 2006. Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streams in a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: the important trapping role of the organic matter. *Sci Total Environ* 361:163–178
- Trapido M. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profiles. *Environ. Pollut.* 105: 67-74.
- Zaccone C, Santoro A, Coccozza C, Terzano R, Shotyk W, Miano TM. 2009. Comparison of Hg concentrations in ombrotrophic peat and corresponding humic acids, and implications for the use of bogs as archives of atmospheric Hg deposition. *Geoderma* 148: 399–404

Contenido y distribución de cobre en suelos dedicados al cultivo de la vid: Indicación Geográfica Protegida de Betanzos

J. Carballeira Díaz¹, A. Gómez-Armesto¹, P. Pérez-Rodríguez¹, D. Fernández-Calviño², M. Arias-Estévez^{1*}, J.C. Nóvoa-Muñoz¹

¹ Área de Edafología e Química Agrícola, Depto. Biología Vexetal e Ciencia do Solo, Facultad de Ciencias, Universidade de Vigo, Ourense 32004, España; *mastevez@uvigo.es.

² Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen, Frederiksberg, Denmark.

Resumen

Se analizan 31 muestras superficiales de suelos dedicados al cultivo de la vid en la Indicación Geográfica Protegida de Betanzos (A Coruña), en relación a los contenidos de cobre total y sus diferentes fracciones. Los resultados indican que los contenidos de Cu son muy altos, superando el 74% de las muestras los 100 mg kg⁻¹. En cuanto al fraccionamiento, es de destacar la alta variabilidad de los resultados en función del suelo analizado, si bien la fracción más abundante es la de Cu unido a la materia orgánica. Este aspecto tiene una significación especial, ya la materia orgánica del suelo está sometida a potenciales cambios por procesos como la mineralización, la humificación o la acumulación, por lo que un adecuado manejo de la misma en estos suelos es primordial para evitar posibles problemas de producción y de impacto ambiental asociado a los excesos de Cu.

Introducción

El uso de fungicidas de base cúprica para combatir las enfermedades que atacan a la vid desde finales del siglo XIX, ha provocado una acumulación de Cu en los suelos dedicados a viñedo muy superiores a los de suelos naturales desarrollados a partir del mismo material de partida (Fernández-Calviño et al., 2008). Este fenómeno de acumulación de Cu también ocurre en otros cultivos como el lúpulo (Schramel et al., 2000), aguacate (Van Zwieten et al., 2004), café (Loland y Sing, 2004) y cacao (Josandia, 1994).

Una línea de investigación llevada a cabo en nuestros laboratorios abarcó hasta el momento el estudio de los suelos dedicados a la vid de las 5 denominaciones de origen de Galicia. Estas denominaciones afectan al sur de Galicia fundamentalmente a las provincias de Ourense y Pontevedra y el sur de Lugo.

Los vinos designados con la indicación geográfica protegida «Betanzos» proceden exclusivamente de viñedos de la provincia de A Coruña, principalmente de los términos municipales de Bergondo, Betanzos, Coirós, Miño y Paderne. Los vinos de la IGP Betanzos se elaboran con variedades tanto blancas (Godello, Branco lexítimo, Agudelo) como tintas (Mencia, Brancellao, Merenzao).

En esta comunicación se estudia la presencia y distribución de Cu en la Indicación Geográfica Protegida de Betanzos que afecta a la provincia de A Coruña (norte de Galicia) y que hasta el momento no habían sido estudiados. Se llevará a cabo una comparación de la concentración de Cu encontrada en estos suelos con los obtenidos previamente en las 5 denominaciones de origen de Galicia y también con suelos no sometidos a la actividad humana.

Material y métodos

Se tomaron 31 muestras superficiales (0-20 cm) mediante una sonda Edelman. En cada punto de muestreo se tomaron 10 submuestras que se mezclaron entre sí para obtener una muestra compleja. Una vez en el laboratorio las muestras se secaron al aire, posteriormente se tamizaron por 2 mm y se almacenaron en recipientes de PVC antes de llevar a cabo los análisis correspondientes. Sobre la fracción menor de 2 mm se llevaron a cabo los siguientes

análisis generales: distribución granulometría por el método internacional de la pipeta, pH en agua y en KCl 0,1 M, C y N totales mediante autoanalizador, cationes básicos intercambiables desplazados con NH_4Cl 0,2 M (Sumner y Miller, 1996), Al intercambiable extraído con KCl 1M (Bertsch y Bloom, 1996). Todos los cationes se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama. Los valores de capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se obtuvieron mediante la suma de los cationes básicos y el Al intercambiables.

El contenido total de Cu (Cu_t) se determinó mediante ataque en microondas después de ataque de 0,2 g de suelo con una mezcla de ácidos: HCl, HNO_3 y HF. Para desarrollar el fraccionamiento del Cu en las muestras de suelo se emplearon las siguientes disoluciones extractoras: (1) ácido oxálico-oxalato amónico + ácido ascórbico (Cu_{oa} , 1 g de suelo fue agitado durante 30 min a 96°C con en ácido oxálico-oxalato amónico 0,2 M + ácido ascórbico 0,1 M a pH 3,25); (2) ácido oxálico-oxalato amónico (Cu_o , 1 g de suelo fue agitado en oscuridad durante 4 h con 50 mL de ácido oxálico-oxalato amónico 0,2 M a pH 3,0); (3) pirofosfato Na (Cu_p , 1 g de suelo fue agitado con 100 mL de pirofosfato Na a pH 10,1) durante 16 horas; (4) Cu intercambiable (Cu_a , 10 g de suelo fueron agitados durante 1h con 50 mL de acetato amónico a pH 7).

Resultados y discusión

Los suelos son ácidos oscilando el pH en agua entre 6,0 y 3,8. Los pHs en KCl fueron inferiores lo que es indicativo de un predominio de la carga negativa. Las texturas son mayoritariamente francas (Tabla 1). Los contenidos en C fueron bajos si consideramos el ámbito de Galicia y bastante homogéneos oscilando entre 2,6 y 1,1%, siendo los valores de la media y mediana similares (Tabla 1). La CICE fue baja en todos los casos variando entre 4,8 y 16,1 $\text{cmol}_{(c)}\text{kg}^{-1}$ (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen estadístico de las características generales de los suelos (Nº de muestras 31); SD: desviación estándar

Variable	Máximo	Mínimo	Media	SD	Mediana
pH (H_2O)	6,0	3,8	5,0	0,5	4,9
pH (KCl)	5,5	3,3	4,0	0,6	3,8
Arena gruesa (%)	27,2	6,8	12,0	4,7	11,3
Arena fina (%)	29,0	12,4	20,7	4,4	21,5
Limo grueso (%)	25,8	13,7	21,2	3,1	21,1
Limo fino (%)	39,9	17,3	26,0	5,0	25,7
Arcilla (%)	29,6	15,5	20,1	2,9	19,7
C(%)	2,6	1,1	2,0	0,3	2,0
N(%)	0,2	0,1	0,2	0,0	0,2
CICE ($\text{cmol}_{(c)}\text{kg}^{-1}$)	16,1	4,8	8,3	2,8	7,7

Los datos de cobre total (Cu_t) fueron muy variables, oscilando entre 63-730 mg kg^{-1} , con un valor medio de $224 \pm 152 \text{ mg kg}^{-1}$. Esto valores son mucho más elevados que los encontrados en muestras superficiales de suelos no cultivados (entre 12 y 39 mg kg^{-1}) (Macías et al., 1993), lo cual es una clara evidencia de que en estos suelos se produce una acumulación de Cu debido a la aplicación de fungicidas con base cúprica. Los niveles de Cu son similares a los obtenidos en las 5 denominaciones de origen de Galicia, en los que un porcentaje importe de suelos superaban los 100 mg kg^{-1} (Fernández-Calviño et al., 2009). De acuerdo con la directiva europea (Council Directive 86/278/CEE), el umbral de Cu permitido en suelos sería entre 50-150 mg kg^{-1} , correspondiendo el valor 50 mg kg^{-1} a suelos ácidos. Una concentración superior a 100 mg kg^{-1} también puede provocar efectos adversos sobre la dinámica de la materia orgánica y microorganismos del suelo (Paoletti et al., 1998; Díaz-Raviña et al., 2007). El análisis de nuestras muestras indica que el 74% de las muestras supera los 100 mg kg^{-1} mientras que el total de las muestras (100%) supera los 50 mg kg^{-1} , lo cual

podría tener implicaciones negativas tanto en la producción como en la calidad de las uvas. Además de la concentración total, es fundamental el conocer su fraccionamiento ya que de éste depende su movilidad y, por lo tanto los posibles problemas que se puedan generar tanto productivos como ambientales. Un resumen estadístico de los valores de cobre obtenidos usando diferentes reactivos químicos se pueden observar en la Tabla 2.

El cobre extraído en acetato amónico (Cu_a), que puede interpretarse como Cu intercambiable y por ello la forma de Cu más móvil de las evaluadas, varió entre 0,6 y 21,8 $mg\ kg^{-1}$ lo que representa en todos los casos menos del 2,5% del Cu_t . A pesar de todo, estos valores bajos son mayores que los encontrados en suelos naturales (McLaren and Crawford, 1973), si bien son similares a los obtenidos en los estudios llevados a cabo en las 5 denominaciones de origen de Galicia, donde se encontraron valores inferiores a 10 $mg\ kg^{-1}$ y un porcentaje de alrededor del 5% con respecto a Cu_t (Arias et al., 2004; Fernández-Calviño et al., 2008; 2009).

Tabla 2. Cu total y fraccionamiento (en $mg\ kg^{-1}$). SD: desviación estándar. Cobre extraíble con acetato amónico (Cu_a), cobre extraíble con pirofosfato sódico (Cu_p), cobre extraíble con ácido oxálico-oxalato amónico (Cu_o), cobre extraíble con ácido oxálico-oxalato amónico + ácido ascórbico (Cu_{oa}), cobre total (Cu_t), cobre potencialmente asimilable por las plantas (Cu_{EDTA}).

Variable	Máximo	Mínimo	Media	SD	Mediana
Cu_a	21,8	0,6	3,9	4,4	2,4
Cu_p	373	18	113	85	85
Cu_o	375	25	121	92	99
Cu_{oa}	504	32	159	114	124
Cu_t	730	63	224	152	179
Cu_{EDTA}	232	11	66	50	51

El cobre unido a la materia orgánica (Cu_{MO}), estimado como el Cu extraído en pirofosfato Na menos el Cu extraíble con acetato amónico (Cu_p-Cu_a) es la principal fracción de Cu en los suelos analizados, representando entre el 32 y 63% del Cu_t . Los valores de esta fracción de Cu contrastan con los obtenidos en muestras de suelos no cultivados donde el Cu_{MO} solo llega al 5% del total (Graña et al., 1991). La alta afinidad por el Cu por la materia orgánica del suelo ha sido destacada entre otros por McBride et al. (1998), lo cual justifica los resultados obtenidos. El mantenimiento de los niveles de materia orgánica en estos suelos es de especial relevancia dado que, en caso contrario, el Cu podría mobilizarse con mayor facilidad y así poder tener un efecto adverso sobre la producción y calidad de la uva, facilitando también su movilización hacia las aguas subsuperficiales y subterráneas, agravando las consecuencias ambientales. La fracción de Cu unido a componentes amorfos inorgánicos (Cu_{AI}), que se interpreta como el Cu extraído con oxálico-oxalato menos el Cu extraído con pirofosfato Na (Cu_o-Cu_p) varió entre 0,1 y 45% del Cu_t . El porcentaje de Cu unido a coloides inorgánicos cristalinos (Cu_{AIC}), estimado como el Cu extraíble con oxálico-oxalato + ascorbato menos el Cu extraíble con oxálico-oxalato ($Cu_{ao}-Cu_o$), presentó un amplio intervalo de variación entre 0 y 26% del Cu_t . Finalmente, el Cu residual (Cu_R) que se obtiene sustrayendo al Cu total el Cu extraíble con oxálico-oxalato + ascorbato (Cu_t-Cu_{ao}) varió entre el 12 y el 49% del Cu total. Estas 3 últimas fracciones, que representan el Cu menos móvil, presentan fuertes variaciones en función de los suelos. No obstante, sus valores son inferiores a los que previsiblemente se obtendrían en suelos naturales, sobre todo el Cu_R que en suelos naturales es la fracción mayoritaria (Graña et al., 1991).

Bibliografía

- Arias M, López E, Fernández D, Soto B. 2004. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. *Soil Science* 169: 796–805.
- Bertsch PM, Bloom PR. 1996. Aluminum. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 517–550.

- Díaz-Raviña M, Calvo de Anta R, Bååth E. 2007. Tolerance (PICT) of the bacterial communities to copper in vineyards soils from Spain. *Journal of Environmental Quality* 36: 1760–1764.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153, 119–129.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, López-Periago E, Arias-Estévez M. 2008. Changes in copper contents and distribution in young, old and abandoned vineyard acid soils due to land use changes. *Land Degradation and Development* 19: 165–177.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, López-Periago E, Arias-Estévez M. 2008. Changes in copper content and distribution in young, old and abandoned vineyard acid soils due to land use changes. *Land Degradation and Development* 19:165-177.
- Graña MT, Barral M.T, Guitián FE, Guitián F. 1991. Formas de cobre, níquel y cinc en horizontes superficiales de suelos. *Suelo y Planta* 1: 467–482.
- Josanidia, SL. 1994. Copper balances in cocoa agrarian ecosystems: effects of differential use of cupric fungicides, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 48: 19–25.
- Loland JØ, Sing BR. 2004. Copper contamination of soil and vegetation in coffee orchards after long-term use of Cu fungicides, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 203–211.
- Macías F, Veiga A, Calvo R. 1993. Influencia del material geológico y detección de anomalías en el contenido demetales pesados en horizontes superficiales de suelos de la provincia de A Coruña. *Cuadernos del Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 18: 317–323.
- McBride M, Martínez CE, Sauvé S. 1998. Copper(II) activity in aged suspensions of goethite and organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 62: 1542–1548.
- McLaren RG, Crawford DV. 1973. Studies on soil copper. I. The fractionation of copper in soils. *Journal of Soil Science* 24: 172–181.
- Paoletti MG, Sommaggio D, Favretto M.R, Petruzzelli G, Pezzarossa B, Barbaferri M. 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology* 10: 137–150.
- Schramel O, Michalke B, Ketrup A. 2000. Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures, *Science of the Total Environmental* 263: 11–22.
- Sumner ME, Miller W.P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 3, Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 1201–1229.
- Van Zwieten, L, Rust J, Kingston T, Merrington G, Morris S. 2004. Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils, *Science of the Total Environmental*. 329: 29–41.

Contenido y distribución de cobre en suelos dedicados al cultivo de la vid: Indicación Geográfica Protegida de Barbanza e Iria

A. Gómez-Armesto¹, J. Carballeira Díaz¹, P. Pérez-Rodríguez¹, D. Fernández-Calviño², M. Arias-Estévez¹, J.C. Nóvoa-Muñoz¹

¹ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias Campus Univ. Ourense, Universidade de Vigo, Galicia, España.

² Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen, Frederiksberg, Denmark.

Resumen

Se estudia la concentración de Cu y su fraccionamiento en 30 suelos superficiales (0-20 cm) de suelos dedicados al cultivo de la vid en la Indicación Geográfica Protegida de Barbanza-Iria. Los resultados indican que la mayoría de las muestras presentan niveles de Cu_t menores que los encontrados en otros suelos de Galicia también dedicados a este cultivo. Sin embargo, el fraccionamiento de Cu indica que la fracción residual de Cu (Cu_R) no es la más importante incluso en aquellos suelos con baja concentración de Cu_t como sería de esperar si el origen del Cu fuese predominantemente litogénico. La fracción más relevante de Cu es la unida a la materia orgánica, especialmente en los suelos con las mayores concentraciones de Cu.

Introducción

El cultivo de la vid está extendido por todo el mundo, ocupando 7.5 millones de hectáreas de las que el 57% está situado en el continente Europeo, donde se producen el 48% de la uva y el 68% del vino a nivel mundial (FAOSTAT, 2004). Esta actividad genera, segundo datos de la Comisión Europea (European Commission, 2006) 4500 millones de euros, lo que revela la importancia de este cultivo que ocupa el 2% del total del área agrícola de la UE y su relevancia económica es similar a la de la producción de trigo (6.7%) y es el doble que el olivar (2.2%)

En la actualidad en Galicia se dedican 32302 hectáreas a este cultivo, de las que el 31% están acogidas a alguna de las cinco denominaciones de origen existentes (Consellería do Medio Rural, 2007), mientras que el resto forma parte de las indicaciones geográficas o no tienen ningún tipo de amparo oficial (explotaciones domésticas).

La Indicación Geográfica Protegida de Barbanza-Iria ocupa varios ayuntamientos del sur de la provincia de A Coruña y los términos municipales de Catoira, Valga y Pontecesures ya en la provincia de Pontevedra. Dentro de esta comarca, casi la totalidad de la superficie dedicada al cultivo del viñedo se halla por debajo de los 150 m s.n.m. Esta comarca disfruta de unas 1.400 horas de sol al año y de temperaturas entre 15 y 24 °C, y con unas precipitaciones que se sitúan entre los 1.200-1.400 mm.

El cultivo de la vid en esta zona se retrotrae a más de 440 años y hasta la fecha, los suelos de viñedo no han sido analizados con el fin de determinar la presencia de Cu a niveles que puedan perjudicar dicho cultivo.

En otras zonas de producción vitivinícola de Galicia se obtuvieron datos de concentración de Cu en suelos muy elevados ($>250 \text{ mg kg}^{-1}$), que en muchos casos indican serios riesgos de contaminación acrecentados por su naturaleza ácida que facilita la movilidad del Cu (Fernández-Calviño et al., 2009).

El objetivo de este trabajo es obtener datos de las características generales de los suelos de viñedo esta Indicación Geográfica, así como de cobre total y de Cu unido a otros componentes del suelo, con el fin de averiguar si su presencia supone riesgos tanto en la producción agrícola como para el medio ambiente.

Material y métodos

Se tomaron 30 muestras superficiales (0-20 cm) mediante una sonda Edelman. En cada punto de muestreo se tomaron 10 submuestras que se mezclaron entre sí para obtener una muestra compuesta. Una vez en el laboratorio, las muestras se secaron al aire y posteriormente se tamizaron por 2 mm y se almacenaron en recipientes de PVC antes de llevar a cabo los análisis correspondientes. En la fracción menor de 2 mm se determinó la granulometría por el método internacional de la pipeta, el pH en agua y en KCl 0,1 M, los niveles totales de C y N y cationes básicos intercambiables desplazados con NH_4Cl 0,2 M (Sumner y Miller, 1996), Al intercambiable extraído con KCl 1M (Bertsch y Bloom, 1996). Todos los cationes se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama. Los valores de capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se obtuvieron mediante la suma de los cationes básicos y el Al intercambiables.

El fraccionamiento del Cu se desarrolló del siguiente modo:

-Cu total (Cu_t) mediante ataque en microondas después de ataque de 0,2 g de suelo con una mezcla de ácidos: HCl, HNO_3 y HF.

- Cu ácido oxálico-oxalato amónico. ácido ascórbico (Cu_{oa}): 1 g of soil fue agitado durante 30 min a 96°C en ácido oxálico-oxalato amónico 0,2M + ácido ascórbico acid 0.1 M (pH 3.25).

-Cu oxálico (Cu_o): 1 g de suelo fue agitado en oscuridad durante 4 h en 50 mL de ácido oxálico-oxalato amónico 0,2 M (pH 3).

-Cu pirofosfato (Cu_p) 1 g de suelo fue agitado en 100 mL de pirofosfato sódico (pH 10,1) durante 16 horas

-Cu cambiante (Cu_a) 10 g de suelo fueron agitados durante 1h en 50 mL de acetato amónico a pH 7.

Resultados y discusión

Los suelos estudiados son ácidos variando el pH en agua entre 4,1 y 6,5, mientras que el pH en disolución salina (KCl) fue en general medio punto menor, lo que es indicativo de predominancia de carga negativa. Las texturas son mayoritariamente francas y el contenido en C varió entre 2,6 y 6,6, siendo los valores de la media y mediana similares (Tabla 1). La CICE fue baja (6,6 y 37,4 $\text{cmol}_{(c)}\text{kg}^{-1}$), aunque algunos suelos presentaron valores altos posiblemente consecuencia de la adición de sustancias enclantes ya que, los valores más altos de la CICE se corresponden con los pHs más elevados que están cercanos a la neutralidad (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen estadístico de las características generales de los suelos (Nº de muestras 30); SD: desviación estándar

Variable	Máximo	Mínimo	Media	SD	Mediana
pH (H_2O)	6,5	4,1	5,5	0,6	5,6
pH (KCl)	6,1	3,6	4,6	0,6	4,6
Arena gruesa (%)	55,7	20,0	44,1	6,6	44,3
Arena fina (%)	42,8	12,6	20,4	5,7	19,3
Limo gureso (%)	13,7	1,6	6,0	2,1	5,6
Limo fino (%)	15,4	0,8	10,5	2,7	10,4
Arcilla (%)	22,3	15,5	19,0	1,7	18,4
C(%)	6,6	2,6	3,8	0,9	3,7
N(%)	0,5	0,2	0,3	0,1	0,3
CICE ($\text{cmol}_{(c)}\text{kg}^{-1}$)	37,4	6,6	13,7	6,1	11,7
Cu_t (mg kg^{-1})	247	22	79	60	59

Los datos de cobre total (Cu_t) fueron muy variables, entre 22-247 mg kg^{-1} , con un valor medio de $79 \pm 60 \text{ mg kg}^{-1}$. Solo 6 muestras de las 30 analizadas presentaron concentraciones de Cu

superiores a 100 mg kg^{-1} y 11 muestras presentaron una concentración de $\text{Cu} < 50 \text{ mg kg}^{-1}$. Estos valores son menores que los encontrados en otras zonas de cultivo intensivo de vid como pueden ser las 5 denominaciones de origen de Galicia y la indicación geográfica protegida de Betanzos, en las que más del 50% de las muestras analizadas superaba los 100 mg kg^{-1} .

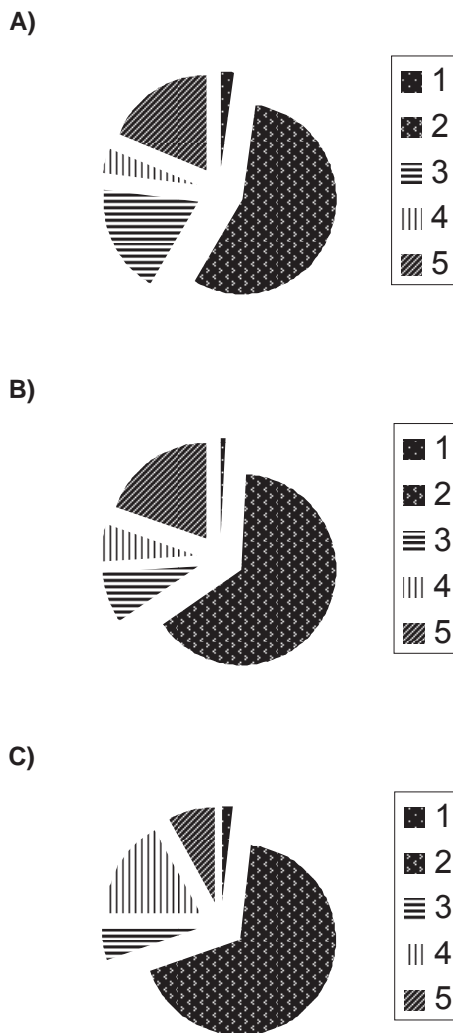


Figura 1. Distribución de Cu en diferentes compartimentos del suelo. Trama 1: Porcentaje de Cu cambiante; Trama 2: Porcentaje de Cu unido a la materia orgánica; Trama 3: Cu unido a componentes no cristalinos inorgánicos; Trama 4: Cu unido a componentes inorgánicos cristalinos; Trama 5: Cu residual. A: Suelos con baja concentración de Cu (22 mg kg^{-1}); B: Suelos con concentración intermedia (63 mg kg^{-1}); C: Suelos con alta concentración de Cu (247 mg kg^{-1}).

Con respecto al fraccionamiento, éste se llevó a cabo en diferentes muestras en función de la concentración. El Cu cambiante que se puede interpretar como el cobre extraído en acetato

amónico (Cu_a) y es el más móvil de todo el Cu presente, siendo en general inferior a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$; sólo 3 muestras de las 30 analizadas superaron esta concentración. Un ejemplo del fraccionamiento de suelos con baja concentración de Cu (22 mg kg^{-1}) se presenta en la figura 1A, donde se puede observar que esta fracción es prácticamente inexistente. El cobre unido a la materia orgánica (Cu_{MO}), que se interpreta como el Cu extraído en pirofosfato menos el con extraíble con acetato amónico (Cu_p-Cu_a), es la principal fracción representando el 58% del Cu_t (Figura 1A). El porcentaje de Cu unido a los coloides inorgánicos amorfos y cristalinos (Cu_{AI} y Cu_{AIC}) representa el 19% y el 4%, respectivamente. Finalmente el Cu residual (Cu_R), que es la fracción menos móvil, sólo representó el 20% del total lo que contrasta con los valores obtenidos en muestras naturales donde suele ser la fracción mayoritaria (Graña et al., 1991).

En muestras de suelo con concentraciones intermedias de Cu, como la que se presenta en la Figura 1B, la distribución de Cu es similar si bien destaca un mayor porcentaje de las fracciones de Cu ligado a la materia orgánica y a los componentes no cristalinos inorgánicos. Finalmente, en las muestras de suelos con altos contenidos de Cu total (Figura 1C) se observa un incremento todavía más notable del porcentaje de Cu unido a la materia orgánica (hasta el 68% del total), a la vez que la fracción de Cu residual disminuye claramente hasta representar sólo el 8% del Cu total. Una vez más, destaca el papel de la materia orgánica en la inmovilización del Cu. La fracción de cobre unido a componentes amorfos inorgánicos (Cu_{AI}), que se interpreta como el Cu extraído con óxalico-oxalato menos el Cu extraído con pirofosfato (Cu_o-Cu_p), varió entre un 0.1 y un 45%.

Bibliografía

- Bertsch PM, Bloom PR. 1996. Aluminum. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 517–550.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153, 119–129.
- Graña MT, Barral M.T, Guitián FE, Guitián F. 1991. Formas de cobre, níquel y cinc en horizontes superficiales de suelos. *Suelo y Planta* 1: 467–482.
- Sumner ME, Miller W.P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 3, Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 1201–1229.
- FAOSTAT. (2004) Base de datos estadísticos sobre agricultura. FAO <http://faostat.fao.org/faostat/collections?subset=agriculture>
- European Commission (2006). Wine: Economy of the sector. Directorate-General for Agriculture and Rural Development. Consellería do medio rural. (2007). <http://mediorural.xunta.es/externos/intergal/publica/ga/marcoeconomico.htm#Cabec4>

Variación de propiedades en tecnosuelos preparados con zahorra y compost de biosólido afectados por el desarrollo de plántulas de cebada

A. Román, J. Navarro-Pedreño*, I. Gómez, M.B. Almendro-Candel, M.M. Jordán

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad Miguel Hernández de Elche, España; jonavar@umh.es

Resumen

Se ha realizado un experimento en tiestos en condiciones controladas durante un periodo de 3 meses para analizar los cambios en las propiedades de tecnosuelos, preparados a partir de residuo de cantera de áridos (material inerte: zahorra) y compost de lodo de depuradora (enmienda orgánica), con y sin la presencia de plantas de cebada (*Hordeum vulgare*). Con ello se pretende cuantificar el efecto de la vegetación sobre la variación de las características analizadas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, N, P, K, Na, Ca y Mg). Se realizaron mezclas de zahorra/compost conteniendo 0, 2, 5 y 10% en volumen de compost.

El uso del compost de lodo junto con la zahorra, generó un sustrato con unos valores de los parámetros analizados adecuados para el desarrollo de la cubierta vegetal, apreciándose efectos sobre el pH y la disponibilidad de nutrientes como consecuencia de la incorporación del subproducto orgánico, y variaciones en los cationes de cambio y niveles de materia orgánica y P, fundamentalmente, entre los tratamientos con y sin cultivo de cebada.

Introducción

La necesidad de restaurar el medio edáfico como consecuencia del impacto debido a numerosas actividades entre las que destacan las extractivas de áridos, plantea la posibilidad del empleo de tecnosuelos en su rehabilitación. En este último caso, pueden ser preparados a partir de material residual de la propia explotación minera, siendo necesarios estudiar la evolución de las propiedades físico-químicas relacionadas con el mantenimiento de la cubierta vegetal, para determinar que sustrato es el más conveniente.

Por otro lado, la cantidad de biosólidos (lodos de depuración de aguas residuales) que se genera es cada vez mayor y la legislación es cada vez más restrictiva, dificultando su aplicación en agricultura (Navarro-Pedreño et al., 2004). Es por ello que su aplicación, preferentemente compostado, en áreas degradadas, puede ser una alternativa viable (Alcañiz et al., 1996) ya que se ha demostrado que la utilización de estos subproductos favorece la fertilidad del suelo y la nutrición de las plantas (Almendro-Candel et al. 2003, 2007; Martínez et al., 2003; Soriano-Disla et al., 2010), así como el desarrollo de la biomasa y la cubierta vegetal (Moreno-Peñaranda et al., 2004; Larchevêque et al., 2006).

El presente estudio se plantea con el objetivo de analizar los efectos derivados de la presencia de vegetación sobre tecnosuelos formados mediante la mezcla de compost de lodo de depuradora y un material inerte y residual de una cantera, valorando los efectos sobre un conjunto de propiedades de interés para el desarrollo de las plantas.

Material y métodos

El estudio se desarrolló en invernadero, preparando 2 conjuntos de tiestos ("S" sin cebada y "C" con cebada). Para cada uno de ellos se dispusieron 12 tiestos conteniendo 10 litros de sustrato (lodo+zahorra), con 3 repeticiones por mezcla. Los tratamientos utilizados fueron los siguientes: 0%, 2%, 5% y 10% de porcentaje de mezcla zahorra/compost de lodo en proporción volumétrica. Tras preparar los tratamientos, en los tiestos del conjunto "C" se plantaron 10 semillas germinadas de cebada (*Hordeum vulgare*). El material inerte empleado, zahorra tamaño inferior a 5 mm, procedente de una explotación de áridos de roca caliza. En la tabla 1 se indican las características básicas de este residuo, presenta trazas de materia

orgánica, como consecuencia de las operaciones de acopio, depósito, manipulación y exposición a la intemperie que sufre este material en las propias instalaciones de la cantera.

Tabla 1. Composición parcial de la zahorra.

Parámetro	media	σ	Parámetro	media	σ
pH	5,53	0,04	Ca total (g/kg)	264	6
CE (dS/m)	0,28	0,05	Mg total (g/kg)	4,19	0,14
N-Kjeldahl (%)	0,03	0,01	K total (g/kg)	4,75	0,19
L.O.I. (g/kg)	10,7	2,7	Na total (g/kg)	0,42	0,04
ρ aparente (g/cm ³)	1,32	0,02	P total (g/kg)	0,54	0,12

El material orgánico empleado para la formación del medio edáfico fue compost de lodo, procedente de la EDAR de Aspe y su composición parcial se indica en la tabla 2.

Tabla 2. Composición parcial del compost.

Parámetro	media	σ	Parámetro	media	σ
pH	5,75	0,01	Ca total (g/kg)	6,95	0,62
CE (dS/m)	5,1	0,1	Mg total (g/kg)	3,93	0,02
N-Kjeldahl (%)	2,19	0,01	K total (g/kg)	5,17	0,15
L.O.I. (g/kg)	73,6	0,2	Na total (g/kg)	2,42	0,06
ρ aparente (g/cm ³)	0,54	0,1	P total (g/kg)	19,1	1,6

Todos los tiestos se mantuvieron aproximadamente con el mismo nivel de humedad, mediante el aporte hídrico a través de riego por goteo (5 minutos de riego cada 6 horas), sin pérdida apreciable de agua por la parte inferior de los tiestos, durante 3 meses. Para el riego se empleó el agua de red, con un valores medios de conductividad eléctrica, Na, K, Ca y Mg de 0,82 dS/cm, 72 mg/L, 3,3 mg/L, 62 mg/L y 26 mg/L, respectivamente.

Tras finalizar este periodo, se recogió el sustrato contenido de cada uno de los 24 tiestos, secándose, tamizándose a 2 mm y guardándose para su posterior análisis. Los parámetros analizados en los tecnosuelos fueron los siguientes: pH en extracto acuoso 1:2, conductividad eléctrica en extracto acuoso 1:5 (MAPA, 1986), materia orgánica por calcinación mediante el método LOI (Konen et al., 2002), nitrógeno Kjeldahl (Bremmer y Mulvaney, 1982), fósforo asimilable Burriel-Hernando (Diez, 1982), Na, K, Ca y Mg mediante extracto con acetato amónico 1N y medida en AAS-ES (Knudsen y col., 1982; Whiteside y Milner, 1984).

A los resultados obtenidos se le aplicó estadística descriptiva para el cálculo de la media y la desviación estándar y se aplicó el test F-ANOVA univariante para comparar los tratamientos de cada experimento. En este caso se han utilizado para simplificar los símbolos ns (sin significancia), * significación a $\alpha=0,05$, ** si $\alpha=0,01$, *** si $\alpha=0,001$.

Resultados y discusión

Los resultados se indican en las tablas 3, 4, 5, 6 y 7. La mezcla del compost y la zahorra produjo un sustrato apto para el desarrollo de la vegetación ya que esta no se vio impedida en su desarrollo en ninguno de los tecnosuelos empleados.

Tabla 3,- Variaciones de pH y CE (dS/m) en los tratamientos con distinto porcentaje de compost (%), con (C) y sin (S) plantas de cebada.

Tratamiento	pH S		pH C		F	C.E. S		C.E. C		F
	Media	σ	Media	σ		Media	σ	Media	σ	
0%	8,55	0,01	8,67b	0,06	13,2*	625a	79	146a	15	106***
2%	8,43	0,04	8,57ab	0,07	9,81*	689a	98	169a	33	75,8***
5%	8,31	0,04	8,57ab	0,05	51,65**	694a	80	163a	17	124***
10%	8,13	0,04	8,39a	0,11	14,44*	971	82	216a	67	151***
F	74,2***		7,02*			9,7**		1,78		

Tabla 4,- Variaciones de materia orgánica (%) y N (%) en los tratamientos con distinto porcentaje de compost (%), con (C) y sin (S) plantas de cebada.

Tratamiento	Mat. Org. S		Mat. Org. C		F	N S		N C		F
	Media	σ	Media	σ		Media	σ	Media	σ	
0%	0,99	0,18	2,20	0,13	84,9***	0,03	0,01	0,04	0,01	3,98
2%	2,33a	0,23	3,06a	0,09	25,6*	0,08	0,01	0,08a	0,01	0,02
5%	3,41ab	0,37	3,64a	0,25	0,74	0,12	0,01	0,09a	0,01	57,9**
10%	4,52b	0,76	5,76	0,35	6,65	0,16	0,01	0,18	0,01	3,14
F	34,2***		127***			159***		156***		

Tabla 5,- Variaciones de P (mg/kg) y K cambiante (mg/kg) en los tratamientos con distinto porcentaje de compost (%), con (C) y sin (S) plantas de cebada.

Tratamiento	P S		P C		F	K S		K C		F
	Media	σ	Media	σ		Media	σ	Media	σ	
0%	12,4	1,8	18,4	0,9	26,1*	147a	10	99a	25	10,0*
2%	87	5	123	5	76,7***	179ab	17	99a	35	12,6*
5%	122	20	246a	14	77***	221b	26	69a	4	101***
10%	159	12	290a	78	8,33*	281	15		10	326***
F	86,1***		28,9***			30,7***		1,21		

Tabla 6,- Variaciones de calcio y magnesio cambiante (mg/kg) en los tratamientos con distinto porcentaje de compost (%), con (C) y sin (S) plantas de cebada.

Tratamiento	Ca S		Ca C		F	Mg S		Mg C		F
	Media	σ	Media	σ		Media	σ	Media	σ	
0%	3546b	18	2973a	93	110***	203	20	326a	25	45,3**
2%	3493ab	54	3066ab	22	159***	267a	19	338a	29	13,2*
5%	3348a	76	3205bc	71	5,67	278a	21	318a	12,	8,58*
10%	3477ab	105	3279c	60	8,02*	332	14	336a	40	0,03
F	4,2**		12,7**			24,5***		0,33		

Tabla 7,- Variaciones de sodio cambiante (mg/kg) en los tratamientos con distinto porcentaje de compost (%), con (C) y sin (S) plantas de cebada.

Tratamiento	Na S		Na C		F
	Media	σ	Media	σ	
0%	686a	38	316a	65	72,8***
2%	632a	144	411a	78	5,45
5%	557a	73	354a	34	18,9*
10%	574a	46	302a	77	27,6*
F	1,4		1,67		

De forma general se observa que se produjo una disminución del pH de las mezclas conforme aumenta el contenido de compost, lo que se podría traducir en una mejora en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, pero aumentó la CE, especialmente en el tratamiento del 10%, que puede dar lugar a cierto riesgo de salinización del medio. El compost favorece el aumento de los contenidos de materia orgánica, N, P, K y Mg disponibles, no afectando significativamente a los niveles de Na asimilables. Considerando las plantas de cebada, se ha incrementado la materia orgánica de los suelos en los tiestos que contuvieron dicho cultivo, hecho asociado al desarrollo radicular a la vez que han aumentado los niveles de P extraíble. Igualmente se ha constatado una disminución a los 3 meses de la concentración de Na, K y Ca disponibles a los tres meses en todos los tecnosuelos comparando los tiestos con presencia de planta y sin esta, no encontrándose un efecto significativo importante de las plantas sobre los niveles de N y Mg.

Bibliografía

- Alcañiz JM, Comellas L., Pujola, M. 1996. *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals*. Ed. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Almendro-Candel MB, Jordán MM, Navarro-Pedreño J, Mataix-Solera J, Gómez I 2007. Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim limestone quarries wastes as soil amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 39(6):1328-1332.
- Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Jordan MM, Gómez I 2003. Movilidad y biodisponibilidad del fósforo en un antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. *Edafología* 10 (1):7-14.
- Bremner JM, Mulvaney CS 1982. Nitrogen-total. In A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Ed. ASA:SSSA p. 595-624.
- Díez JA 1982. Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel y Hernando para la evaluación del fosforo asimilable en suelos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 41:1345-1353.
- Jordan MM, Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, García-Sánchez E, Gómez I, Meléndez-Pastor I. 2007. Evolución de nutrientes de un residuo mineral enmendado con RSU. Ensayos en parcelas experimentales. *Residuos* 100:68-72.
- Konen, M.E., Jacobs, P.M., Lee Burras, C., Talaga, B.J & Mason, J.A. 2002. Equations for predicting soil organic carbon using Loss-on-Ignition for North Central U.S. soils. *Soil Science Society of America Journal* 66:1878-1881.
- Knudsen D., Peterson G.A., Pratt P.F. 1982. Lithium, Sodium and Potassium. En: *Methods of Soil Analysis*. Ed. ASA y SSSA. Madison, EE UU. p 225-246.
- Larchevêque M, Ballini C, Korboulesky N, Montés N. 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Science of the Total Environment* 369:220-230.
- MAPA. 1986. *Métodos de Análisis. Volumen III*. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.
- Martínez F, Cuevas G, Calvo R, Walter I 2003. Los efectos de residuos orgánicos en el suelo y las plantas nativas en los ecosistemas semiáridos. *Journal of Environmental Quality* 32:472-479.
- Moreno-Peñaranda R, Lloret F, Alcañiz JM 2004. Efectos de los lodos de depuradora en la composición de la comunidad de plantas en las canteras de piedra caliza restaurada. *Restoration Ecology* 12 (2):290-296.
- Navarro-Pedreño J, Almendro-Candel MB, Jordán-Vidal MM, Mataix-Solera J, García-Sánchez E 2004. Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in province of Alicante (Spain). En: *Geo-Environment*. Ed. WIT-Press p. 293-302.
- Soriano-Disla JM, Navarro-Pedreño J, Gómez I 2010. Contribution of sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. *Environmental Earth Sciences* 61:1613-1619.
- Whiteside P.J., Milner B.A. 1984. *Pye Unicam atomic absorption data book*. Ed. Pye Unicam Ltd, Cambridge, U.K.

Evaluación del efecto de ciclodextrina en la atenuación natural de suelos contaminados por Diurón.

M. Rubio-Bellido, E. Morillo, J. Villaverde*

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, IRNAS-C.S.I.C., Apartado 1052, 41080-Sevilla, España; jvillaverde@irnase.csic.es

Resumen

La estructura química del herbicida diurón le confiere un importante carácter hidrofóbico que está relacionado con su elevada persistencia en el suelo, además de la presencia de cloro que hace de este herbicida un compuesto con propiedades tóxicas y de difícil eliminación en suelos contaminados a través de la flora autóctona del mismo. Además, la biodegradación de diurón da lugar a la formación, como principal metabolito, de un compuesto altamente tóxico y persistente en el suelo, 3,4-dicloroanilina, por lo que interesa conseguir su mineralización.

Con el fin de encontrar procedimientos que podrían resultar en una mejora de la biodisponibilidad de diurón, se han utilizado moléculas biodegradables como las ciclodextrinas (CDs), en concreto hidroxipropil- β -ciclodextrina (HPBCD), capaces de formar complejos de inclusión en solución con compuestos hidrofóbicos.

La biodisponibilidad del diurón fue evaluada en cinco suelos con diferentes propiedades físico-químicas. Se confirmó mediante el control de la producción de $^{14}\text{CO}_2$ durante una atenuación natural asistida, es decir, a través de la actuación de la propia flora endógena estimulada gracias al empleo de una solución de micronutrientes (SNs), comprobándose la capacidad de mineralizar el herbicida en todos los suelos estudiados. Esta atenuación natural asistida se incrementó cuando se empleó HPBCD como aumentador de la biodisponibilidad, y la SNs como bioestimulantes.

Palabras clave: ciclodextrinas, HPBCD, diurón, biorrecuperación, biodisponibilidad, atenuación natural asistida, bioestimulación.

Introducción

Los herbicidas pertenecientes a la familia de las fenilureas son ampliamente utilizados y su principal vía de degradación en el sistema suelo-agua es la biodegradación que da lugar a la formación de anilinas como uno de sus principales metabolitos. Estos metabolitos suponen una nueva fuente de contaminación para el suelo, y en especial en el caso del herbicida diurón cuyo principal metabolito es la 3,4-dicloroanilina (3,4-DCA), un compuesto clasificado como más móvil, resistente a la biodegradación y además más tóxico (Widehem et al. 2002). Los procesos de biodegradación constituyen el principal mecanismo de disipación de diurón en suelos y en agua (Sorensen et al. 2003).

En este trabajo se han usado ciclodextrinas (CDs), oligosacáridos cíclicos constituidos por un número variable de unidades de glucosa unidas por enlaces α -(1,4) capaces de formar complejos de inclusión con numerosos compuestos hidrofóbicos, debido a su conformación toroidal o de "Donut", que delimita una cavidad relativamente apolar, mientras que el exterior presenta una naturaleza hidrofílica.

Por todo lo comentado, este estudio pretende conseguir la completa eliminación (mineralización) del herbicida diurón, en 5 suelos de Andalucía con diferentes propiedades físico-químicas, con la aplicación de una ciclodextrina (HPBCD) con el objeto de aumentar la biodisponibilidad del herbicida y así mejorar los parámetros cinéticos de mineralización.

Material y métodos

Se ha utilizado diurón en polvo (pureza > 98%), suministrado por Sigma Aldrich (Madrid, España). El diurón marcado radiactivamente (anillo- ^{14}C) fue suministrado por el Instituto

de Isótopos Co., Ltd., (Budapest, Hungría). La CD empleada fue hidroxipropil- β -CD (HPBCD) suministrada por Cyclolab. (Budapest, Hungría), con una pureza química del 97%. A continuación, se presenta la Tabla 1 con las propiedades texturales de los 5 suelos empleados. Todos son suelos agrícolas que proceden de las provincias de Huelva y Sevilla.

Tabla 1. Características de los suelos usados en este estudio.

Suelos	Clasificación textural	pH	CaCO ₃ (%)	Materia orgánica (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
I	Arenoso	8.58	11.0	0.20	95.3	4.10	0.60
II	Franco arenoso	8.73	27.5	1.75	59.4	15.9	24.6
III	Franco limoso	6.00	0.00	1.41	16.7	58.6	24.7
IV	Franco arcilloso	8.24	9.70	1.67	47.0	17.1	34.5
V	Arcilloso	8.00	24.1	1.76	2.70	31.5	65.9

Ensayos de mineralización de ¹⁴C-Diurón

En este experimento se utilizaron respirómetros, constituidos por un cuerpo principal donde en su parte inferior se colocó la muestra de suelo y en la parte superior del matraz un tapón perforado con una trampa de álcali suspendida, en la cual se recogió la producción de ¹⁴CO₂. Los compuestos marcados y no marcados se añadieron a 10 g de cada suelo para obtener una concentración final de diurón de 50 mg kg⁻¹ y una radioactividad de 450 Bq en cada respirómetro. Estos ensayos se realizaron en medio salino, (MSM 50 mL) con agitación continua. Se aplicaron dos tratamientos diferentes: Tratamiento 1: aplicación de 1 mL de una solución de micronutrientes (SNs) que contenía: CaSO₄•2H₂O, ZnSO₄•7H₂O, Al₂(SO₄)₃•16H₂O, NiCl₂•6H₂O, CoCl₂•2H₂O, KBr, KCl, MnCl₂•4H₂O, SnCl₂•2H₂O y FeSO₄•7H₂O (Villaverde et al., 2013). Tratamiento 2: aplicación de SNs y HPBCD con una concentración 10 veces la cantidad molar de Diurón añadida (HPBCD x10), elegida a partir de estudios de extracción de diurón en suelos empleando diferentes concentraciones de HPBCD.

Los datos obtenidos de las curvas de mineralización de ¹⁴C-Diurón fueron ajustados y modelizados según las recomendaciones indicadas en la guía FOCUS (2006). Todas las mineralizaciones se ajustaron a una cinética de primer orden bifásica Hockey-Stick (HS).

Resultados y discusión

Atenuación natural asistida a través del empleo de SNs y HPBCD x10 en suelos contaminados con diurón.

El empleo de HPBCD como aumentador de la fracción biodisponible de diurón estuvo basada en un estudio previo de solubilidad de diurón con 4 CDs diferentes concluyendo que HPBCD era la mejor candidata para los ensayos de descontaminación de este herbicida debido a la obtención de los mejores resultados de complejación (Villaverde et al. 2012). En la Figura 1 se muestran las curvas de mineralización del herbicida diurón obtenidas para los 5 suelos investigados, y tras la aplicación de SNs y HPBCDx10. La mineralización no resultó ser significativa sin la aplicación de ningún tratamiento e incluso con la sola aplicación de HPBCD (datos no mostrados). La aplicación de la SNs (bioestimulante) sí provocó la activación de la flora endógena del suelo observándose una mineralización del herbicida, especialmente en el caso del suelo II donde se llegó a alcanzar una mineralización global cercana al 30% (Tabla 2). Cuando se aplica el tratamiento 2 (SNs + HPBCD) se observó una mejora tanto de los parámetros cinéticos como de la cantidad de Diurón mineralizado (41,9% para el suelo II).

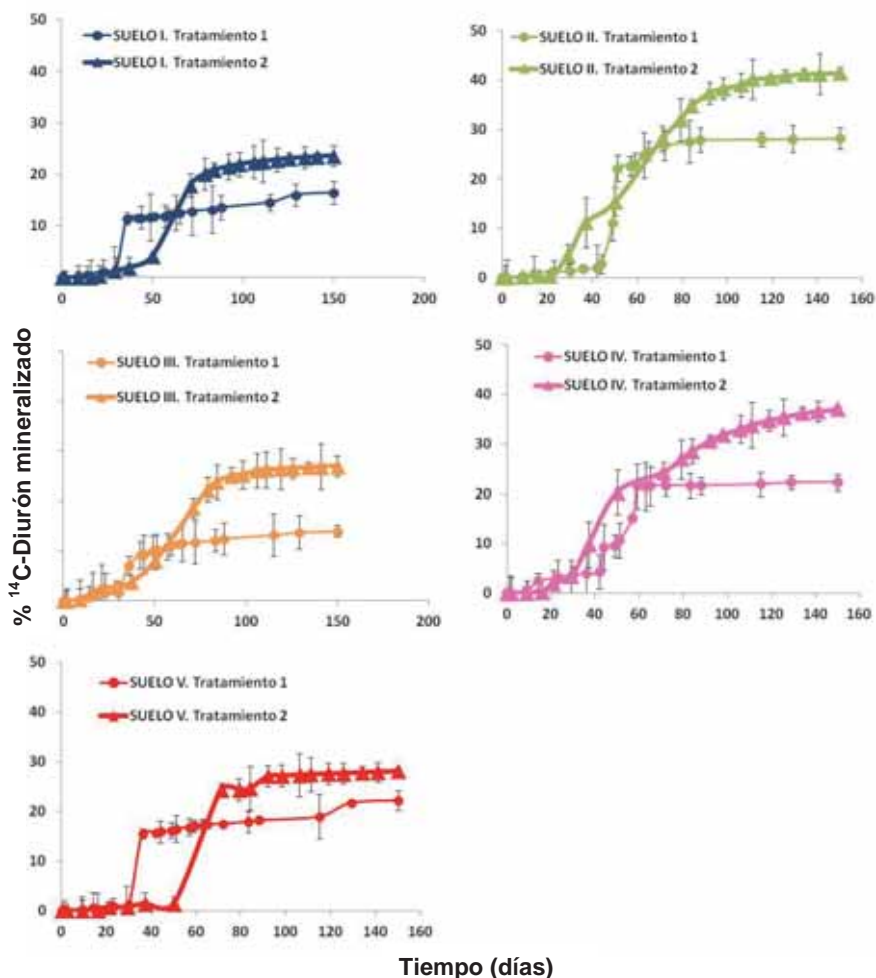


Figura 1. Curvas de mineralización de ¹⁴C-Diurón en los 5 suelos estudiados correspondientes a la atenuación natural asistida por SNs (Tratamiento 1) y al tratamiento conjunto con SNs y HPBCD x10 (Tratamiento 2).

En las mineralizaciones de los suelos en las que se añadió HPBCD x10 se degrada el herbicida de manera más rápida, es decir, HPBCD aumentó la fracción biodisponible del herbicida a través de la formación de un complejo de inclusión, por lo que, se aumentaría la concentración en la solución del suelo una vez aplicada la HPBCD. Se puede concluir que en estos suelos estudiados procedentes del sur de España la aplicación conjunta de SNs y HPBCD x10 provocó al mismo tiempo una bioestimulación de la flora endógena y una mejora de la biodisponibilidad del herbicida diurón, consiguiéndose una significativa recuperación de los suelos contaminados en un menor periodo de tiempo, factor éste clave para que la atenuación natural asistida sea considerada como técnica de descontaminación de primera elección.

Tabla 2. Datos obtenidos en las distintas mineralizaciones de ^{14}C -Diurón de 5 suelos dopados con 50 mg kg $^{-1}$ con 2 tratamientos diferentes. Y, parámetros de las cinéticas obtenidos en estos suelos estudiados: K_1 , K_2 , t_b y DT_{50} y extensión global de mineralización.

SUELOS/ TRATAMIENTOS		PARÁMETROS CINÉTICOS(*)	DT_{50} (**)	EXTENSIÓN GLOBAL DE MINERALIZACIÓN (%)
I	1	$K_1 = 2.1 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 5.4 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 35.0$	1127	16.5
	2	$K_1 = 5.3 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 5.1 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 96.5$	991.1	23.9
II	1	$K_1 = 2.8 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 7.1 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 56.4$	665.0	29.4
	2	$K_1 = 6.6 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 1.0 \cdot 10^{-3}$; $t_b = 102$	305.2	41.9
III	1	$K_1 = 5.8 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 4.3 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 44.8$	1459	14.4
	2	$K_1 = 5.2 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 4.4 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 87.9$	1080	27.1
IV	1	$K_1 = 9.1 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 1.2 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 62.9$	4390	22.3
	2	$K_1 = 9.2 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 2.5 \cdot 10^{-3}$; $t_b = 51.2$	238.2	39.3
V	1	$K_1 = 7.7 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 7.1 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 34.0$	793.7	22.1
	2	$K_1 = 1.410^{-2}$; $k_2 = 6.7 \cdot 10^{-4}$; $t_b = 70.4$	694.3	28.8

Tratamiento 1: Aplicación de SNs, Bioestimulación

Tratamiento 2: Aplicación de SNs + HPBCD x10, Bioestimulación y aumentador de la fracción biodisponible del Diurón.

(*) HS: modelo de cinética de primer orden bifásica, Hockey-Stick. k_1 : tasa de mineralización hasta la t_b (días $^{-1}$); k_2 : tasa de mineralización después de t_b (días $^{-1}$); t_b : tiempo al cual la tasa de mineralización se ralentiza (días).

(**) DT_{50} : tiempo expresado en días que tarda el herbicida en ser degradado un 50%.

Bibliografía

FOCUS 2006. Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, p.434.

Sorensen S R, Bending G D, Jacobsen C S, Walker A, Aamand J. 2003. Microbial degradation of isotoproturon and related phenylurea herbicides in and below agricultural fields. *Microbial Ecology*, 45, p. 1-11.

Villaverde J, Posada-Baquero R, Rubio-Bellido M, Laiz L, Saiz-Jimenez C, Sanchez-Trujillo MA, Morillo E. 2012. Enhanced mineralization of diuron using a cyclodextrin-based bioremediation technology. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60, p. 9941-9947.

Villaverde J, Posada-Baquero R, Rubio-Bellido M, Morillo E. 2013. Effect of hydroxypropyl- β -cyclodextrin on diuron desorption and mineralisation in soils. *Journal of Soil and Sediments*, 13, 6, p.1075-1083.

Widehem P, Ait-Aïssa S, Tixier C, Sancelme M, Veschambre H, Truffaut N. 2002. Isolation, characterization and diuron transformation capacities of a bacterial strain *Arthrobacter* sp. N2. *Chemosphere* 46, p.527-534.

La corteza de pino como bio-adsorbente de Cd, Ni y Pb: experimentos en cámara de flujo agitado

L. Cutillas-Barreiro^{1*}, D. Fernández-Calviño², M. Arias-Estévez¹, J.C. Nóvoa-Muñoz¹, M. J. Fernández-Sanjurjo³, E. Álvarez-Rodríguez³, A. Núñez-Delgado³

¹Área de Edafología y Química Agrícola, Dpto. Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, Ourense 32004, Galicia, España; *lcutillas@uvigo.es

²Departamento de Botánica y Ciencias Ambientales, Universidad de Copenhague, Frederiksberg, Dinamarca.

³Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo 27002, Galicia, España.

Resumen

Se evaluó la capacidad de bio-adsorción de la corteza de pino para inmovilizar Cd, Ni y Pb mediante experimentos de adsorción/desorción en cámara de flujo agitado. Los resultados obtenidos mostraron que el Pb se adsorbe preferentemente, seguido de Cd y Ni con valores de 74,4, 37,8 y 34,4 mmol kg⁻¹ respectivamente. Las diferencias encontradas para los tres metales son principalmente debidas a sus distintas afinidades por los lugares de adsorción. La secuencia obtenida para la desorción fue Pb < Cd < Ni con 9, 20 y 25 mmol kg⁻¹ respectivamente, que representan el 12, 53 y 83% de la concentración previamente adsorbida. Por tanto, la corteza de pino podría ser utilizada para retener metales pesados, especialmente el Pb, en aguas y suelos contaminados, lo cual sería una forma de reciclar grandes cantidades de corteza de pino originadas durante el procesamiento de la madera.

Introducción

La contaminación del suelo por metales pesados se ha convertido en una preocupación ambiental en las últimas décadas debido al aumento de actividades industriales y prácticas agrícolas más intensivas. Los metales experimentan procesos de adsorción/desorción en el suelo, que afectan a su comportamiento geoquímico, especialmente en términos de transporte, distribución e impacto en los sistemas biológicos. Estos contaminantes no son biodegradables, y cuando están presentes en suelos, acuíferos, ríos o lagos, pueden entrar en la cadena alimentaria y acumularse en los organismos vivos. Por ello, el uso de bio-adsorbentes para retener metales podría ser una de las claves para aumentar la sostenibilidad ambiental de los suelos agrícolas. Estos materiales poseen dos ventajas principales asociadas a su uso: mejoran la calidad del suelo y la productividad, y además, se produce un reciclaje de estos subproductos.

La corteza de pino puede ser un material interesante para ser utilizado en la retención de metales, sobre todo en países en los que la producción forestal es de gran importancia. España es el cuarto país europeo con mayor superficie de bosque (29% de su superficie total), con 5,2 millones de ha dominadas por coníferas, principalmente pinos. *Pinus pinaster* es la especie que ocupa mayor área en Europa y Asia (Blanco et al. 1997), y la más representativa del oeste de la Península Ibérica. Concretamente, en Galicia cubre más de 390.000 ha. Esto implica que la transformación de la madera de pino supone el 82% de las actividades dentro del sector (Vignote-Peña y Martínez-Rojas, 2006) y que se generen cerca de 350.000 toneladas/año de corteza de *P. pinaster* (Jerez et al., 2009).

Aunque la corteza de pino ha sido estudiada con anterioridad como material adsorbente de metales pesados (Al-Asheh y Duvnjak, 1997; Al-Asheh et al., 2000; Yin et al., 1997; Aharoni y Sparks, 1991), no hay trabajos previos empleando la técnica de cámara de flujo agitado, la cual podría ayudarnos a entender mejor los procesos de adsorción/desorción que tienen lugar cuando se emplea este subproducto para retener metales.

Material y métodos

1. Material adsorbente

La corteza de pino es un producto comercial de *Geolia S. L.* (Madrid). Antes de ser empleada en los experimentos, se molió y se tamizó a través de una malla de 2 mm, desechando la fracción gruesa, y se determinó su pH y contenido en nutrientes (**tabla 1**).

Tabla 1. Características químicas de la corteza de pino.

pH(H ₂ O)	C	N	Ca	Mg	K	Na	Cd	Pb	Ni
	%		mg kg ⁻¹						
4,5	48,6	0,08	2319	474	738	69	0,1	0,2	2,0

2. Experimentos de adsorción/desorción en cámara de flujo agitado

Se empleó un reactor de polipropileno (1,5 cm³) en el que se depositaron 0,1 g de corteza y se hicieron pasar disoluciones individuales de cada uno de los tres metales estudiados (0,1 mM), empleando NaNO₃ 0,01M como electrolito de fondo, a una velocidad de flujo $J_w = 0,6$ mL min⁻¹. Se recogieron ochenta muestras, una cada 2,5 minutos (1,5 mL). Los experimentos de desorción se llevaron a cabo inmediatamente después, de la misma forma, haciendo pasar por el reactor una disolución de NaNO₃ 0,01M. Finalmente, se determinó la concentración de Cd, Ni y Pb mediante espectrofotometría AA.

Sabiendo que $q(i)$ es la concentración de cada uno de los metales en la muestra, y Δt el tiempo necesario para recoger cada muestra de salida, se calculó por medio de la **Ec.1** (Pérez-Novo et al., 2011):

$$q(i) = \left\{ \sum \left[\frac{(C_1(i) - C_2(i)) \Delta J_w}{V_e} \right] + [C_1(i+1) - C_2(i+1)] \right\} \frac{V_e}{m} \quad (\text{Ec.1})$$

donde $C(i)$ es la concentración de cada metal en la muestra de salida; $C(i+1)$ es la concentración de metal en la cámara; J_w es la velocidad de flujo; V_e es el volumen efectivo de la disolución en el reactor y m es la masa de corteza. Los subíndices 1 y 2 se refieren a los casos en los que la corteza de pino está presente o ausente, respectivamente.

Se utilizó una ecuación de pseudo-primer orden (**Ec. 2**) (Feng et al., 2014) para describir la adsorción y desorción de cada metal. La ecuación para un proceso que tiene lugar en dos tipos diferentes de sitios es:

$$\begin{aligned} dq_x/dt &= k_{X1}(Fq_{x\max} - q_x) && \text{para } q_x < q_F \\ dq_x/dt &= k_{X2}[(1-F)q_{x\max} - q_x] && \text{para } q_x \geq q_F \end{aligned} \quad (\text{Ec. 2})$$

donde dq_x/dt (mmol kg⁻¹min⁻¹) es la tasa de adsorción/desorción para cada uno de los 3 metales, K_{X1} es la constante de adsorción o desorción para los sitios rápidos y K_{X2} para sitios lentos (min⁻¹), F es la fracción de sitios rápidos, $q_{x\max}$ (mmol kg⁻¹) la capacidad máxima de adsorción o desorción de la corteza, q_x la concentración de cada uno de los metales adsorbidos o desorbidos y q_F la concentración de cada metal retenido o desorbido en la transición de los sitios rápidos a lentos.

Resultados y discusión

La **figura 1 (a)** muestra la adsorción acumulada para cada metal en función del tiempo. Al final del experimento (200 minutos) la secuencia de adsorción fue: Pb²⁺ > Cd²⁺ > Ni²⁺, con

valores de 74, 38, 34 mmol kg⁻¹, respectivamente. El Pb mostró una capacidad de adsorción claramente superior a la del resto de los metales.

La **figura 1 (b)** muestra la desorción acumulada para cada metal en función del tiempo, y la secuencia obtenida fue opuesta a la de adsorción ($Pb^{2+} < Cd^{2+} < Ni^{2+}$), con los siguientes valores de desorción respectivamente: 9, 20, 25 mmol kg⁻¹, que representan el 12, 53, 83% de las cantidades totales previamente adsorbidas.

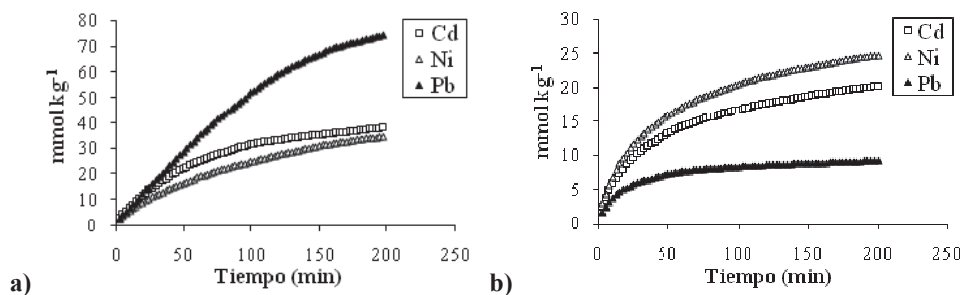


Figura. 1. Resultados de adsorción (a) y desorción (b) para el Cd, Ni y Pb en función del tiempo.

La **figura 2 (a)** muestra las tasas de adsorción en función de la adsorción acumulada para cada metal. Los resultados sugieren que solamente los lugares de adsorción rápidos fueron activos para los metales estudiados. En el caso del Pb, se observa una fase inicial con velocidad de adsorción relativamente constante, lo que significa que la adsorción estaba limitada por el flujo de entrada en el reactor. Los datos experimentales fueron satisfactoriamente ajustados a la **ecuación 2**, teniendo en cuenta sólo un tipo de sitios de adsorción. Los valores de la constante cinética de adsorción siguió el siguiente orden: Cd > Pb > Ni.

La **figura 2 (b)** muestra las tasas de desorción en función de la desorción acumulada para cada metal. Las curvas muestran dos segmentos claramente diferenciados, que corresponden a sitios de unión rápidos y lentos. El ajuste mediante la **ecuación 2** se muestra en la **Tabla 2**.

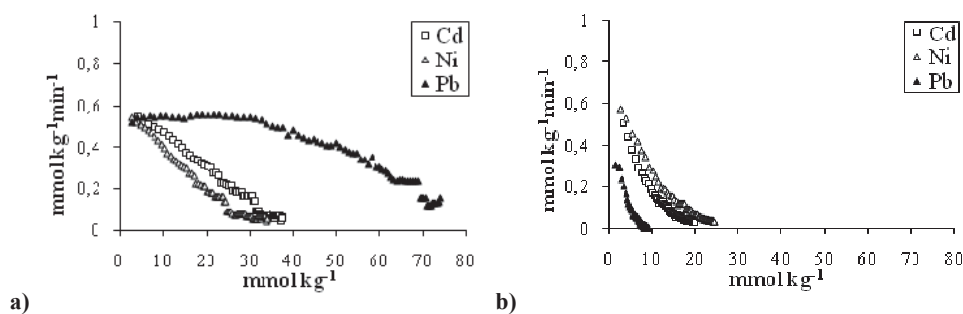


Figura. 2 Tasa de adsorción (a) y desorción (b) de Cd, Ni y Pb, en función de la adsorción o desorción acumulada correspondiente a cada uno de los 3 metales pesados.

La constante cinética para los sitios rápidos (K_{d1}) fue mayor para el Pb que para los otros 2 metales. Lo mismo ocurre con la constante cinética de sitios lentos (K_{d2}). La capacidad máxima de desorción predicha por el modelo (q_{dmax}) siguió una secuencia coincidente con la observada en la **figura 1 (b)**: la desorción más baja correspondió al Pb, mientras que el valor más alto de desorción se obtuvo en el Ni.

Tabla 2. Parámetros de desorción de Cd, Ni y Pb ajustados mediante la Ecuación 2: $dq_d/dt = k_{d1}(q_{dmax} - q_d)$; siendo q_{dmax} (mmol kg⁻¹) la máxima capacidad de desorción, k_{d1} la constante de velocidad de desorción en los sitios rápidos (min⁻¹), k_{d2} para los sitios lentos (min⁻¹), F la fracción de los sitios rápidos, R_1^2 y R_2^2 los coeficientes de determinación de los sitios rápidos y lentos respectivamente.

Metal	q_{dmax}	F	K_{d1}	K_{d2}	R_1^2	R_2^2
Cd	21,4	0,52	0,0411	0,0119	0,986	0,921
Ni	26,2	0,53	0,0387	0,0121	0,993	0,961
Pb	9,1	0,65	0,0620	0,0201	0,991	0,936

Los datos de adsorción/desorción mostraron una fuerte histéresis para el Pb, debido principalmente a que ocurre una adsorción irreversible. En cambio, el Cd, y más notablemente el Ni, muestran una adsorción más reversible. Esto puede tener relación con el tipo de interacciones entre cada metal y las superficies adsorbentes de la corteza de pino. La corteza de pino tiene un contenido de carbono alto (**Tabla 1**), y la materia orgánica está representada principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina contiene grupos fenólicos, que pueden ser muy activos en la adsorción irreversible de metales pesados por medio de complejos de esfera interna, que afectan principalmente al Pb, lo que podría explicar la mayor adsorción y la menor desorción para este metal.

Agradecimientos: Este estudio fue financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (Gobierno de España), por medio del proyecto de investigación CGL2012-36805-C02-02.

Bibliografía

- Aharoni C, Sparks D L. 1991. Kinetics of soil chemical reactions—A theoretical treatment, in: Sparks D L, Suarez D L (Eds.), Rates of Soil Chemical Processes, *Soil Science Society of America*, Madison, WI, USA, pp. 1–18.
- Al-Asheh S, Banat F, Al-Omari R, Duvnjak Z. 2000. Predictions of binary sorption isotherms for the sorption of heavy metals by pine bark using single isotherm data, *Chemosphere* 41:659-665.
- Al-Asheh S, Duvnjak Z. 1997. Sorption of cadmium and other metals by pine bark, *Journal of Hazardous Materials* 56:35-51.
- Blanco E, Casado M A, Costa M, Escribano R, García M, Génova M, Gómez A, Gómez V, Moreno J C, Morla C, Regato P, Sáinz H. 1997. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta. Barcelona, 572 pp.
- Feng S, Yuan Z, Leitch M, Xu C C. 2014. Hydrothermal liquefaction of bark into bio-crude –Effects of species and ash content/composition, *Fuel* 116:214-220.
- Pérez-Novo C, Fernández-Calviño D, Bermúdez-Couso A, López-Periago J E, Arias-Estévez M. 2011. Phosphorus effect on Zn adsorption–desorption kinetics in acid soils, *Chemosphere* 83:1028–1034.
- Vignote-Peña S, Martínez-Rojas I. 2006. Tecnología de la Madera. 3º ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Jerez M, Sineiro J, Núñez J. 2009. Fractionation of pine bark extracts: selecting procyanidins, *European Food Research and Technology* 229:651-659.
- Yin Y, Allen H E, Huang C P, Sparks D L, Sanders P F. 1997. Kinetics of mercury(II) adsorption and desorption on soil, *Environmental Science and Technology* 31:496–503.

Niveles de Hg, Pb y Cr en suelos forestales y de pradería en el entorno de una cementera

L. Cutillas-Barreiro^{1*}, P. Pérez-Rodríguez¹, J.C. Nóvoa-Muñoz^{1*}, M. Arias-Estévez¹, E. Álvarez-Rodríguez², A. Núñez-Delgado², M. J. Fernández-Sanjurjo²

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Depto. Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Facultad de Ciencias, Universidade de Vigo, Ourense 32004, España; *lcutillas@uvigo.es

²Departamento de Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo 27002, España

Resumen

Se analiza el contenido total de Hg, Pb y Cr en suelos forestales y de pradera situados a menos de 1 km de distancia de una planta cementera (Oural, Lugo), para evaluar una posible incidencia de esta actividad sobre los niveles de metales pesados en suelos de su entorno. El valor medio de Cr y Pb total varía entre 61-78 mg kg⁻¹ y 20-31 mg kg⁻¹ respectivamente, siendo niveles muy similares a los que muestra la litología de la zona y sin mostrar diferencias estadísticamente significativas respecto a la profundidad del suelo o a la orientación de los suelos respecto a la cementera. Los valores de Hg total superan ampliamente el de la litología y son más elevados en los suelos de bosque (41-117 ng g⁻¹) que en los suelos de pradera (38-45 ng g⁻¹). Los horizontes superficiales de los suelos de bosque manifiestan un claro enriquecimiento en Hg resultado de la deposición atmosférica.

Introducción

La producción de cemento es considerada como una importante fuente de emisión de contaminantes a la atmósfera, incluyendo óxidos de S y N, PAHs, dioxinas, furanos y metales pesados (Conesa et al., 2008; Schuhmacher et al., 2009; Rovira et al., 2011).

La emisión de metales pesados se atribuye a la quema de combustibles fósiles necesaria para alcanzar las elevadas temperaturas (1200-1500° C) a las que se produce la mezcla de las materias primas del cemento, principalmente arcillas y caliza. Además, estas condiciones de elevadas temperaturas también facilitan la liberación de metales pesados que pueden formar parte de la composición de las materias primas. Por otro lado, el empleo de combustibles alternativos (biogás, y residuos como neumáticos, aceites industriales, plásticos, disolventes o residuos madereros) como sustitutos o acompañantes de los combustibles tradicionales (carbón, petróleo o gas) para el calentamiento de los hornos de las cementeras, también están contribuyendo a la emisión de contaminantes (Conesa et al., 2008; Schuhmacher et al., 2009).

El destino de los metales pesados que acceden al ciclo productivo en las cementeras, como parte de la materia prima o bien de los combustibles, les lleva a incorporarse al producto final (cemento), a ser retenidos en los sistemas de reducción de las emisiones o a ser emitidos a la atmósfera. Respecto a estos últimos, Conesa et al. (2008) distinguen entre metales no volátiles (Cr, Cu, Mn, As, etc.), metales semi-volátiles (Pb, Cd y Tl) y volátiles como el Hg.

Los metales pesados emitidos a la atmósfera por las cementeras son dispersados a diferentes distancias de la fuente de emisión, distancia que dependerá en gran medida de la naturaleza del tipo de emisión (gas o partícula) o de parámetros meteorológicos (viento, lluvia, etc.). Finalmente, los metales pesados alcanza la superficie terrestre donde tienden a acumularse en los suelos (Al-Khasman y Shawabkeh, 2006; Bermúdez et al., 2010; Rothenberg et al., 2010) y en la vegetación (Paoli et al., 2014) próximos a estas instalaciones. Esta acumulación de metales pesados puede tener importantes repercusiones ambientales debido a la persistencia, toxicidad y capacidad de bioacumulación de estos elementos, causando una pérdida potencial de las funciones del suelo y un perjuicio para la salud humana (Rovira et al., 2011).

En este trabajo se determina el contenido total, y su distribución en profundidad, de tres metales pesados (Hg, Pb y Cr) en suelos próximos a una cementera y con diferente tipo de uso, forestal y pradería. Se evaluará la influencia de las emisiones de la cementera y el uso del suelo sobre los niveles de metales pesados observados.

Material y métodos

En este trabajo se tomaron muestras de suelo, de bosque y de pradera, a 1 km de distancia de la cementera situada en la localidad de Oural (Sarria, Lugo), tanto hacia el NE (siguiendo la dirección de los vientos dominantes) como hacia el SO (en contra de los vientos dominantes).

En cada una de las direcciones (NE y SO) se seleccionan 3 lugares en los que se tomaron muestras de suelo en parcelas adyacentes de bosque caducifolio y de pradera. En cada una de las parcelas de bosque caducifolio se localizó un perfil representativo donde se tomaron muestras de todo el horizonte orgánico o, si era posible, muestras de los subhorizontes Oi y Oe+Oa, mientras que en los horizontes minerales las muestras de suelo fueron recogidas a los siguientes intervalos de profundidad: 0-5, 5-10 y 10-20 cm. En cada parcela de pradera se tomaron hasta 3 submuestras de suelo para cada una de las profundidades antes citadas, siendo posteriormente mezcladas obteniendo una muestra compuesta para cada profundidad. Además de suelo, en varios de los lugares de toma de muestra se recogieron fragmentos de la litología local (pizarras, esquistos y neises) para evaluar su composición química.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas (< 2mm), mientras que las muestras de roca fueron lavadas para retirar restos de suelo y secadas al aire. Previamente a la determinación de los contenidos totales de metales pesados, tanto las muestras de suelo como de roca fueron finamente molidas en un mortero de ágata. Los niveles totales de Cr, Pb y Ti en suelos y rocas fueron determinados mediante Fluorescencia de Rayos X. El contenido total de Hg fue determinado mediante un autoanizador de Hg Nippon-MA 2000. Los niveles de Ti fueron empleados para la estimación de factores de enriquecimiento.

Los test estadísticos realizados se llevaron a cabo con el programa SPSS 17.0, empleando un valor de corte de la significación de $P=0,05$.

Resultados y discusión

El contenido medio de Cr total de los suelos de pradera varía entre 61 y 78 mg kg⁻¹ (Tabla 1), mostrando niveles muy similares en las tres profundidades analizadas (0-5, 5-10 y 10-20 cm). En los suelos forestales, la variación de Cr total es más amplia (16-73 mg kg⁻¹), con valores mínimos en los horizontes orgánicos y semejantes a los suelos de pradera en las muestras de suelo mineral. En el caso del Pb total, el promedio obtenido en los suelos de pradera varía entre 20 y 24 mg kg⁻¹, siendo también muy similar en las diferentes profundidades analizadas (Tabla 1). En los suelos de bosque los niveles de Pb total son bastante bajos en los horizontes O (10-16 mg kg⁻¹), variando entre 24 y 31 mg kg⁻¹ en el suelo mineral (Tabla 1).

Mientras que el promedio de Cr total del suelo en este estudio supera lo observado en otros trabajos en los que se presentan valores inferiores a los 30 mg kg⁻¹ (Al-Khashman y Shawabkeh, 2006; Schuhmacher et al., 2009; Rovira et al., 2011), lo contrario sucede con el Pb total que en esos estudios antes referenciados supera habitualmente los 50 mg kg⁻¹.

La similitud de los valores de Cr y Pb totales en las diferentes profundidades analizadas de los suelos de pradera puede atribuirse a la homogenización del perfil por efecto del manejo. Por otro lado, los bajos valores de Cr y Pb total en los horizontes O de los suelos de bosque son coherentes con el carácter no esencial de ambos metales en la nutrición de las plantas. Los niveles de ambos metales en los suelos analizados apenas difieren de los que presenta las fuentes litológicas del entorno, que muestran valores medios de 24 y 98 mg kg⁻¹ de Pb y Cr, respectivamente (Tabla 1). Esto sugiere que la cementera no parece ser una fuente relevante de estos metales en los suelos del entorno puesto que, siendo metales pesados considerados no

volátiles o semi-volátiles (Conesa et al., 2008), su deposición sería predominantemente en forma particulada, resultando en un evidente incremento de sus niveles en los suelos más cercanos al foco emisor (< 1 km) tal y como señala Branquinho et al. (2008).

Tabla 1. Contenido total de Hg, Pb y Cr en los suelos analizados en el entorno de la cementera

Uso	Orientación	n	Hor/Prof (cm)	Hg	Pb	Cr
				---- ng g ⁻¹ ----	----- mg kg ⁻¹ -----	-----
Pradera	NE	3	0-5	38,9 ± 8,0	19,8 ± 4,3	60,8 ± 21,9
		3	5-10	37,9 ± 8,2	21,5 ± 4,6	63,2 ± 10,9
		3	10-20	40,6 ± 11,7	22,3 ± 5,2	67,2 ± 8,8
	SO	3	0-5	43,7 ± 13,7	23,8 ± 3,1	78,3 ± 13,3
		3	5-10	45,4 ± 15,0	23,6 ± 3,5	74,9 ± 3,9
		3	10-20	41,7 ± 8,1	19,6 ± 1,2	74,4 ± 6,4
Bosque	NE	5	Hor O	79,5 ± 18,8	15,5 ± 6,9	20,0 ± 14,1
		3	0-5	66,7 ± 31,4	31,3 ± 11,1	67,3 ± 19,3
		3	5-10	50,3 ± 11,6	28,3 ± 10,6	73,2 ± 21,6
		3	10-20	40,8 ± 10,4	26,0 ± 9,9	65,5 ± 23,8
	SO	4	Hor O	73,7 ± 15,6	9,6 ± 5,6	16,5 ± 11,4
		3	0-5	116,5 ± 24,9	26,0 ± 7,0	64,3 ± 14,1
		3	5-10	103,9 ± 22,0	28,6 ± 4,1	71,5 ± 4,0
		3	10-20	91,3 ± 20,7	24,1 ± 4,2	73,3 ± 7,4
Material de partida				4,5 ± 0,9	23,7 ± 9,1	97,6 ± 17,0

El resultado de una prueba T pone de manifiesto que tanto el tipo de uso de suelo (pradera vs bosque) como su localización respecto a la cementera (SO vs NE) no eran factores de variación estadísticamente significativos de los niveles de Cr y Pb del suelo. Esto también respalda la escasa influencia de la cementera sobre el contenido de ambos metales pesados en los suelos analizados ya que, de otro modo, cabría esperar un mayor contenido en los suelos de bosque que en los de pradera debido a su mayor capacidad de interceptar la deposición seca y húmeda, y también en los suelos localizados a favor de los vientos dominantes.

Los valores medios de Hg total del suelo superan claramente los valores observados en el material de partida (4.5 ng g⁻¹), variando en los suelos de pradera entre 38 y 45 ng g⁻¹ y sin grandes variaciones en función de la profundidad (Tabla 1). Estos valores de Hg, semejantes a los de otros estudios de suelos en las proximidades de cementeras (Schuhmacher et al., 2009; Rovira et al., 2011), son estadísticamente más bajos que los determinados en los suelos de bosque (41-117 ng g⁻¹). No obstante, Fukuzaki et al. (1986) evidencian valores de Hg entre 280y 1200 ng g⁻¹ en horizontes orgánicos de suelos próximos a una cementera en Japón.

En este estudio, los valores máximos de Hg total en los suelos de bosque se encuentran en los horizontes O o bien en los primeros centímetros de horizonte A indicando una notable contribución de la deposición desde la atmósfera, uno de los principales reservorios del ciclo biogeoquímico del Hg. Además, la fuerte afinidad entre Hg y materia orgánica contribuye a que el Hg depositado tienda a acumularse en los horizontes más superficiales. A pesar de ello, los niveles de Hg total no superan el valor considerado como carga crítica en suelos, que es del orden de 130 ng g⁻¹ (Tipping et al., 2010).

El factor de enriquecimiento de Hg (FE_{Hg}), calculado según la expresión $FE_{Hg} = (Hg_s/Ti_s)/(Hg_b/Ti_b)$ donde los subíndices s y b hacen referencia a los contenidos en la muestra de suelo y en la capa de suelo más profunda analizada respectivamente, sólo presenta valores a tener en cuenta en los horizontes O de los suelos de bosque (5-44), lo que supone una clara acumulación de este metal como resultado de la deposición atmosférica (Figura 1)..

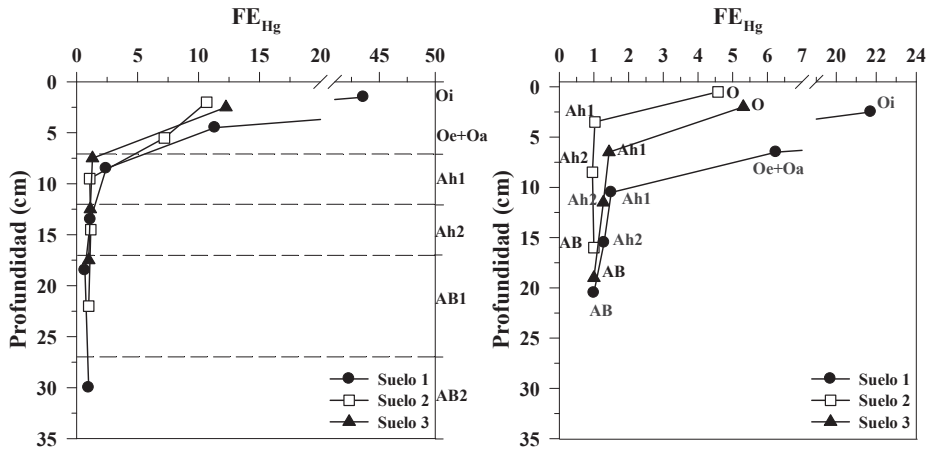


Figura 1. Variación del factor de enriquecimiento de Hg (FE_{Hg}) en los tres suelos de bosque situados al NE (izquierda) y al SO (derecha) de la cementera de Oural (Lugo).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto CGL2012-36805-C02-01 (MINECO, España).

Bibliografía

- Rovira J, Mari M, Schuhmacher M, Nadal M, Domingo JL. 2011 Monitoring environmental pollutants in the vicinity of a cement plant: a temporal study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60:372-384.
- Schuhmacher M, Nadal M, Domingo JL. 2009. Environmental monitoring of PCDD/Fs and metal in the vicinity of a cement plant after using sewage sludge as a secondary fuel. *Chemosphere* 74:1502-1508.
- Al-Khashman OA, Shawabkeh RA. 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environmental Pollution* 140:387-394.
- Fukuzaki N, Tamura R, Hirano Y, Mizushima Y. 1986. Mercury emission from a cement factory and its influence on the environment. *Atmospheric Environment* 20:2291-2299.
- Bermúdez GMA, Moreno M, Invernizzi R, Plá R, Pignata ML. 2010. Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant: The role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extractable heavy metal concentrations. *Chemosphere* 78:375-381.
- Conesa JA, Gálvez A, Mateos F, Martín-Gullón I, Font R. 2008. Organic and inorganic pollutants from cement kiln stack feeding alternative fuels. *Journal of Hazardous Materials* 158:585-592.
- Paoli L, Guttová A, Grassi A, Lackovicová A, Senko D, Loppi S. 2014. Biological effects of airborne pollutants released during cement production assessed with lichens (SW Slovakia). *Ecological Indicators* 40:127-135.
- Rothenberg SE, McKee L, Gilbreath A, Yee D, Connor M, Fu X. 2010. Wet deposition of mercury within the vicinity of a cement plant before and during cement plant maintenance. *Atmospheric Environment* 44:1255-1262.
- Tipping E, Lofts S, Hooper H, Frey B, Spurgeon D, Svendsen C. 2010. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environmental Pollution* 158:2465-2471.
- Branquinho C, Gaio-Oliveira G, Augusto S, Pinho P, Máguas C, Correia O. Biomonitoring spatial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. *Environmental Pollution* 151:292-299.

Aporte de Hg mediante la caída de hojarasca en dos suelos forestales próximos a una central térmica

L. Cutillas-Barreiro¹, P. Pérez-Rodríguez¹, X. Pontevedra-Pombal², M. Arias-Estévez¹, E. García-Rodeja², J.C. Nóvoa-Muñoz^{1*}

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Depto. Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Facultad de Ciencias, Universidade de Vigo, Ourense 32004, España; *edjuanca@uvigo.es

²Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Bioloxía, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela 15872, España

Resumen

Se analiza el contenido total de Hg en el material senescente (*litterfall*) en dos parcelas forestales, una dominada por *Quercus robur* (SB) y otra dominada por *Pinus sylvestris* (PPs), ubicadas en las proximidades de una central térmica del N de Galicia (España). La concentración de Hg en el *litterfall* varía entre 42 y 149 ng g⁻¹ en la parcela SB, siendo significativamente mayor en la parcela PPs donde varió entre 78 y 193 ng g⁻¹. La concentración de Hg en el *litterfall* fue significativamente en otoño e invierno que en otras épocas del año, no siendo así en la parcela PPs. El flujo de deposición mensual de Hg a través del *litterfall* varía entre 1 y 20 µg m⁻² en la parcela SB y entre 1 y 46 µg m⁻² en PPs, sin que estas diferencias fuesen estadísticamente significativas. El flujo de deposición anual fue de entre 118 y 163 µg m⁻² año⁻¹, valores bastante elevados que sugerirían la influencia de las emisiones de la central térmica próxima.

Introducción

El mercurio (Hg) es un contaminante global (Schroeder and Munthe, 1998) que, tras un periodo de permanencia en la atmósfera, se deposita en los ecosistemas terrestres y así, el 75% del Hg de la biosfera está acumulado en los suelos (Mason and Sheu, 2002).

La deposición húmeda y la deposición seca son los procesos más conocidos de transferencia del Hg atmosférico a la superficie del suelo (Rea et al., 2002), aunque la caída de las hojas senescentes (*litterfall*) se considera un mecanismo complementario de gran relevancia en la deposición atmosférica de Hg (Sheenan et al., 2006; Demers et al., 2007; Juillerat et al., 2012; Risch et al., 2012). La importancia del *litterfall* se debe a que las formas de Hg presentes en la atmósfera como Hg particulado, Hg gaseoso reactivo y Hg elemental (Schroeder and Munthe, 1998), pueden quedar adsorbidos a las superficies de las hojas o bien penetrar en ellas a través de los estomas. Así, la concentración de Hg en las hojas tiende a aumentar a lo largo de su ciclo vital (Ericksen et al., 2003), depositándose posteriormente sobre la superficie del suelo a través del *litterfall*. La contribución del *litterfall* al total del Hg transferido desde la atmósfera al suelo depende de factores como el tipo de vegetación, la presencia de fuentes de Hg en las proximidades o las condiciones ambientales, pudiendo suponer más del 70% (Risch et al., 2012; Zhou et al., 2013). La hojarasca caída facilita la incorporación al suelo del Hg que transporta, mientras que su posterior acumulación en el medio edáfico está promovida por la fuerte afinidad geoquímica de este metal y la materia orgánica (Skylberg et al., 2006) y por los procesos de descomposición de la materia orgánica (Obrist et al., 2009).

En este trabajo se estima la deposición de Hg en dos suelos forestales próximos a una central térmica en Galicia a través de la caída de hojas senescentes (*litterfall*), prestando especial atención a la concentración de Hg de este material a lo largo de dos años.

Material y métodos

El área de estudio se sitúa en la cuenca alta del Río Sor, a unos 20 km al NE de la central térmica de As Pontes (A Coruña, Galicia). En esta cuenca se seleccionaron una parcela en un

bosque caducifolio dominado por roble (*Quercus robur*) denominada SB, y otra con una plantación de *Pinus sylvestris* denominada PPs. En cada parcela se colocaron 3 colectores de *litterfall* de una superficie de captación de 0,07 m² cada uno. El material caído en cada colector fue recogido mensualmente entre abril de 1996 y abril de 1998 excepto en junio de 1996 y en marzo de 1998. Las muestras de *litterfall* fueron secadas al aire (35°C), pesadas y mezcladas para obtener una única muestra compuesta para cada parcela y mes, que luego fue triturada y finamente molida. Una alícuota de cada muestra fue secada a 105° C durante 24 h para determinar el porcentaje de humedad. El Hg total en el *litterfall* se determinó por duplicado en un analizador de Hg Nippon MA-2000, expresándose respecto a peso seco a 105°C. El flujo de Hg depositado a través del *litterfall* (µg Hg m⁻²) se estimó a partir de la concentración de Hg, la masa del material senescente caída y la superficie de los colectores.

Resultados y discusión

La concentración de Hg en el material senescente de la parcela SB varía entre 58 y 149 ng g⁻¹ (Tabla 1) durante el primer año de seguimiento (abril 1996 a marzo 1997) y entre 42 y 120 ng g⁻¹ en el transcurso del segundo año (abril 1997 a abril 1998). En la parcela con *Pinus sylvestris* (PPs), la concentración de Hg en el material vegetal es significativamente mayor que para la parcela SB tanto para el primer (t = -2,416; p = 0,034) como para el segundo año de estudio (t = -4,198; p = 0,002), con intervalos de 85-193 ng g⁻¹ y 78-130 ng g⁻¹, respectivamente (Tabla 1). Esta diferencia en los niveles de Hg en *litterfall* entre especies caducifolias y perennes se debe a que las hojas o acículas de éstas últimas permanecen durante más tiempo expuestas a las masas de aire y por su mayor área superficial por unidad de masa (Sheehan et al., 2006).

Tabla 1. Distribución estacional del promedio (desviación estándar entre paréntesis), máximo y mínimo de Hg en la hojarasca recogida bajo bosque caducifolio (SB) y plantación de pino (PPs) durante el periodo de estudio.

Parcela	Año	Estación	n	ng g ⁻¹		
				promedio	min	max
SB	1	Invierno	3	126 ± 23	103	149
		Primavera	3	103 ± 34	76	142
		Verano	3	67 ± 7	58	72
		Otoño	3	99 ± 11	90	111
	2	Invierno	2	114 ± 1	113	115
		Primavera	3	65 ± 38	42	109
		Verano	3	60 ± 10	49	69
		Otoño	3	103 ± 16	88	120
PPs	1	Invierno	3	114 ± 12	105	127
		Primavera	3	152 ± 37	123	193
		Verano	3	92 ± 7	85	98
		Otoño	3	108 ± 7	101	114
	2	Invierno	3	112 ± 2	110	113
		Primavera	3	98 ± 14	87	113
		Verano	3	99 ± 19	78	116
		Otoño	3	127 ± 3	125	130

La masa de *litterfall* y su concentración de Hg no eran significativamente diferentes entre los años de estudio en cada parcela por separado. En la parcela SB la concentración de Hg en la hojarasca varía significativamente en función de la estación del año (mayor en otoño e invierno), consistente con el progresivo almacenamiento foliar de Hg en caducifolias a medida que transcurre la temporada de crecimiento (Rea et al., 2002). Sin embargo, este comportamiento no se observa en la parcela PPs.

Los niveles de Hg en el *litterfall* de las parcelas SB y PPs son del orden de los dados por Sheehan et al. (2006) para especies perennes (17-133 ng g⁻¹) pero algo mayores que sus datos para caducifolias (11-56 ng g⁻¹). No obstante, nuestros resultados superan claramente los niveles de Hg entre 30 y 78 ng g⁻¹ obtenidos en el *litterfall* de bosques de diferentes especies en USA (Fisher et al., 2012; Juillerat et al., 2012; Risch et al., 2012) o el intervalo de 43-62 ng g⁻¹ obtenido por Zhou et al. (2013) en la hojarasca de bosques en China, hecho que podría atribuirse a la cercanía del área de estudio a un potente foco emisor de Hg. Por el contrario, valores de Hg en *litterfall* por encima de nuestros valores (167-334 ng g⁻¹) se han determinado en bosques de Brasil (Teixeira et al., 2012).

Los flujos de deposición de Hg a través del *litterfall* no muestran diferencias estadísticamente significativas en función del tipo de vegetación, con intervalos de 1-20 y 1-46 µg m⁻² en la parcelas SB y PPs, respectivamente (Figura 1). No obstante, la diferente estación en la que se recoge el *litterfall* sí supone un factor de variación estadísticamente significativo en el flujo de Hg, particularmente debido a los elevados valores en otoño en el bosque caducifolio (SB) y de verano y otoño en la parcela de coníferas (PPs).

Por otro lado, la ausencia de diferencias en el flujo de Hg a través del *litterfall* entre diferentes especies también ha sido evidenciada en otros estudios (Sheehan et al., 2006), siendo atribuida a la variabilidad de los datos, a la naturaleza compuestas de las muestras y a la relación inversa entre concentración de Hg y biomasa senescente.

En una base anual, el flujo de Hg a través del *litterfall* en la parcela SB fue 126 y 118 µg m⁻² durante los años 1 y 2, respectivamente. En el caso de la parcela PPs, estos valores fueron de 163 y 155 µg m⁻² para cada uno de los dos años del periodo de estudio. Estos valores son bastante elevados si se comparan con los que se extraen de la bibliografía, a excepción de los 184 µg m⁻² obtenidos en bosques de Brasil (Teixeira et al., 2012) o los 71 µg m⁻² en bosques de China (Zhou et al., 2012). Valores muchos menores de flujo anual de Hg a través del *litterfall* se han observado en bosques de USA, donde varían entre 10 y 48 µg m⁻² (Sheehan et al., 2006; Fisher et al., 2012; Juillerat et al., 2012; Risch et al., 2012), si bien en algunos de estos estudios la cuantificación se restringe al periodo otoñal en el que se produce la mayor parte de la caída de la hojarasca. Además, los elevados valores del presente estudio pueden estar fuertemente influenciados por la actividad de la central térmica próxima como se ha determinado en un estudio de los suelos de esta zona (Nóvoa-Muñoz et al., 2008). De hecho, algunos de los horizontes O estudiados en suelos de la zona supera ampliamente el nivel considerado como carga crítica de este metal, establecido en 130 ng g⁻¹ (Tipping et al., 2010). No obstante, tampoco se puede descartar la participación de otros fenómenos como tormentas o episodios de fuertes vientos quienes podrían contribuir a aumentar la caída de hojarasca y contribuir a un mayor flujo de Hg a través del *litterfall*.

El papel del *litterfall* como mecanismo de transferencia de Hg atmosférico al suelo debe ser evaluado con detalle puesto que, una vez depositado en el suelo, el Hg es susceptible de ser movilizado hacia las aguas superficiales con el consiguiente impacto en los organismos acuáticos, más aún si éste se transforma en especies más tóxicas como el metil-Hg.

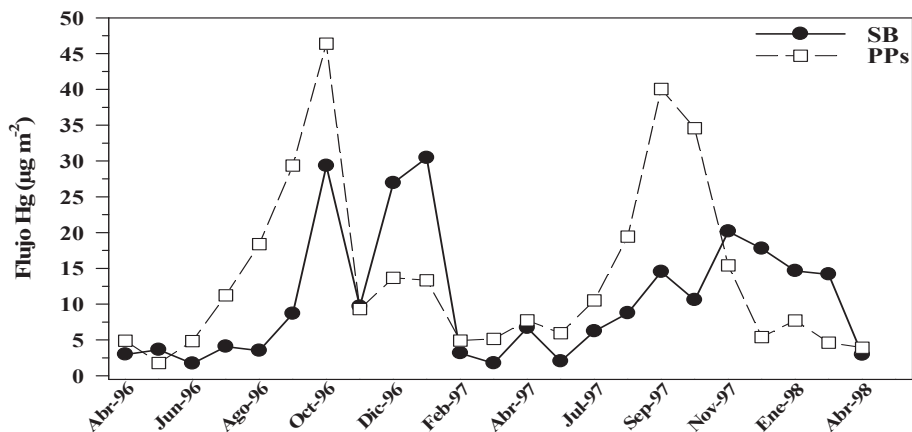


Figura 1. Evolución del flujo de deposición de Hg a través del *litterfall* durante el periodo de estudio.

Bibliografía

- Demers JD, Driscoll CT, Fahey TJ, Yavitt JB. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack Region, New York, USA. *Ecological Applications* 17:1341-1351.
- Ericksen JA, Gustin MS, Schorran DE, Johnson DW, Lindberg SE, Coleman JS. 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment* 37:1613-1622.
- Fisher LS, Wolfe MH. 2012. Examination of mercury inputs by throughfall and litterfall in the Great smoky Mountains National Park. *Atmospheric Environment* 47:554-559.
- Juillerat JI, Ross DS, Bank MS. 2012. Mercury in litterfall and upper soil horizons in forested ecosystems in Vermont, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31:1720-1729.
- Mason RP, Sheu G. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles* 16:40-1.
- Nóvoa-Muñoz JC, Pontevedra-Pombal X, Martínez-Cortizas A, García-Rodeja Gayoso E. 2008. Mercury accumulation in upland acid forest ecosystems nearby a coal-fired power-plant in Southwest Europe (Galicia, NW Spain). *Science of the Total Environment* 394:303-312.
- Obrist D, Johnson DW, Lindberg SE. 2009. Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. *Biogeosciences*, 6:765-777
- Rea AW, Lindberg SE, Scherbatskoy T, Keeler GJ. 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water, Air, and Soil Pollution* 133:49-67.
- Risch MR, DeWild JF, Krabbenhoft DP, Kolka RK, Zhang L. 2012. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. *Environmental Pollution* 161:284-290.
- Schroeder WH, Munthe J. 1998. Atmospheric mercury – an overview. *Atmospheric Environment* 35:3089-3098.
- Sheenan KD, Fernandez IJ, Kahl JS, Amirbahman A. 2006. Litterfall mercury in two forested watersheds at Acadia National Park, Maine, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* 170:249-265.
- Skylberg U, Bloom PR, Qian J, Lin C, Bleam WF. 2006. Complexation of mercury(II) in soil organic matter: EXAFS evidence for linear two-coordination with reduced sulfur groups. *Environmental Science and Technology* 40:4174-4180.
- Teixeira DC, Montezuma RC, Oliveira RR, Silva-Filho E. 2012. Litterfall mercury deposition in Atlantic forest ecosystems from SE-Brazil. *Environmental Pollution* 164:11-15.
- Tipping E, Lofts S, Hooper H, Frey B, Spurgeon D, Svendsen C. 2010. Critical Limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environmental Pollution* 158:2465-2471.
- Zhou J, Feng X, Liu H, Zhang H, Fu X, Bao Z, Wang X, Zhang Y. 2013. Examination of total mercury inputs by precipitation and litterfall in a remote upland forest of Southwestern China. *Atmospheric Environment* 81:364-372.

Establishment of a vegetative cover in a mine soil added with urban sewage sludges

S. Rossini-Oliva^{1,a}, E.O. Leidi², I. Guzmán^{1,3}, A.J. Fernández-Espinoza^{3,a}, M.D. Mingorance^{4,a}, A. Peña^{4,a*}

¹Dep. Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Sevilla, España

²Dep. Biotecnología Vegetal, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Sevilla, España

³Dep. Química Analítica, Universidad de Sevilla, Sevilla, España

⁴Inst. Andaluz de Ciencias de la Tierra (UGR_CSIC), Armilla, Granada, España; *aranchaph@iact.ugr-csic.es

^aUnidad Asociada CSIC-US "Investigación Integral del Medio Físico y Biótico"

Abstract

The effect of three different urban sewage sludges on the establishment of three different species (ray-grass, tomato and ahipa) was investigated. The treatments were: air-dried stabilized sewage sludge, composted and composted with olive prune wastes. Soil pH was only slightly modified but soil conductivity moderately increased with the addition of sludges, always below 1.2 dS m⁻¹, without interfering with seed germination. The organic carbon content increased with sludge application, more for air-dried stabilized than for composted sewage sludges. The plant species responded differently to sludge treatments. In ahipa, the treatments only affected the leaf photosynthetic pigments but not the plant growth. In tomato 2% sludge enhanced chlorophyll a content in leaves, but sludges at 10% either increased plant mortality or did not improve plant growth.

Keywords: Toxicity, amendment, mining, urban sludge.

Introduction

The mining activity was the core of social and economic life in Alquífe (Granada, Spain) during the 20th century. This activity was abandoned in 1998, giving rise to the subsequent cultural, social and economic effects common to mining areas all over the world (Ruiz Ballesteros and Hernández Ramírez, 2007). The dump, with hostile conditions for plant establishment, was produced by the materials left over after separating the Fe fraction from the uneconomic gangue, together with materials overlying the mineral body. As a result large areas of the region have undergone disruption of the landscape and lack vegetation.

Soil recovery could be promoted by the establishment of a vegetation cover that might mitigate erosion and increase soil productivity together with the addition of organic amendments to improve soil quality. Land application of treated sewage sludges can make an important contribution to sustainable environmental management, through the return of organic material, trace elements, moisture and nutrients to soils (Brown et al., 2003). The aim of this study was to evaluate three types of sewage sludges, air-dried stabilized (SSL), composted with olive prune wastes (CLV) and composted (CSL), each added between 2% and 10%, as amendments for the reclamation of a degraded mine soil. The improvement in soil quality and plant cover establishment was assessed by the combined use of soil and plant indicators. This is a part of a multidisciplinary project (Proyecto de Excelencia, Junta Andalucía (P10-RNM5814), co-financed by FEDER funds) to study strategies of waste reutilization to promote energy and agricultural species establishment in degraded soils of Andalusia.

Materials and methods

Soil and amendments

Soil samples, with a high content in coarse fragments (>2mm), were collected at random from

the Alquife mine. The mine soil, classified as a technosol, has a 28% of clay, slightly basic pH and low hazardous metal load. Samples (soil and amendments) were air dried before characterization of their main properties (Table 1). Oxides of Fe and Al, together with CaO and SiO₂, amount to 80% of the soil composition (Rodríguez-Liébana et al., 2013).

Table 1. Selected properties of the mine soil and the sewage sludges studied.

	mine soil (T1)	Stabilized sewage sludge (SSL)	Composted SL with olive wastes (CLV)	Composted SL (CSL)
pH	8.24	7.19	6.97	7.01
EC (dS m ⁻¹) ^a	0.07	2.8	3.0	4.2
OC (g kg ⁻¹)	2.9	355	160	101

^aEC values measured at 1:2.5 and 1:10 ratios (w:w) for Alquife soil and amendments, respectively.

Soil incubation procedure and determination of soil properties

The mine soil was mixed with the sludges and incubated for 45 d. The mixtures, with air-dried soil and the amendments at 0, 2, 5 and 10%, were placed in plastic trays covered with aluminum foil to avoid desiccation, their moisture adjusted to 40% of the soil field capacity with deionised water, and allowed to stand in the dark at ambient temperature (20 ± 2 °C). Water was periodically supplied to maintain soil humidity. Subsamples were periodically withdrawn for physicochemical measurements. Soil pH and electrical conductivity (EC) were determined at 1/2.5 ratio (w/v) and organic C (OC) content as in Mingorance et al. (2007).

Plant species and plant indicators

Three plant species were selected: two of agricultural interest, tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) and ray-grass (*Lolium perenne* L.), and ahipa (*Pachyrhizus ahipa* (Wedd.) Parodi), whose tuberous root could be used for biofuel production. Pots of 250 g under greenhouse conditions (average temperature 21.8 °C and humidity 67%) were employed.

Numbers of seeds planted per pot were established according to previous germination assays (tomato 85%, ray-grass 95%, ahipa 70%). Tap water was periodically added to maintain soil field capacity and 40 g of glass beads (4 mm) were mixed in each pot to reduce soil compactness. Pots were placed with the species in triplicate and kept for 1 month. Treatments consisted in non-amended soil (T1) and soil added with SSL, CLV and CSL at 2% and 10%.

Different parameters were studied in the plants: germination and mortality rates, biomass accumulation and photosynthetic pigments. Treatments leading to plant mortality ≥50% were not further considered for statistical analysis. Germination was monitored at the beginning and mortality, together with fresh and dry weight of the plant aerial vegetative part, were measured at the end of the experiment. Photosynthetic pigments were spectrophotometrically determined. A piece of leaf was taken and pigments were extracted with pure methanol for 24 hours and then the extract was measured. The concentrations of chlorophyll a and b and the sum of leaf carotenoids were calculated according to Lichtenthaler and Buschmann (2001).

Results and discussion

Effect of treatments on soil quality

Soil pH (Table 1) was either not modified by amendment addition (2 and 5% doses) or slightly diminished for the 10% dose, remaining constant during the whole assay period (average pH for the 10% dose during incubation: SSL: 8.08 ± 0.12, CLV: 7.90 ± 0.11, CSL 7.81 ± 0.12). Amendment addition resulted in enhanced soil solution EC in comparison with control soil (Figure 1A). This increase was similar for the three organic wastes at concentrations of 2 and 5%, while the 10% dose enhanced EC more for CLV and CSL, the amendments with higher EC (Table 1). However soil EC was always < 1.2 dS m⁻¹, far below

4 dS m⁻¹, the value which may inhibit plant growth and seed germination (Ye et al., 2002).

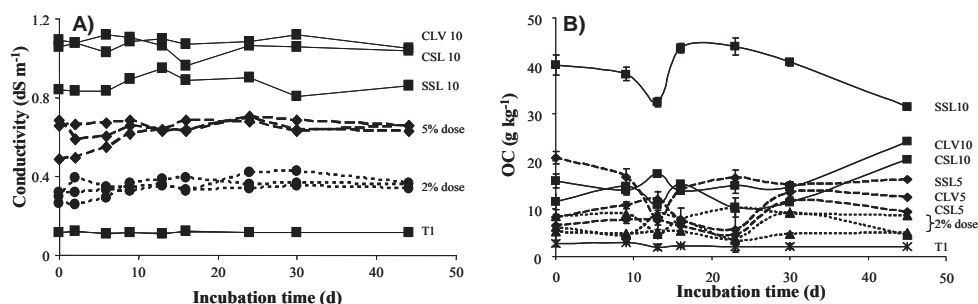


Figure 1. A) Evolution of soil EC and B) soil OC for mine soil (T1) and amended (2- 10%) with stabilized sewage sludge (SSL), composted with olive prune wastes (CLV) and composted (CSL)

Soil OC was initially enhanced as expected from the OC content of the corresponding organic wastes (Table 1), proportionally to the applied dose. Addition of amendments at 10% led to an initial soil OC increase between 4 and 10-times (Figure 1B), with stabilized sewage sludge always providing more OC to the soil than both composted sludges (CLV or CSL).

Effects of sludge sewage treatments on plant indicators

Ahipa germination (87-98%) and mortality (0%) rates were not affected by the treatments indicating that this species, under the experimental conditions, has a great potential to establish in the mine soil with or without amendments. Amendment addition did not improve ahipa biomass but increased chlorophyll a and carotenoid contents. Both composts behaved similarly, while SSL resembled native soil (Figure 2). Ahipa leaves have shown critical levels for some nutrients in soils of high pH and Ca concentration (Leidi et al., 2001) but these symptoms were not observed in primary leaves. In plants carotenoids function as antioxidants against endogenous and exogenous oxidative stress (Bungard et al., 1999). Our results did not indicate that carotenoids may show an adaptive response of ahipa for sludge application because the growth was not affected by the treatments.

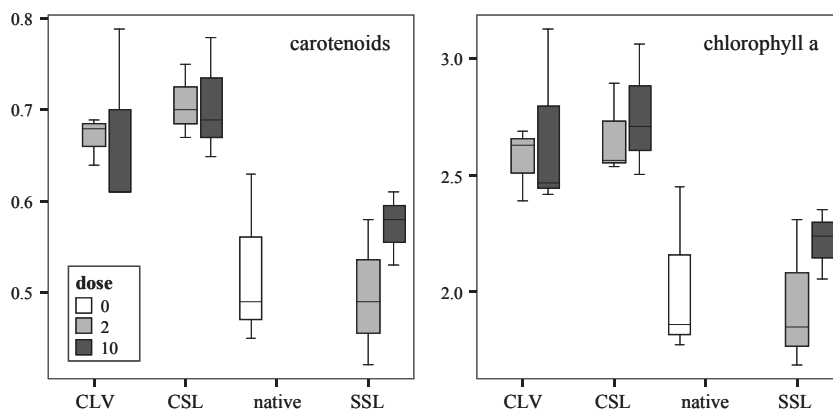


Figure 2. Box plot comparison of chlorophyll *a* and carotenoid content (mg g⁻¹) in ahipa according to the sewage sludge added. Horizontal lines mark the median and the whiskers the range of all the data.

Treatments 3 and 5 (10% SSL and CLV) were not included in the data analysis because of the high mortality they induced, hindering plant growth (Fig. 3, right). Tomato and ray-grass germination and biomass were not significantly affected ($p > 0.05$) by the remaining

treatments. Chlorophyll a in tomato showed a significant increase when added with CSL and SSL at 2% with respect to native soil ($p < 0.05$) (Figure 3, left). No differences were found when the CSL dose increased from 2 to 10% ($p > 0.05$).

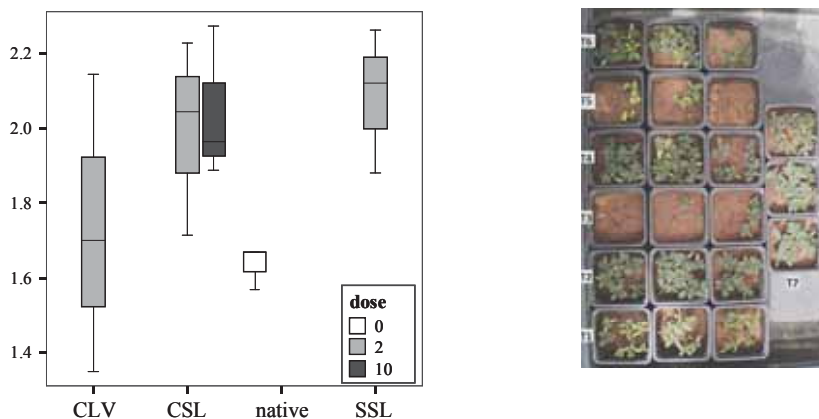


Figure 3. Left: Box plot comparison of chlorophyll a content (mg g^{-1}) in tomato according to the sewage sludge added. Right: Tomato plants grown in soils treated with different sewage sludges. 1, native soil; 2, SSL2%; 3, SSL10%; 4, CLV2%; 5, CLV10%; 6, CSL2%; 7, CSL10%.

In summary, organic amendments between 2 and 10% did not modify soil pH, increased its salinity but keeping it at a safe level, and increased organic carbon content making it more suitable for plant development. However the establishment of plants in this impoverished soil performed better for the 2% amendment dose. Composted sludges would be selected for ahipa, a new crop which might be exploited for bioenergy production, while CSL or SSL would be preferred for tomato, a crop of horticultural importance, always at the lower dose studied.

References

- Brown SL, Chaney RL, Hallfrisch J, Xue Q. 2003. Effect of biosolids processing on lead bioavailability in an urban soil. *Journal of Environmental Quality* 32:100–108.
- Bungard RA, Ruban AV, Hibberd JM, Press MC, Horton P, Scholes JD. 1999. Unusual carotenoid composition and a new type of xanthophyll cycle in plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 96:1135–9.
- Leidi EO, de Castro A, Sarmiento R. 2001 Nutrición mineral de ajipa (*Pachyrhizus ahipa* [Wedd.] Parodi). En: *Nutrición Mineral en una Agricultura Mediterránea Sostenible* (Alcaraz CF, Carvajal M, Martínez V eds). Consejería Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Región de Murcia. p. 443-450.
- Lichtenthaler HK, Buschmann C. 2001. Chlorophylls and carotenoids: Measurement and characterization by UV-VIS spectroscopy. *Current Protocols in Food Analytical Chemistry* F4.3.1-F4.3.8.
- Mingorance MD, Barahona E, Fernández-Gálvez J. 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. *Chemosphere* 68:409-413.
- Rodríguez-Liébaná JA, Mingorance MD, Peña A. 2013. Pesticide sorption on two contrasting mining soils by addition of organic wastes: Effect of organic matter composition and soil solution properties. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 435:71-77.
- Ruiz Ballesteros E, Hernández Ramírez M. 2007. Identity and community—Reflections on the development of mining heritage tourism in Southern Spain. *Tourism Management* 28:677–687.
- Ye ZH, Shu WS, Zhang ZQ, Lan CY, Wong MH, 2002. Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques. *Chemosphere* 47: 1103-1111.

Copper inputs to soil via throughfall in vines treated with Cu-based fungicides

P. Pérez-Rodríguez^{1,2*}, M. Paradelo^{1,3}, D. Soto¹, J.E. López-Periago¹

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias - Ourense, Universidade de Vigo
[*paulaperezr@uvigo.es](mailto:paulaperezr@uvigo.es)

²SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, Kydd Building, 40 Bell Street, Dundee DD1 1HG, Scotland

³Department Of Agroecology, Aarhus University, Tjele, DK-8830, Denmark

Abstract

A study of Cu inputs to soil wash-off under natural conditions was carried out in a vineyard plot located in NW of Iberian Peninsula under D.O. Ribeiro. Cu-based fungicides were applied on vine leaves with a dose of 2.1 kg ha⁻¹ which was applied in three times. 18 trays were randomly located under the vine rows to collect the throughfall. After rainfall episodes all the content in trays was analysed for soluble Cu (Cu_s) and particulate Cu (Cu_p). Results showed that Cu-fractions obtained depended on the rain intensity. 24.7 mg Cu m⁻² were found at the end of 4 episodes being 14.3 mg Cu m⁻² lost as Cu_s and 10.4 mg Cu m⁻² lost as Cu_p. Rainfall wash-off is a source of Cu-rich suspended and soluble copper. A deeper study of wash-off under natural conditions is necessary due to this process highly contributes to the detachment of particles from leaves and their transport to soil.

Introduction

Repeated use of Cu-based fungicides in crops has led to an increase of copper in soils. High quantities of copper were found in soil reaching phytotoxic levels (Fernández-Calviño, et al., 2009). In addition, other developed regions such as France or Australia were vineyard crops are hugely known, high Cu concentrations were also found in their soils (Chaignon, et al., 2003; Pietrzak and McPhail, 2004). The transport of Cu in vineyard devoted soils include spray drift, spray canopy drip, co-transport by litterfall and throughfall.

However, there is not enough literature about this process under natural conditions because many factors have influence on the rainfall wash-off losses. Wash-off of organic pesticides and transport via throughfall was studied (Rial Otero, et al., 2003). Previous studies have described detachment of Cu-based fungicides finding that the most of copper losses produced by wash-off are in particulate form (Paradelo, et al., 2008). In addition, the process was modelled on synthetic surfaces and in potato leaves surfaces (Pérez-Rodríguez, et al., 2013a; Pérez-Rodríguez, et al., 2013b). Although Cu loss by wash-off has described under simulated rain, there is lack of experiments developed in field. The interaction of rainfall with canopy adds complexity to the overall process. The aim of this work was to estimate the Cu losses by rainfall wash-off in vine leaves and subsequent transport to soil via throughfall in field.

Material and Methods

This study was carried out in a vineyard plot with an area about 1000 m² located in A Quinza (Ribadavia, Spain) (Figure 1). Polypropylene trays were located in 18 random locations under vines during the growing period. The position of trays under the vines was optimised in order to maximize the collection of throughfall. Cu-based fungicides were applied on vines leaves on 29th of August following recommendations from the local agricultural outreach service (a dosage 2.1 kg Cu ha⁻¹, equivalent to 21 mg Cu m⁻²) (Figure 2). Four rainfall episodes occurred until the leaf fall December. After each episode all the content of trays was immediately collected and filtered with a nitrocellulose 0.45 µm pore filter obtaining two fractions: filtered

rainfall, where Soluble-Cu (Cu_S) was measured directly in AA spectrometer, and the filter with solid particles which were digested with 65% HNO_3 and measured in AA spectrometer obtaining the Particulate-Cu fraction (Cu_P); total-Cu (Cu_T) was obtained as the sum of $Cu_S + Cu_P$. Local rainfall was recorded with a tipping-bucket pluviometer (0.2 mm per stroke).



Figure 1. Aerial view (orthophoto) of the experimental vineyard plot. The study area comprises the rows numbered 1 to 10 in the top outlined in black lines.



Figure 2. Detail of vine leaves coated with deposits of the anti-fungal sprays.

Results and discussion

Accumulated precipitation and maximum intensity are shown in Table 1, together with the mean values of Cu_S , Cu_P and Cu_T for each rainfall event.

Results showed that most of Cu_S was lost in Ep 1 and Ep 2 coinciding with lower intensities of precipitation. This allow to each drop of precipitation to remain and thus, solubilise the Cu-based fungicide. However, in Ep 3 event where intensity of rain was stronger, Cu_P twice bigger than Cu_S obtained in that event. In Ep 4, the precipitation was so light that the pluviometer could not detect reliable data. Despite that, Cu_P was slightly bigger than Cu_S probably due to precipitation in trays from particles splashes.

Table 1. Estimations of Cu inputs to soil from throughfall sampling in vineyard expresses as mg per m^2 and standard desviation of the tray area.

Rainfall episode	Cu_S	Cu_P	Cu_T	Accumulated rainfall	maximum intensity rainfall
	$mg\ m^{-2}$			mm	$mm\ day^{-1}\ event^{-1}$
1	8.3 ± 5.0	4.0 ± 2.7	12.3 ± 1.6	80	24.2
2	3.6 ± 1.7	0.2 ± 0.1	3.8 ± 1.1	161	27.4
3	1.8 ± 0.9	5.5 ± 10.5	7.4 ± 6.8	334	71.6
4	0.6 ± 0.3	0.7 ± 0.8	1.3 ± 0.4	n.a.	n.a.
Total	14.3 ± 2.1	10.4 ± 4.8	24.7 ± 2.9	334	

The amount of Cu_T lost exceeded the spray dosage by 18%, which means that most of copper is lost via throughfall. The excess in the mass balance indicate the effects of the field variations in the dosage of the sprays and the sampling in trays.

Cu_T trended to decrease due to the exhaustion of Cu in each impact area on leaves.

The Cu_S/Cu_P decreased with the amount of rainfall and maximum intensity in the episode. Simulated rainfall wash-off tests that were made in the laboratory in separate leaf specimens taken from the same plot showed that 40 mm rainfall produced almost the exhaustion of detachable particles, but soluble loss continued at a slow zeroth order rate. However, Cu losses through successive episodes in field did not follow this trend. Probably, because soluble Cu tends to form no-soluble phases in the trays, complexation and co-precipitation with other throughfall compounds (Hou, et al., 2005) or adsorption to minerals that entered the trays via wet or dry deposition.

Results presented here showed that throughfall is the most effective process to copper inputs so soil. The flux averaged concentrations of Cu_S found in all rainfall episodes ranged from 43 ± 15 to $661 \pm 613 \mu\text{g L}^{-1}$ reaching toxic levels which are established in $22 \mu\text{g L}^{-1}$ as annual mean for soft surface waters ($10 < \text{CaCO}_3 \leq 50 \text{ mg L}^{-1}$) according to RD60/2011 (BOE 22/01/2011). The occurrence of these types of events implies a risk of Cu-enriched throughfall can reach surface waters via runoff and lead high Cu levels in water annually.

The behaviour in field differs from the experiments made in the laboratory. The chemistry of the Cu in throughfall with the particles lifted by wind of splash should be considered in order to understand the fate of Cu in agricultural systems.

References

- BOE. 22/01/2011. Real Decreto 60/2011 del 21 de Enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de política de aguas. Spanish Government. Boletín Oficial del Estado. 19: 6854-7870.
- Chaignon V, Sanchez-Neira I, Herrmann P, Jaillard B, Hinsinger P. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environ. Pollut.* 123: 229-238.
- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153: 119-129.
- Hou, H., Takamatsu, T., Koshikawa, M.K., Hosomi, M., 2005. Copper complexing capacity of throughfall and its environmental effect. *Water Air Soil Pollut.* 162: 229-245.
- Paradelo M, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC, Pérez-Rodríguez P, Torrado-Agrasar A, López-Periago JE 2008. Simulating washoff of Cu-based fungicide sprays by using a rotating shear device. *J. Agric. Food Chem.* 56: 5795-5800.
- Pérez-Rodríguez P, Paradelo M, Soto-Gómez D, Fernández-Calviño D, López-Periago JE, 2013a. Modeling losses of copper-based fungicide foliar sprays in wash-off under simulated rain. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI 10.1007/s13762-013-0445-3.
- Pérez-Rodríguez, P., Paradelo, M., Rodríguez-Salgado, I., Fernández-Calviño, D., López-Periago, J.E., 2013b. Modeling the influence of raindrop size on the wash-off losses of copper-based fungicides sprayed on potato (*Solanum tuberosum* L.) leaves. *J. Environ. Sci. Health Part B Pestic. Food Contamin. Agric. Wastes.* 48: 737-746.
- Pietrzak U, McPhail, DC, 2004. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma.* 122, 151-166.
- Rial Otero R, Cancho Grande B. Arias Estévez M. López Periago E, Simal Gándara J. 2003. Procedure for the measurement of soil inputs of plant-protection agents washed off through vineyard canopy by rainfall. *J. Agric. Food Chem.* 51: 5041-5046.

Cu losses in foliar wash-off by simulated rainfall in vine leaves (*Vitis Vinifera*) sprayed with Cu-based fungicides

P. Pérez-Rodríguez^{1,2*}, D. Soto¹, M. Paradelo^{1,3}, J.E. López-Periago¹

¹Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias - Ourense, Universidade de Vigo
[*paulaperezr@uvigo.es](mailto:paulaperezr@uvigo.es)

²SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, Kydd Building, 40 Bell Street, Dundee DD1 1HG, Scotland

³Department Of Agroecology, Aarhus University, Tjele, DK-8830, Denmark

Resumen

Se estudió la pérdida de Cu en fracciones solubles Cu_S y particuladas Cu_P mediante ensayos de pluviolavado en un conjunto de hojas de vid procedentes de viñedos comerciales sometidos a tratamientos antifúngicos de base cúprica. El pluviolavado se efectuó aplicando episodios de lluvia simulada en el laboratorio, determinando su evolución en el transcurso del episodio y el balance al final del mismo. Los niveles de cobre en la vid antes del pluviolavado oscilaron entre 0.4 y 4.4 g Cu kg⁻¹ hoja seca. La disminución promedio del contenido en las hojas tras el pluviolavado fue de 0.6 g Cu kg⁻¹ hoja seca. Alrededor del 50% del Cu_P se lavó después de 5 mm de lluvia, y el 80 % después de 30 mm. El Cu_S fue 10 y 25 % del total. La distribución de frecuencias de contenido de Cu en hojas cambió de una distribución logarítmica normal antes del pluviolavado a una distribución normal. Por lo tanto, la tasa de pérdida aumenta con la concentración de Cu en la hoja. El diseño factorial indica que los factores ligados a la energía de lluvia (altura de caída H y tamaño de gota S) influyen más sobre el balance de pérdidas solubles que sobre pérdidas particuladas.

Introduction

Foliar wash-off and runoff losses of Cu-based fungicides become in non-point source pollution of soils. High levels of copper were found in vineyard soils in our community (NW of Iberian Peninsula) reaching phytotoxic levels by (Fernández-Calviño, et al., 2009). A deep knowledge about this mechanism can be helpful to understand Cu foliar wash-off losses. Previous studies have described this process with Cu fungicides finding that the most of copper losses are in particulate fractions (Paradelo, et al., 2008). In addition, wash-off was simulated and modelled on synthetic surfaces and even in potato leaves surfaces by (Pérez-Rodríguez, et al., 2013a; Pérez-Rodríguez, et al., 2013b) resulting that detachment by raindrop impacts follows a point Poisson process. The aim of this study was to examine the foliar wash-off of Cu-based fungicides with a single-drop rainfall simulator on vine leaves.

Material and methods

This study was carried out under simulated conditions in the lab. Vine leaves were collected vineyard located in Sampaio (Ribadavia) under D.O. Ribeiro, NW of Iberian Peninsula in May of 2013 after the application of Cu-based fungicides. An ellipse area was marked in the leaf to delimitate the drop impinging area of approximately 12.6 cm² Washed-off Area WA, the outer part was the Non Washed-off Area NWA. Each leaf specimen was fixed in inner wall of a beaker which was settled in a holder with 45 degrees of tilt which mimics the typical canopy arrangement in vines. A single drop rainfall simulator was set-up as the same way as (Pérez-Rodríguez, et al., 2013a) to provide a random scattering on the wash-off area. A 2² full factorial experiment with 2 heights and 2 different raindrop sizes was done (coding of factor variables and levels are shown in Table 1). Soluble and particulate fractions in the wash-off suspension were separated by centrifugation 2000 g for 30 minutes and analysed for Cu_T and Cu_S ; $Cu_P = Cu_T - Cu_S$. Besides, when the rainfall simulation finished, the WA and NWA in

leaved were analysed separately for Cu_T in order to determine the mass balance in the leaf tissue.

Table 1: Summary of 2^2 full factorial design used in the foliar wash-off tests in vine leaves.

Coded value		Real value	
<i>S</i>	<i>H</i>	<i>S</i> (mm)	<i>H</i> (m)
-	-	2.63	1
-	+	3.79	2.5
+	-	3.79	1
+	+	2.63	2.5

Results and discussion

Factorial experiment showed Cu_S loss was significantly influenced by both *H* and *S* of although the interaction between both had no any influence. However, none of the factors had any influence in the Cu_P and Cu_T losses. The model obtained for Cu_S losses was $Y = 9.33 \times 10^{-3} (\pm 8.16 \times 10^{-4}) - H \times 2.01 \times 10^{-3} (\pm 1.15 \times 10^{-3}) + S \times 2.67 \times 10^{-3} (\pm 1.15 \times 10^{-3})$ mg m^{-2} which explains 67.3% of the variance of the data. The average losses collected in our experiment after 20 mm dripped water for vine crop assuming a leaf area index equal to 1 were 0.893 kg Cu_T ha^{-1} being 0.076 kg Cu_S ha^{-1} and 0.817 kg Cu_P ha^{-1} . The most of the losses were as Cu_P . The distribution shifted from lognormal NWA to normal in WA. This implies that rainfall wash-off performance could be selective regarding the Cu_T in leaves; since it cuts mostly the upper end values of the Cu_T distribution (Figure 1a and b). Table 2 shows the balance in five replicate wash-off runs at the end of the kinetic experiments after 40 and 16 mm h^{-1} simulated rainfall intensity.

Table 2. Cu_T lost after wash-off expressed as mg Cu m^{-2} leaf surface. Direct measurement of Cu_T in the wash-off aqueous suspension (Cu lost in wash-off) and difference in Cu T contents measured by segregated foliar analysis in the washed areas and in the non-washed areas of the leaf specimens. Mass balance after 40 and 16 mm h^{-1} .

Rainfall intensity	CuT lost in wash-off aliquots				CuT lost calculated from balance in leaves	
	<i>S</i>	<i>H</i>	Mean	SD	Mean	SD
40 mm h^{-1}	-	-	340.0 ^a	83.2	40.6 ^b	19.9
	-	+	194.1	72.9	73.0	78.6
	+	-	171.0	81.0	39.3	4.3
	+	+	190.1	65.3	23.9	14.8
16 mm h^{-1}	-	-	89.7	43.3	68.7	28.0
	-	+	104.8	12.4	135.3	199.9
	+	-	88.6	25.6	71.8	31.8
	+	+	74.1 ^c	12.4	9.8 ^d	6.2

Units are mg Cu m^{-2} leaf surface. The superscripts a,b,c,d indicate the signification of the mean difference (*t*-test, *n*=5). The differences due to the experimental factors (*S* and *H*) were not considered.

Two methods for mass balance were compared: foliar analysis (NWA minus WA), and measuring Cu_T in the washed-off suspension. Despite the values shown in Table 2,

differences were not significant. This is partly due to the variation in the Cu_T between specimens and heterogeneous distribution in the same specimen. That resulted in high standard deviations that decrease the statistical significance of the t -test. Statistical significance in the cases S^- , H^- of 40 mm h^{-1} and S^+ H^+ , to 16 mm h^{-1} , occurred because of their smaller coefficient of variation. It can be assumed that the two methods gave the same mass balance. The method based in foliar analysis presents more variation due to the heterogeneity of the copper distribution on the leaf.

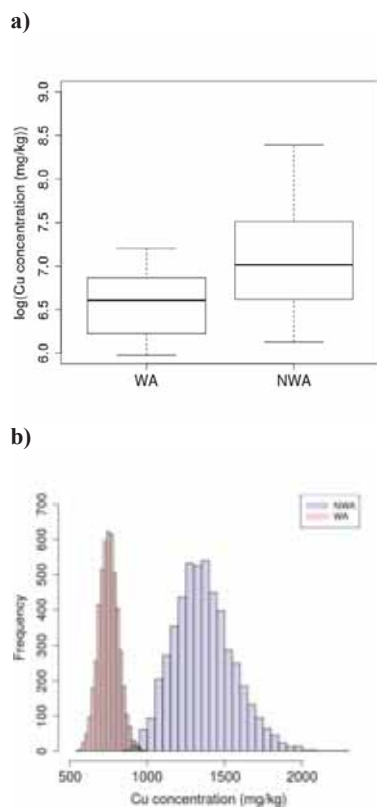


Figure 1. **a)** Box-plot showing the experimental distribution of $\log(\text{Cu})$ in non-washed (*NWA*) and washed area (*WA*) in vine leaves. **b)** Frequency histograms of the total Cu distribution in *WA* and *NWA* leaves using nonparametric bootstrapping.

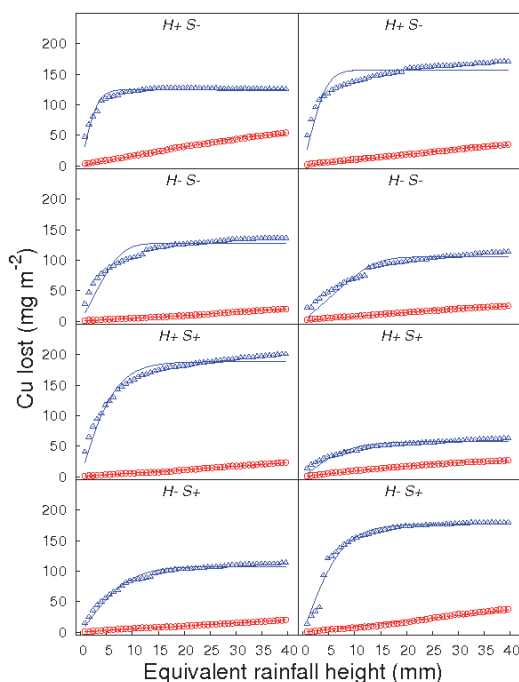


Figure 2. Time course of particulate Cu_p (blue triangles) and soluble Cu_s (red circles) losses in simulated rainfall experiments. Data are expressed as mg Cu m^{-2} leaf area surface. Lines are the calculations made with the best fitting point Poisson model. *H*, *S* and +, - symbols in the legend denote the variables and factor levels in the factorial design.

The time course of Cu losses is shown as symbols in the Figure 2. The wash-off model based on stochastic Poisson point process with zeroth order detachment rate (Pérez-Rodríguez, et al., 2013a) gave estimations of the effectiveness for raindrop impacts on the detachment of particulate (up to 0.82 ng Cu per impact) and soluble losses (up to 0.033 ng Cu per impact). Calculations made with the best fitting parameter set are plotted as lines.

Total Cu levels in leaves before wash-off ranged from 0.4 to 4.4 g Cu kg⁻¹ dry matter basis. Simulated wash-off decreased by 0.6 g Cu kg⁻¹. About 50% of Cu_P was lost after de 5 mm equivalent rainfall and 80 % after 30 mm. Loss of Cu_S ranged from 10 to 25 % of Cu_T lost. Wash-off performance depended upon the Cu content in leaves. Drop impact velocity and drop size had more influence on the soluble loss than particulate loss.

References

- Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma*. 153: 119-129.
- Paradelo M, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC, Pérez-Rodríguez P, Torrado-Agrasar A, López-Periago JE. 2008. Simulating washoff of Cu-based fungicide sprays by using a rotating shear device. *J. Agric. Food Chem.* 56: 5795-5800.
- Pérez-Rodríguez P, Paradelo M, Soto-Gómez D, Fernández-Calviño D, López-Periago JE. 2013a. Modeling losses of copper-based fungicide foliar sprays in wash-off under simulated rain. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI 10.1007/s13762-013-0445-3. (In press)
- Pérez-Rodríguez P, Paradelo M, Rodríguez-Salgado I, Fernández-Calviño D, López-Periago JE, 2013b. Modeling the influence of raindrop size on the wash-off losses of copper-based fungicides sprayed on potato (*Solanum tuberosum* L.) leaves. *J. Environ. Sci. Health Part B Pestic. Food Contamin. Agric. Wastes*. 48: 737-746.

Toxicity of arsenic to earthworms *Eisenia andrei* in soils.

A. Romero-Freire^{1*}, P. Linares Contreras¹, F.J. Martín-Peinado¹, M. Díez Ortiz²

¹ Soil Science Department. Faculty of Sciences. University of Granada. 18002 Granada. *anaromerof@ugr.es

² NanoHealth & Safety group. R&D department of LEITAT Technological Centre, Carrer de la Innovació, 2, 08225 Terrasa, Barcelona.

Summary

A standard toxicity test following the OECD guideline 222 to evaluate arsenic toxicity and uptake/kinetic to earthworms in soils was performed. Seven soil samples with different properties were spiked with increasing concentrations of arsenic (sodium arsenate). Correlation was observed between water soluble arsenic and soil properties, while the earthworms toxicity response was different in the different studied soils.

Introduction

Arsenic (As) is associated with natural and anthropogenic sources, and its levels in media such as water, sediments or soils can be harmful for organisms. Being in many areas one of the major concern due to its adverse health effects (Nriagu et al., 2007). Furthermore the solubility of arsenic is strongly controlled by soil properties and constituents being also demonstrated that soil properties can modify its toxicity. Ones of the most important variables influencing its bioavailability and toxicity are the iron oxides, organic carbon content, pH, ionic strength or cation exchange capacity (Romero-Freire et al., 2014). The uptake of trace elements from soil to biota has been studied extensively for many species (Diez et al., 2010) with the purpose to use the effect concentrations obtained to decide safe levels for populations and communities of the ecosystems (Van Gestel, 2012). For soil invertebrates, earthworms are ones of the more susceptible species to metal pollution (Spurgeon et al., 1996), besides their characteristics (size, behavior..) make them suitable animals for use as key bioindicator organisms for testing the toxicity in soils (Arnau et al., 2000); being the specie *Eisenia andrei* commonly used into the standard toxicity-assays in the assessment of contaminated soils (Fleure et al., 2003).

The aim of this study was to determine As bioaccumulation and toxicity response of *Eisenia andrei* earthworm in soils with contrasting properties and a wider range of arsenic exposure concentrations. This study is part of a larger project that involves assessing toxicity of arsenic to different organisms for the purpose of establishing more accurate toxicity levels to fill the existing gap in regulation concerning toxicity thresholds in soils (Romero-Freire et al., 2014).

Material and methods

Seven soil types with different physicochemical properties were selected and characterized in the laboratory (Table 1). Once characterised, soils were spiked with increasing concentration of sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) in concordance to the reference values proposed by the Junta de Andalusia (Aguilar et al., 1999) (0-50-100-300-600-1200 mg As kg^{-1} soil). Once spiked, samples were incubated for 4 weeks at 25°C and 60% humidity, with light cycle of 10 hours (Martin et al., 2012). After this incubation period, the earthworm assays were performed following the OECD guideline 222 (OECD, 2004).

Ten adult earthworms of the specie *Eisenia andrei* were added to each soil container and weighted before and after the assay. Horse manure was added to the soil containers as food source (Van Gestel et al., 2011). Test containers were incubated at 20°C and moist content was checked weekly. After 28 days, test containers were emptied and surviving adults were collected by hand sorting and weighed. Surviving earthworms were placed onto moist filter paper during 24 h to void their gut contents (Arnold and Hodson, 2007). To determinate the

metal content in worms tissues were acid digested in a microwave MARS® model XPress and their arsenic concentration was measured by ICP-MS (NEXION 300D).

Statistical analyses were performed using SPSS v.21.0 (SPSS Inc., Chicago, USA). Effect on survival, EC10 and 95% confidence intervals were established by the fitting to a log-logistic model, using the method of Marquardt (proc NLIN, SAS 9.1, SAS Institute, Cary, NC, USA).

Table 1. Main properties of studied soil samples (average values). nd: non-detected; OC: organic carbon; CEC: cation exchange capacity; AsT: total arsenic concentration.

Name of sample	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7
Soil horizon	Ah	Bw	Ck	Bw	Ah	C1	Bt
pH (S)	8.0	8.7	8.8	6.7	7.2	5.9	7.0
CaCO ₃ (%)	37.1	72.4	92.3	nd	nd	nd	0.9
OC (%)	5.4	0.4	0.4	0.6	8.2	0.5	0.7
Clay (%)	23.6	11.8	7.7	19.1	23.8	8.3	54.8
CEC (cmol _c kg ⁻¹)	21.4	9.8	2.9	9.9	25.9	3.8	15.5
As T (mg kg ⁻¹)	15.5	9.1	3.4	16.3	12.3	4.4	25.7

Results and Discussion

Arsenic solubility in soils

Our results showed significant differences in arsenic solubility between the different treatments and soil samples (Fig. 1). Attending to soil properties water-soluble As showed significant differences ($p < 0.01$) between the main soil types (Romero-Freire et al. 2014). The solubility response can be grouped according to the main soil properties (trend lines), clustering the response in relation to highly carbonate soils (H2 and H3), non-carbonate soils (H4 and H6), rich in organic carbon soils (H1 and H5) and rich in iron and clay soil (H7).

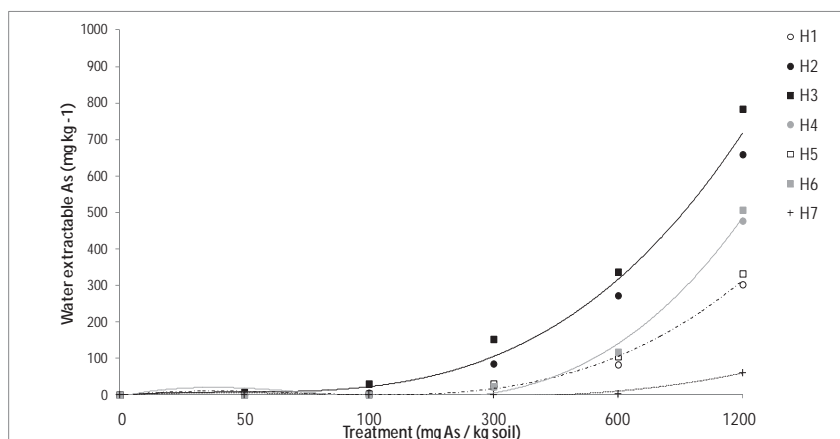


Figure 1: Mean values of water extractable arsenic ($n=3$) in the 7 soil studied with increasing concentration of arsenic added to soils (0-1200 mg As kg⁻¹ soil). Rich in organic carbon samples (open figures, trendline - - -), carbonated samples (black figures, trendline —), non-carbonated samples (grey figures, trendline —) and rich in Fe/clay sample (lineal figure, trendline ····).

Samples with higher CaCO₃ and basic pH (H2, H3) presented more soluble arsenic than the rest of study samples which is agree with other studies where observed that under certain conditions, a higher pH may bring on the solubilization of certain forms of As (Simón et al., 2010). The sample which showed the lower content in soluble arsenic was the iron-rich one (H7), in this sense, the Fe oxides have been widely described as the main active constituents

in soil-As retention (Fitz and Wenzel, 2002). Furthermore, according to Yang et al. (2012) As distribution between the soluble and the solid phase is directly related to organic carbon content, appearing a correlation with OC for the highest concentrations of added As in our samples.

Toxicity to *Eisenia andrei*

Earthworm mortality in control samples was less than 10%, following the OECD 222 validity criteria. In most of the treatments, the observed mortality was lower than 40% after 28 days. Arsenic showed the highest toxicity to *E. andrei* in soil H6 (non-carbonated and acidic soil), presenting a 100% of mortality at 300 mg As kg⁻¹ soil (LC_{H6}= 68.4 mg As kg⁻¹ soil) (data not shown).

In relation to earthworm weight, there were significance differences at the beginning and the end of the toxicity test (Tukey: p<0.01) (Figure 2a), with exposed earthworms showing a trend to lose weight respect to the control worms. Only the H3, H4 and H5 soils showed significance differences of weight loss to the higher treatments (from 100 mg As kg⁻¹ soil to H4 and H5, and from 300 mg As kg⁻¹ soil to H3).

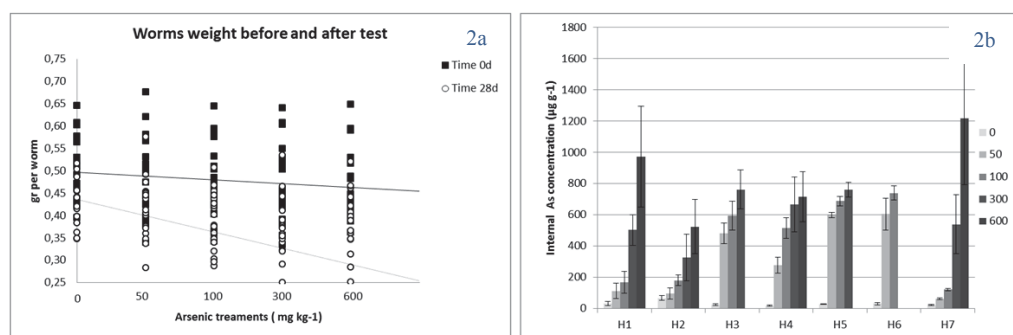


Figure 2a: Weight in grams per worm for earthworms exposed to control and treated soils at the beginning and the end of the toxicity test. Figure 2b: Internal arsenic concentration ($\mu\text{g As g}^{-1}$ of dry weight of earthworm) in surviving earthworms after 28 days of exposure.

Internal concentration in earthworms exposed to 1200 mg As kg⁻¹ soil was not measured due to the high mortality observed. Average arsenic concentration in earthworms was 32.77 (± 16.3) $\mu\text{g As g}^{-1}$ dry weight. Internal arsenic concentration in earthworms increased with total arsenic concentration in soils. Earthworms in soil H7 exposed to 600 mg As kg⁻¹ dry weight showed the highest internal concentration (1219 $\mu\text{g As g}^{-1}$ dry mass) (Figure 2b).

Estimation of effect concentration in survival (EC10) revealed soil H6 (acid pH, low CEC and OC) with the highest toxicity follow by soil H3 (carbonated soil, low CEC) and H5 (non-carbonated and organic soil). Whereas that remaining samples presented similar results (EC10>600 mg As kg⁻¹ soil) (Table 2).

Table 2. Effect on survival (EC10) based on total arsenic concentration in soils. Confidence intervals (C.I.) are shown in the table: confidence interval for the mean 95%

	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7
EC10	614	638	115	613	221	31	629
95% C.I.	500-753	374-1086	46-283	531-709	149-330	18-51	449-882

Water soluble arsenic in spiked soils is strongly influenced by the soil properties. The toxicity experiments performed in this study showed different response according to the soil type. The results showed in this study will be further evaluated to give the corresponding recommendations in terms of toxicity guideline values.

Acknowledgements:

Study supported by research project CGL2010-19902.

Bibliography

- Aguilar J, Dorronsoro C, Galán E, Gómez JL. 1999. Criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía, In: Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía, Univ. Sevilla, (Ed.), Sevilla, España, 45-59.
- Arnau C, Saint-Denis M, Narbonne JF, Soler P, Ribera D. 2000. Influences of different standardised test methods on biochemical responses in the earthworm *Eisenia fetida andrei*. Soil biology and biochemistry 32, 67-73.
- Arnold RE, Hodson ME. 2007. Effect of time and mode of depuration on tissue copper concentrations of the earthworms *Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus* and *Lumbricus terrestris*. Environ. Pollut. 148, 21–30.
- Diez-Ortiz M, Giska I, Groot M, Borgman E, Van Gestel CAM. 2010. Influence of soil properties on molybdenum uptake and elimination kinetics in the earthworm *Eisenia andrei*. Chemosphere 8, 1036-1043.
- Fitz WJ, Wenzel WW. 2002. Arsenic transformations in the soil/rhizosphere/plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. Journal of Biotechnology 99, 259-278.
- Fleuren RHLJ, Jager T, Roelofs W, Groot AC, Baerselman R, Peijnenburg WJGM. 2003. Feeding behaviour of *Eisenia andrei* in two different field contaminated soils. Pedobiologia 47, 670–675.
- Langdon CJ, Pearce TG, Meharg AA, Semple KT. 2003. Interactions between earthworms and arsenic in the soil environment: a review. Environmental Pollution 124, 361–373.
- Martín Peinado FJ, Romero-Freire A, Arco Lázaro E, Sierra Aragón M, Ortiz Bernad I, Abbaslou H. 2012. Assessment of arsenic toxicity in spiked soils and water solutions by the use of bioassays. Spanish Journal of Soil Science, 2(3), 45-56.
- Nriagu JO, Bhattacharya P, Mukherjee AB, Bundschuh J, Zevenhoven R, Loeppert RH. 2007. Arsenic in soil and groundwater: an overview, pp 3-60. "Trace Metals and other Contaminants in the Environment". Elsevier.
- Romero-Freire A, Sierra-Aragón M, Ortiz-Bernad I, Martín-Peinado FJ. 2014. Toxicity of arsenic in relation to soil properties: implications to regulatory purposes. J Soils Sediments. DOI 10.1007/s11368-014-0845-0.
- Simón M, Diez M, González V, García I, Martín F, de Haro S. 2010. Use of liming in the remediation of soils polluted by sulphide oxidation: A leaching-column study. Journal of Hazardous Materials 180, 241–246.
- Spurgeon DJ, Hopkin SP. 1996. Effects of metal-contaminated soils on the growth, sexual development, and early cocoon production of the earthworm *Eisenia fetida*, with particular reference to Zinc. Ecotoxicology and Environmental Safety 35, 86–95.
- Van Gestel CAM, Diez Ortiz M, Borgman E, Verweij RA. 2011. The bioaccumulation of Molybdenum in the earthworm *Eisenia andrei*: Influence of soil properties and ageing. Chemosphere 82, 1614–1619.
- Van Gestel CAM. 2012. Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. In: Strus J, Taiti S, Sfenthourakis S (Eds) Advances in Terrestrial Isopod Biology. ZooKeys 176, 275-296. doi: 10.3897/zookeys.176.2275.
- Yang X, Hou Q, Yang Z, Zhang X, Hou Y. 2012. Solid-solution partitioning of arsenic (As) in the paddy soil profiles in Chengdu Plain, Southwest China. Geoscience Frontiers, doi:10.1016/j.gsf.2012.03.006.

Ecotoxicidad de suelos del Parque Natural de la Albufera de Valencia

R. Boluda^{1*}, J.A. Rodríguez Martín²; J.J. Ramos-Miras³, C. Gil³

¹ Dept. Biología Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain. Rafael.Boluda@uv.es

² Dept. Medio Ambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (I.N.I.A). Ctra. de La Coruña 7.5, 28040 Madrid, Spain

³ Dept. Biología Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain.

Introducción

El Parque Natural de l'Albufera (PNA) de Valencia, es una zona húmeda singular dentro del área Mediterránea. Su suelo, mayoritariamente dedicado al cultivo del arroz (14.000 Ha de las 21.000 Ha del PNA), constituye un elemento fundamental de este ecosistema, siendo una de sus funciones contribuir al mantenimiento de la calidad ambiental; no obstante, está sometido continuamente a impactos antropogénicos como son principalmente la inundación con aguas provenientes de acequias cargadas de residuos urbanos y/o industriales y el uso de agroquímicos y plaguicidas derivados de la actividad agrícola. Existen zonas dentro de los arrozales cuyos suelos presentan contaminación que está relacionada con la mayor o menor densidad urbana e industrial existente en los alrededores del PNA (Boluda et al., 1993; Boluda et al., 2002; Gamón et al., 2003; Boluda et al., 2011). Recientemente se ha detectado la presencia de residuos farmacéuticos en suelos y aguas del PNA (Boluda et al., 20013). Apenas existen estudios de ecotoxicidad del suelo en el PNA. Por otro lado, es conocido que las pruebas químicas tienen un valor limitado como indicadores de ecotoxicidad ya que aunque la concentración medida de un compuesto químico sea elevada, su biodisponibilidad puede ser baja, o por el contrario, una mezcla de tóxicos puede ser responsable de una alta toxicidad aunque todos ellos estén presentes a baja concentración. El efecto sinérgico que los contaminantes presentes en una determinada matriz pueden desarrollar conjuntamente, es un aspecto importante a evaluar. En este sentido, los bioensayos de ecotoxicidad tienen una importancia cada vez mayor (Bouda et al., 2011). Por todo ello, el objetivo de este estudio fue evaluar la toxicidad aguda de suelos procedentes de diferentes zonas del PNA con distinto grado de concentración de elementos ecotoxicológicamente peligrosos.

Material y métodos

Se estudiaron 12 muestras de suelos, 10 de arrozales correspondientes al horizonte superficial (0-20 cm), obtenidas de zonas del PNA seleccionadas sobre la base de datos de información disponibles en estudios previos (referencias citadas en la introducción). La Tabla 1 muestra el código asignado a cada suelo y el término municipal al que pertenece. Se trata de Fluvisoles calcáreo-gleicos y Antrosoles cumúlicos con fuerte antropización y bioturbación. Se desarrollan sobre limos pardos y grises de Albufera. Sus principales características son: fuerte basicidad (no alcalinos), textura franco-arcillo-limosa a arcillosa, drenaje muy lento, fuertemente calcáreos, con rasgos de hidromorfía y moderadamente salinos (Gamón et al., 2003). Las muestras S1 (arena lavada) y S2 (muestra arenosa de una duna móvil) se tomaron como controles. Las muestras S3 (zona del Ullal Gros, Albalat de la Ribera) y S4 (zona de la acequia del Rei, Cullera), fueron consideradas "a priori" muestras de referencia (no contaminadas), por estar alejadas de las áreas más pobladas y no presentar síntomas de contaminación. La elección de muestras de referencia, libres de tóxicos, que posean características similares a las de las muestras de estudio, es un aspecto muy importante a considerar en este tipo de trabajos para poder interpretar los resultados con mayor fiabilidad. Las muestras S9, S10, S11 y S12 proceden de suelos de arrozal ubicados en áreas de

influencia urbana e industrial cuyos canales presentan normalmente aguas con mal aspecto, muy turbias, malolientes y con elevada carga contaminante (acequia del Puerto de Catarroja, Barranco de Xiva, acequia Nova). Las muestras S5, S6, S7 y S8 corresponden a suelos con situaciones intermedias.

Tabla 1. Relación de las muestras de suelo estudiadas y su procedencia.

CÓDIGO SUELO	CANAL DE INFLUENCIA	TÉRMINO MUNICIPAL
S1	NO (SUELO CONTROL)	Arena lavada
S2	NO (Arenosol, Duna)	El Saler
S3	Ullal Gros	Albalat de la Ribera
S4	Acequia del Rei	Cullera
S5	Pont Nou	Sollana
S6	Acequia del Comunet	Massanassa
S7	Acequia Nova (abajo)	Alfajar
S8	Barranc de Xiva	Massanassa
S9	Acequia del Port de Catarroja	Catarroja
S10	Acequia Font del Bony	Catarroja
S11	Acequia de l'Or	Castellar-Oliveral-Pinedo
S12	Acequia Nova (arriba)	Alfajar

El ensayo de ecotoxicidad se realizó mediante el bioensayo Microtox^R descrito por Boluda et al. (2011) basado en el protocolo EP de la EPA, manual de Microbics Corporation (1992) (test Básico y Test 100 %), BOE (1989) y las normas AFNOR (1991) y ASTM (1995). Este procedimiento es capaz de desorber los tóxicos del suelo porque simula condiciones de lixiviación relativamente extremas. Se utilizó un luminómetro Optocomp[®] I (MGM Instruments, Hamden, CT, USA). Para mantener la bacteria reconstituida a 5 °C hasta el momento del análisis, e incubar las muestras con la bacteria a 15 °C, se utilizó un bloque incubador Peltier[®] de 60 pocillos (Berotza, S.L., Ezkirotz, Navarra, España) provisto de dos unidades de refrigeración independientes. La bacteria bioluminiscente liofilizada *Vibrio fischeri* y la solución de reconstitución fueron suministradas por Azur Environmental (Carlsbad, CA, USA). Todas las soluciones fueron preparadas con reactivos de calidad analítica y agua desionizada. Para la preparación de las diluciones seriadas de las muestras se utilizó una solución de NaCl 2 %. Se calculó la EC que representa la disminución de luminiscencia producida por la concentración más alta testada. El tiempo de incubación fue de 15' y el resultado se expresó como EC_{50-15'} y EC_{20-15'}. El nivel de contaminación del suelo se estimó mediante la determinación por EAA-llama de la concentración de Fe, Zn, Cr, Cu, Pb, Ni, Cd en el extracto obtenido con EDTA 0,05 M a pH 7 y presente en el lixiviado obtenido con ácido acético, así como mediante el cálculo del equivalente de Zn ($EqZn = Zn + 2xCu + 8xNi$) y la relación Zn/Cd.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 2, Figura 1 y Figura 2. Los suelos situados en los arrozales del norte del PNA (S6, S7, S8, S9, S10, S11 y S12) contienen concentraciones de metales más elevadas, destacando las parcelas influenciadas por la acequia Nova (S12), de l'Or (S11) y Port de Catarroja (S9). Se aprecia una relación directa entre los valores de metales pesados en extractos de suelos obtenidos con EDTA y los medidos en "lixiviados" a partir de ácido acético. Como es de esperar, los valores obtenidos con EDTA son superiores, pues esta extracción permite obtener los metales disponibles del suelo (solubles, cambiables y unidas a la materia orgánica), frente a la fracción extraída por el ácido acético (metales solubles y cambiables) (Alloway, 1990). Con el propósito de establecer una ordenación de las muestras en función de su toxicidad, se utilizó la EC_{20-15'} como parámetro de valoración en lugar de la

EC50-15'. Aunque ambos parámetros (EC_{20-15'} y EC_{50-15'}) son estadísticamente igualmente válidos, debido a la gran cantidad de organismos que maneja el test Microtox, en ocasiones pueden observarse diferencias en la ordenación de las muestras cuando se utiliza uno u otro parámetro (Figura 1). Los valores de EC_{20-15'} varían entre 7,4 para la muestra S12 (contigua a la acequia Nova y a menos de 1 Km de una zona densamente poblada e industrializada) y 48,4 para S1 (control blanco). Así, el patrón de comportamiento de las ECs, sigue la misma pauta que la concentración de metales tal y como se muestra en la Figura 2.

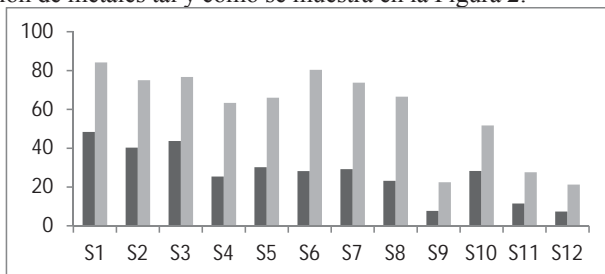


Figura 1. Resultados del bioensayo de toxicidad (ECs %V/V) en los suelos. Las barras negras corresponden al valor de la EC_{20-15'} y las grises a la EC_{50-15'}.

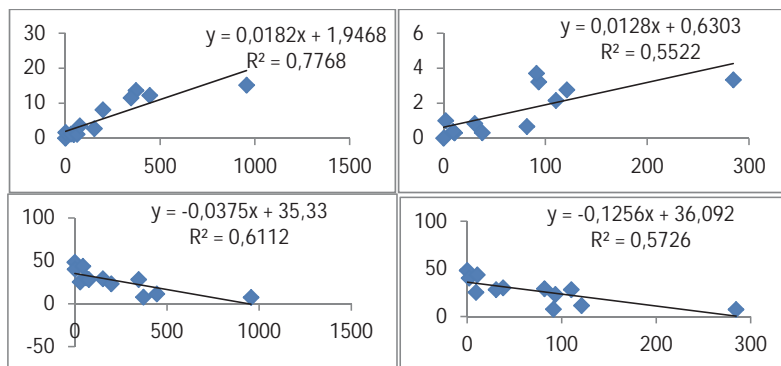


Figura 2. Relaciones significativas observadas ($P < 0,01$). Arriba izquierda: entre EqZn EDTA y EqZn en Lixiviado; arriba derecha: entre Zn/Cd EDTA y Zn/Cd lixiviado; abajo izquierda: entre EqZn EDTA y EC_{20-15'}; abajo derecha: entre Zn/Cd Lixiviado y EC_{20-15'}.

De acuerdo con el criterio utilizado para clasificar los suelos según su toxicidad aguda, determinada mediante el bioensayo de luminiscencia con *Vibrio fischeri*, pueden establecerse dos grupos de muestras: no tóxicas y tóxicas. El procedimiento de lixiviación de suelos con ácido acético puede infravalorar la toxicidad debido a que no es capaz de extraer todas las formas disponibles de metales pesados (Boluda et al 2011). Sin embargo, es un método normalizado adecuado para establecer comparaciones entre muestras, mostrando como una herramienta útil y complementaria de los análisis físico-químicos para estimar riesgos ecotoxicológicos debidos a la contaminación del suelo. No obstante, conviene señalar las limitaciones que presenta la utilización de una única especie como indicador de toxicidad aguda. Así, es preciso completar el estudio utilizando especies de mayor complejidad biológica y desarrollando ensayos de toxicidad crónica, así como evaluar los efectos de la contaminación sobre la productividad del cultivo del arroz.

Tabla 2. Concentración de metales pesados en los extractos de suelos (**mg/kg m s**). A) Extracción con EDTA 0,05 M a pH 7. B) Lixiviados según el método Microtox.

A) MUESTRA	EqZn	Zn / Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Cd	Fe
S1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
S2	1,1	2,0	0,6	nd	0,3	0,5	0,3	12,1
S3	43,5	10,7	2,8	0,6	17,8	5,0	0,3	82,6
S4	29,1	9,3	2,1	0,6	11,2	4,5	0,2	89,5
S5	61,4	38,0	3,8	0,5	9,7	4,6	0,1	186,4
S6	76,0	30,5	11,0	2,3	13,5	9,8	0,4	115,6
S7	152,4	81,8	42,5	3,7	20,6	22,9	0,5	145,6
S8	197,7	93,3	43,6	3,3	39,0	26,7	0,5	125,2
S9	372,3	91,3	50,7	25,5	38,7	13,8	0,6	137,3
S10	346,1	110,3	94,6	12,1	69,6	29,9	0,9	126,0
S11	445,1	121,1	115,0	13,0	110,0	42,0	1,0	148,0
S12	956,2	284,5	325,0	17,4	266,4	90,4	1,1	173,2
B) MUESTRA	EqZn	Zn / CZn/Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Cd	Fe
S1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
S2	1,7	1,0	0,14	0,02	0,25	0,02	0,14	1,01
S3	1,1	0,3	0,13	0,07	0,11	0,04	0,42	2,20
S4	1,2	0,4	0,12	0,08	0,11	0,04	0,31	2,10
S5	1,1	0,3	0,11	0,05	0,20	0,02	0,35	1,95
S6	3,5	0,8	0,43	0,22	0,46	0,16	0,51	1,90
S7	2,8	0,7	0,41	0,17	0,35	0,12	0,61	1,84
S8	8,1	3,2	2,19	0,51	0,42	0,15	0,68	2,10
S9	13,7	3,7	2,89	0,80	1,78	0,62	0,78	1,89
S10	11,6	2,2	2,59	0,72	1,81	0,63	1,20	2,00
S11	12,2	2,8	2,35	0,68	2,01	0,59	0,85	1,78
S12	15,2	3,3	5,01	0,89	2,34	0,82	1,50	1,91

nd: no detectado

Agradecimientos:

Este estudio ha sido financiado en parte por el MICINN Proyecto: AGL2011-29382.

Bibliografía

- AFNOR. 1991. *Détermination de l'inhibition de la luminiscence de Photobacterium phosphoreum*. AFNOR NF T90-320. Paris.
- Alloway, B.J. 1990. *Heavy Metals in soils*. Blackie and Son Ltd. Halsted Press.
- ASTM. 1995. *Standard test method for assessing the microbial detoxification of chemically contaminated water and soil using a toxicity test with a luminescent marine bacterium*. ASTM D 5660-95.
- BOE. 1989. *Orden de 13 de octubre de 1989 por la que se determinan los métodos de caracterización de los residuos tóxicos y peligrosos*. N° 270, de 10 de noviembre 1989.
- Boluda, R., Andreu, V., Gilabert, M.A., Sobrino, P. 1993. Relation between reflectance of rice crop and indices of pollution by heavy metals in soils of Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Soil Technology* 6, 351-363.
- Boluda, R., Quintanilla, J.F., Bonilla, J.A., Sáez, E., Gamón, M., 2002. Application of the Microtox test and pollution indices to the study of water toxicity in the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Chemosphere* 46, 355-369.
- Boluda, R., Roca-Pérez, L., Marimón, L., 2011. Soil plate bioassay: An effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere* 84, 1-8.
- Boluda, R., Marimon, L., Atzeni, S., Mormeneo, S., Iranzo, M., Zueco, J., Gamón, M., Sancenón, J., Romera, D., Gil, C., Soriano, M.A., Granell, C., Roca, N., Bech, J. 2013. Occurrence of emerging contaminants in agricultural soils, sewage sludge and waters in Valencia (E Spain). *Geophysical Research Abstracts* 15, EGU2013-7998.
- Gamón, M., Sáez, E., Boluda, R., 2003. Direct and indirect exogenous contamination by pesticides of rice-farming soils in a Mediterranean wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 141-151.
- Microbics Corporation (1992). *Microtox® Manual*. Carlsbad, CA, USA.

Contribución de enmiendas elaboradas con compost y biochar en la capacidad de sorción de metales pesados en suelo de mina

R. Forján*, A. Rodríguez-Vila, V. Asensio, E. F. Covelo.

Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo, España; *rforjan@uvigo.es

Resumen

Una de las técnicas para enmendar suelos degradados o contaminados es la utilización de diversos tipos de residuos los cuales, a su vez, pueden contener metales como Cu, Pb y Zn. Por lo tanto, es importante determinar la capacidad de los suelos para retener estos metales así como comparar la capacidad de sorción entre un suelo enmendado y otro sin enmendar. El objetivo de este estudio es conocer el comportamiento químico de estos metales en el suelo una vez aplicada la enmienda y cómo afecta a la capacidad de sorción del mismo. Para este estudio se utilizaron como enmiendas una mezcla de compost y biochar (97:3) en distintas proporciones, las cuales se aplicaron sobre un suelo de la balsa de decantación de una mina de cobre. Los suelos enmendados con la mezcla compost:biochar presentaron una capacidad de sorción mayor que el suelo de la balsa, y sus isotermas de sorción mostraban una mayor afinidad hacia el Cu, Pb y Zinc que el suelo de la mina estudiado. Los resultados obtenidos mostraron que añadir una mezcla de compost y biochar favorece la retención de Cu, Pb y Zn en suelos de mina

Introducción

Los suelos de mina son suelos altamente degradados tanto física como químicamente, lo cual dificulta el desarrollo de vida sobre ellos. Esta degradación también interrumpe una de las funciones más importantes del suelo como es el secuestro de carbono. Además, los suelos de mina son un foco de contaminación que afecta, no solamente a la zona donde tuvo o tiene actividad la mina, sino también a zonas ubicadas a distancias considerables debido, por ejemplo, a la contaminación de las aguas freáticas como consecuencia del drenaje ácido de mina. Uno de los principales impactos de la minería sobre los suelos es su elevada concentración de metales tanto en forma pseudototal como asimilable para la vegetación. Por tanto, es importante conocer el comportamiento de estos metales en el suelo antes y después de intentar ser recuperado.

El uso de compost para aumentar el contenido de materia orgánica en suelos degradados es una técnica clásica que actualmente se está perfeccionando utilizando compost de mejor calidad. Estos compost se realizan con materiales que no tienen aportes extras de metales pesados o su contenido en los mismos en mínimo, ya que su elaboración ha de cumplir unos requisitos legislados y los residuos que se pueden utilizar con este fin están legislados (Decisión 573-2001, Ley 22/2011). El problema del compost es que el carbono aportado se pierde rápidamente debido a su bajo coeficiente recalcitrante, por ello en este trabajo hemos compaginado el uso de compost mezclándolo con diferentes proporciones de biochar. El biochar, a diferencia de las enmiendas clásicas elaboradas con residuos, contiene un C y N mucho más recalcitrante. El uso de estas enmiendas (compost más biochar) tiene un doble beneficio. Primero, devolver al ciclo biogeoquímico los componentes de los residuos utilizados y, por otro lado, obtener un aporte de materia orgánica al suelo, aumentar el pH y fijar los metales pesados.

El aporte de materia orgánica al suelo es importante ya que en estudios previos se demostró que el incremento de la misma produce un descenso del contenido de metales en forma asimilable (Karami et al., 2011). Esto es debido a que la materia orgánica es capaz de formar enlaces fuertes con los metales y por tanto retenerlos fuertemente en la estructura del suelo (Kabata-Pendias, A. 2001). Lo que aún no se ha estudiado en profundidad es el

comportamiento de estos metales en el suelo después de ser aplicadas las enmiendas previamente mencionadas. Ya que cada metal está en distinta proporción en el suelo y no todos tienen la misma toxicidad, el conocimiento de los procesos de sorción de los mismos nos puede aportar una información muy valiosa para saber cómo afectan realmente las enmiendas una vez aplicadas en el suelo. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue comparar la capacidad de sorción de metales en suelos tras aplicarles una técnica clásica de recuperación como es añadir compost y las más actuales como es añadir biochar. En este trabajo se han utilizado diferentes proporciones de una enmienda elaborada con compost y biochar (97:3) aplicada sobre un suelo de mina para así conocer cómo varía la sorción de los metales y poder estimar qué cantidades serían más idóneas sobre todo a la hora de utilizar biochar.

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio y enmiendas

La zona de muestreo está localizada en la mina de Touro, España (Lat/Lon (Datum ETRS89): 8° 20' 12.06" W 42° 52' 46.18" N). El clima de esta zona es el Atlántico (Oceánico) con una precipitación anual de 1886 mm (con una media mensual de 157 mm) y una temperatura media diaria de 12.6°C. La humedad relativa media anual es del 77% (AEMET, 2014). El compost y el biochar utilizados en este experimento son de tipo comercial.

2.2 Diseño experimental

Para la realización de este trabajo se seleccionó el suelo de la balsa de decantación originada por el proceso de flotación del cobre extraído en la mina de Touro (S) localizada en Touro (España). Este suelo fue enmendado con una enmienda (A) que estaba compuesta por una mezcla de compost y biochar (en una proporción 97:3). La enmienda A y el suelo S fueron mezclados en diferentes proporciones: 20, 40, 60% e introducidos en recipientes de vidrio de boca ancha. Se tomaron como control positivo la mezcla A y el suelo S como control negativo ambos al 100% y también se introdujeron en recipientes de vidrio. Tanto las mezclas como los controles se incubaron a capacidad de campo durante un mes.

1.3 Metodología analítica

Los datos para la construcción de las isotermas de los diferentes metales estudiados en este trabajo (Cu, Pb, Zn) se obtuvieron por el método de Alberti et al. (1997) y Gomes et al. (2001) modificado por Harter y Naidu (2001). Se utilizaron las disoluciones multielementales de Cu^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} nitrato (0.03, 0.05, 0.08, 0.1 y 0.5 mmol L⁻¹) conteniendo como electrolito de fondo NaNO_3 0.01 M (Vega et al., 2009). El sobrenadante fue analizado por ICP- AES (Perkin–Elmer Optima 4300 DV) para determinar las concentraciones de Cu, Pb y Zn. Las isotermas de sorción fueron construidas para cada metal representando la cantidad sorbida de metal por el muestra (μmol por g de suelo seco) frente a la concentración de metal en la disolución de equilibrio (μmol L⁻¹). Todos los experimentos de sorción fueron hechos por triplicado. Las isotermas fueron comparadas con los modelos de Langmuir y Freundlich y con los tipos de curvas descritos por Giles (1974). La capacidad total de sorción de las muestras para sorber Cu, Pb o Zn fue evaluada como la pendiente K_r propuesta por Vega et al. (2009).

1.4 Tratamiento estadístico

Los datos obtenidos en las determinaciones analíticas fueron tratados estadísticamente mediante el programa SPSS versión 19.0 para Windows. En estos análisis se compararon las diferencias entre tratamientos. Para ello se realizaron distintos análisis de varianzas (ANOVA) y pruebas de homogeneidad varianzas de las variables experimentales determinadas. En caso de homogeneidad de varianzas se realizó el test de “mínima distancia significativa” (DMS) como prueba post-hoc y en caso contrario se realizó la T3 de Dunnett.

2. Resultados y discusión

La figura 1 muestra los resultados de comparar las isotermas de sorción individual de Cu, Pb y Zn. En todos los casos la sorción del suelo S es nula por eso no fue representada, siendo superada siempre por las enmiendas SA en todas las proporciones utilizadas. Ninguna de las isotermas se ajustó a los modelos de Langmuir y Freundlich.

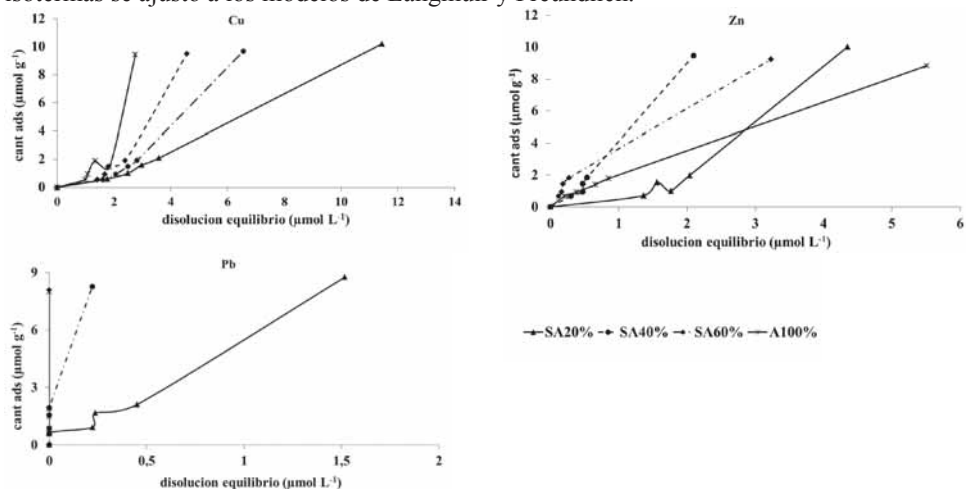


Figura 1. Isotermas de sorción de Cu, Pb y Zn

En el caso del Cu el control positivo A (compost y biochar) presenta una mayor afinidad por este metal, seguido por las mezclas con suelo de mina SA60%, SA40% y SA20%. Las isotermas de sorción de Cu de las diferentes proporciones y el control positivo no se ajustan a ninguna de las curvas propuestas por Giles et al. (1974). Como se puede observar en la figura 1, el control A y las enmiendas SA60%, SA40% son las que mayor afinidad presentan por el Pb. Las isotermas de plomo tanto del control A como SA60% y SA40% se ajustan a una curva de tipo H (Giles et al., 1974). En cuanto al Zn tanto SA40% como SA60% son las proporciones que más afinidad presentan por este metal. La isoterma de sorción de zinc de la enmienda SA60% se ajusta a una curva tipo L (Giles et al., 1974).

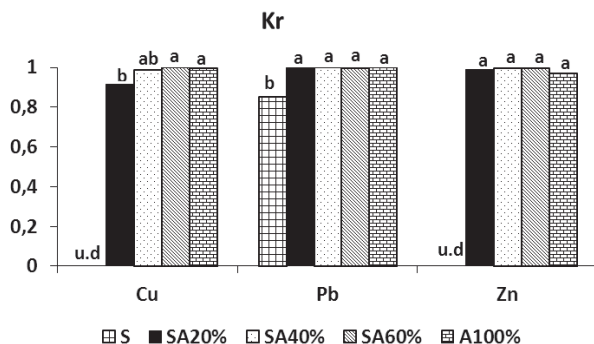


Figura 2. Representación de la capacidad de sorción K_r de Cu, Pb y Zn por las diferentes muestras.

Como se puede observar en la figura 2, las K_r obtenidas para el Cu reflejaron que el suelo S tiene una capacidad de sorción de cobre nula. Por otro lado la enmienda (A100%) mostró la misma capacidad de sorción de Cu que SA60% y 40%. Estas tres mezclas tienen más

capacidad de sorción de este metal que SA20% ($p < 0,05$). Las K_r obtenidas para el Pb reflejan que no existen diferencias significativas entre la capacidad de sorción para este metal entre todas las muestras que tienen enmienda. La muestra control, sin enmienda (S) sí que mostró una capacidad de sorción significativamente menor que las enmendadas ($p < 0,05$) (Fig. 2). Las K_r obtenidas para el Zn reflejaron que el suelo S tiene una capacidad de sorción de zinc nula. Todas las mezclas 20%, 40% y 60% y el control A mostraron la misma capacidad de sorción de zinc, la cual fue significativamente superior a la de S ($p < 0,05$) (Fig. 2). Los resultados obtenidos mostraron que añadir una mezcla de compost y biochar a suelos de mina degradados favorece la retención de elementos metálicos como Cu, Pb y Zn que pueden ser aportados por las enmiendas con las que son recuperados este tipo de suelos.

Bibliografía

- Alberti G, Cristini A, Loi A, Melis P, Pilo G. 1997. Copper and lead sorption by different fractions of two Sardinian soils, in: Prost, R. (Ed.), *Contaminated Soils: Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace-Elements*. INRA Editions, Paris, France.
- Catálogo Europeo de Residuos CER. a Decisión del Consejo Decisión 573-2001.
- Giles CH, Smith D, Huitson, A. 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. *I. Theoretical. J. Colloid Interf. Sci.* 47:755-765.
- Harter RD, Naidu R. 2001. An Assessment of Environmental and Solution Parameter Impact on Trace-Metal Sorption by Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 597.
- Kabata-Pendias, A. 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. CRC Press. E.E.U.U.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Karamia, N, Clemente R, Moreno-Jiménez E, Leppd N-W, Beesley L. 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials.* 191: 41-48.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013. AEMET. <http://www.aemet.es/es/portada>.
- Vega FA, Covelo EF, Andrade ML. 2009. Effects of sewage sludge and barley straw treatment on the sorption and retention of Cu, Cd and Pb by coppermine Anthropic Regosols. *Journal of Hazardous Materials.* 169: 36-45.

Fitorremediação assistida e combinada de escombrelras de pirite e *gossan* da mina de São Domingos

E.S. Santos^{1,2*}, M.M. Abreu¹, F. Macías³

¹Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Unidade de Investigação de Química Ambiental, Portugal

²Centro de Investigação em Ciências do Ambiente e Empresariais, Instituto Superior D. Afonso III, Portugal; *erika.santos@inuaf-studia.pt

³Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España

Resumo

Este estudo teve como objectivo avaliar, em ensaios em vaso, a eficiência de uma fitorremediação combinada de escombrelras de pirite e *gossan* através da aplicação de resíduos orgânicos e inorgânicos e desenvolvimento de *Lavandula luisieri* (Rozeira) Rivas-Martinez. Quatro Tecnosolos, contendo materiais de escombrelra de *gossan* e misturas de resíduos orgânicos e inorgânicos a 75 e 150 Mg/ha, foram aplicados sobre uma camada de cinzas de biomassa e brita calcária e estas sobre materiais de escombrelra de pirite em vasos de cerca de 30 cm de altura. Nos Tecnosolos foi semeada *L. luisieri* cujo desenvolvimento foi monitorizado durante um ano. As características químicas dos materiais dos Tecnosolos (pH, conductividade eléctrica e concentração de multielementar na fracção disponível), antes da sementeira (após um mês de incubação) e no final do ensaio, bem como as concentrações dos mesmos elementos nas raízes e parte aérea das plantas foram determinadas. Os Tecnosolos apresentaram, relativamente ao controlo, melhor estrutura bem como maiores valores de pH e concentrações de C_{orgânico} e nutrientes disponíveis para as plantas. Esta melhoria das características da escombrelra de *gossan* permitiu uma maior germinação e desenvolvimento das plantas ao longo do ensaio, independentemente do Tecnosolo usado. Apesar do aumento da concentração de Al na fracção disponível dos materiais, as plantas que aí cresceram não mostraram sinais de toxicidade. Tendo em conta a concentração dos elementos químicos na planta (no geral, as raízes apresentam concentrações semelhantes às da parte aérea, ou mesmo superiores), que são inferiores ao limite tóxico para os animais domésticos, e a ausência de sintomas de toxicidade as plantas de rosmaninho mostram ser adequadas para a fitoestabilização de escombrelras de *gossan* da mina de São Domingos. O isolamento natural dos materiais de escombrelra de pirite e o desenvolvimento das plantas nos Tecnosolos aplicados como cobertura permitiu uma diminuição da oxidação dos sulfuretos presentes na escombrelra. Consequentemente, a geração de drenagem ácida e dispersão, através dos lixiviados, de elementos potencialmente contaminantes foi fortemente atenuada ou mesmo impedida. Assim, a reabilitação integrada destes dois tipos de escombrelras mostrou ser adequada e sustentável.

Introdução

Em Portugal a exploração mineira na Faixa Piritosa Ibérica (FPI) data, em alguns casos, da época pré-romana, tendo-se estendido, com algumas interrupções, até ao século XX (Abreu et al., 2010). Desde este período, a maioria das minas encontram-se abandonadas gerando graves problemas ambientais e de saúde pública. São Domingos (SE de Portugal) é uma das minas da FPI que apresenta nível máximo de perigosidade ambiental (Matos e Martins, 2006). Nesta mina estimam-se 32 Mt de diversos materiais de escombrelra expostos de maneira irregular, sendo os britados de pirite aqueles que apresentam maior perigosidade devido à contínua oxidação dos sulfuretos existentes e geração de drenagem ácida (Abreu et al., 2010; Álvarez-

Valero et al., 2008). Assim, o problema ambiental presente na mina de São Domingos relaciona-se não só com as características extremas das escombrelas (elevadas concentrações totais de contaminantes, pH ácido e baixa fertilidade) mas, também, com a potencial geração de drenagem ácida. O baixo pH da drenagem ácida de mina aumenta a dissolução de fases sólidas o que promove a dispersão de elementos químicos potencialmente contaminantes para as áreas adjacentes (solos, sedimentos, águas) e, conseqüentemente, influencia negativamente a sobrevivência e/ou desenvolvimento da biodiversidade (Abreu et al., 2010). Embora algumas escombrelas sejam desprovidas de vegetação (ex. britados de pirite e algumas escórias), as escombrelas de *gossan* são colonizadas espontaneamente por plantas dos géneros *Erica*, *Cistus*, *Lavandula*, entre outros, o que contribui para a sua recuperação físico-química e biológica. A fitoestabilização é uma tecnologia de remediação *in situ* com baixo custo de implementação e elevada eficiência na reabilitação de áreas mineiras com contaminação multielementar (Abreu e Magalhães, 2009; Mendez e Maier, 2008). A aplicação de correctivos orgânicos/inorgânicos aos materiais de escombrelas pode promover o crescimento de vegetação e acelerar o processo de fitoestabilização (Abreu e Magalhães, 2009; Adriano et al., 2004). Assim, o sucesso da fitoestabilização de áreas mineiras da FPI, a longo prazo, pode residir na concepção de Tecnossolos, derivados de resíduos, específicos para cada situação particular (Tecnossolo *à la carte*) que influenciem os processos biogeoquímicos (Macías et al., 2011). Este estudo teve como objectivo avaliar a eficiência de uma reabilitação combinada de escombrelas de pirite e *gossan* através da aplicação de resíduos orgânicos e inorgânicos com vista ao desenvolvimento de *Lavandula luisieri* (vulgarmente designada por rosmaninho, alfazema ou lavandula).

Materiais e métodos

Amostras compósitas de dois tipos de escombrelas (britados e cinzas de pirite, e *gossan*) e sementes de *Lavandula luisieri* (Rozeira) Rivas-Martinez foram colhidas na área mineira de São Domingos. Os Tecnossolos elaborados continham materiais de escombrela de *gossan* (fracção <1 cm, EscG) e misturas, a 75 e 150 Mg/ha, contendo resíduos de agricultura (RAgr - substrato de morangueiro+restos vegetais de várias culturas de frutos silvestres, e LR - lã-de-rocha usada no cultivo de morangueiros) e resíduos resultantes da destilação de aguardente de medronho (Med) e de alfarroba (Alf). Quatro Tecnossolos (com quatro replicados cada) foram testados (Med75: EscG + (RAgr+LR+Med a 75 Mg/ha); Med150: EscG + (RAgr+LR+Med a 150 Mg/ha); Alf75: EscG + (RAgr+LR+Alf a 75 Mg/ha); Alf150; EscG + (RAgr+LR+Alf a 150 Mg/ha)). De modo a avaliar a eficiência destes Tecnossolos realizou-se também um controlo (*gossan* sem adição de resíduos). Devido às características físico-químicas dos materiais da escombrela de pirite e contínua geração de drenagem ácida (Santos et al., 2014), este ensaio foi montado (Figura 1) também com o objectivo de isolar esta escombrela, de uma maneira natural e com baixo custo, através da aplicação de camadas “isoladoras” de cinzas de biomassa e brita de rocha calcária.

Após um mês de incubação, colheram-se materiais de escombrela de *gossan* (controlo) e dos Tecnossolos (0-5 cm de profundidade) sendo depois semeado com 1 g de sementes/replicado de *L. luisieri*. O desenvolvimento das plantas foi monitorizado durante um ano, tendo sido realizados três desbastes, após dois, quatro e seis meses da sementeira, para minimização da competição das plantas. No final do ensaio (um ano após a sementeira) foram colhidas amostras de cada tratamento dos materiais de *gossan* da zona da rizosfera, e as plantas (raiz e parte aérea) que aí cresceram. Nestas plantas foi determinado: a altura da parte aérea, o número de flores, o número de ramos, e biomassa fresca da raiz e parte aérea.

Os materiais iniciais das escombrelas (<2 mm) e dos resíduos (fracção total) foram caracterizados relativamente à: composição química total multielementar (Activation Laboratories, 2014), concentração em N total, P e K extraíveis e C orgânico, pH e

condutividade eléctrica (EC). Nas amostras de gossan colhidas ao longo do ensaio (fracção <2 mm) foram determinadas as mesmas características que nos materiais iniciais (excepto concentração total) bem como a concentração de Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Pb, V e Zn na fracção disponível por F-AAS e do As por GF-AAS, após extracção com uma solução aquosa de ácidos orgânicos (Feng et al., 2005). Após secagem a 40 °C em estufa, as amostras vegetais foram moídas e determinadas, após digestão ácida com HNO₃ em microondas, as concentrações dos mesmos elementos químicos que nos solos. A concentração de N no material vegetal foi analisada por combustão com o equipamento LECO.

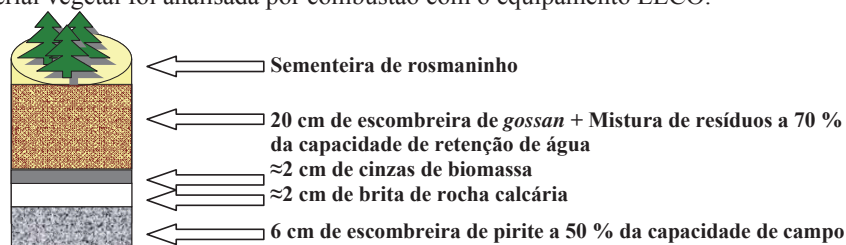


Figura 1. Esquema de montagem do ensaio.

Resultados e discussão

Os resíduos usados apresentaram características (Santos et al., 2014) consideradas adequadas à reabilitação ambiental da escombreira de *gossan*. Os materiais da escombreira de *gossan* apresentaram pH ácido (pH(H₂O) = 3,5; pH(KCl) = 3.2), baixa fertilidade (4.4 g C_{org}/kg; 0,2 g N/kg; <17,4 mg P/kg; 0,5 g K/kg) e elevadas concentrações totais (g/kg) de Al (20,9), As (10,0), Cu (0,3), Fe (236) e Pb (33,4), contudo estas características são menos extremas que as dos materiais da escombreira de pirite (Santos et al., 2014). As características químicas determinadas para os materiais de *gossan* estão dentro da gama de valores reportados para este tipo de resíduo (Álvarez-Valero et al., 2008). A aplicação de resíduos orgânicos e inorgânicos aumentou, comparativamente ao controlo, os valores de pH (5.0-6.0), as concentrações de C_{orgânico} (6,8-12,7 g/kg, consoante o tratamento e período de amostragem) e NPK (mg/kg - N: 252.1-514.1; P: 35.9-547.0; K: 85.9-308.6, consoante o tratamento e período de amostragem) bem como as concentrações de Ca, Fe, K, Mg, Mn e Zn na fracção disponível dos materiais de escombreira de *gossan*, tanto após um mês de incubação como no final do ensaio. Além disso, as concentrações de Cu e Pb na fracção disponível também diminuíram nos Tecno solos (mg/kg; Controlo - Cu: 1.7; Pb 15.6; Tecno solos - Cu: <1,0; Pb: <5,0). Apesar do aumento das concentrações de Al e As na fracção disponível dos Tecno solos (valores entre 3 e 48 vezes superiores, consoante o elemento, tratamento e período de amostragem), relativamente ao controlo (mg/kg; Al: 18,9 e 47,5; As: 0,3 e 0,1, antes da sementeira e no final do ensaio, respectivamente), estas parecem não influenciar a germinação e o crescimento das plantas. No final do ensaio, foi ainda visível uma melhoria da estrutura dos Tecno solos e a diminuição da humidade/encharcamento da camada de escombreira de pirite e ausência de sais.

A germinação no controlo foi de apenas 1 % sendo que, após um mês da sementeira, as poucas plântulas existentes morreram. Nos Tecno solos houve grande variabilidade na germinação (germinação: 15-18 % consoante o Tecno solo) e no desenvolvimento das plantas. Em geral, as características relacionadas com crescimento das plantas (altura, biomassa da raiz e parte aérea no final do ensaio e biomassa retirada nos desbastes) nos diferentes Tecno solos foram semelhantes, não havendo uma tendência clara entre o tipo de mistura de resíduos e taxa de aplicação e o maior desenvolvimento das plantas.

Independentemente do Tecnosolo, as concentrações de Al (849-1223 mg/kg), Cu (110-211 mg/kg), Fe (1606-3681 mg/kg) e Pb (230-459 mg/kg) na raízes foram maiores que na parte aérea (mg/kg; Al: 99-178; Cu: 6,6-7,5; Fe: 163-223; Pb: 17-27) enquanto que para o K (g/kg: Raiz: 9,2-13,3; Parte aérea: 14,7-17,5) e Mn (mg/kg - Raiz: 102-159; Parte aérea: 431-572) foi observado o contrário. Por outro lado, a concentrações do Ca, N, Na, Mg e Zn tiveram uma distribuição semelhante entre as raízes e a parte aérea. Na parte aérea do rosmaninho foram obtidas concentrações de As, Mn e Zn consideradas tóxicas para as plantas em geral (Kabata-Pendias, 2012; 5-20 mg As/kg, 400-1000 mg Mn/kg; 100-400 mg Zn/kg), contudo não foram visíveis sinais de toxicidade. Salienta-se ainda que as concentrações de As, Cu, Pb e Zn estão abaixo dos níveis máximos toleráveis para animais domésticos (NCR, 2005) o que minimiza o potencial risco de transferência para a cadeia alimentar e a bioacumulação.

Conclusão

Os Tecnosolos derivados de resíduos orgânicos e inorgânicos e materiais de escombreira de *gossan* foram promissores para o desenvolvimento de vegetação, nomeadamente de plantas de *Lavandula luisieri*. Esta espécie mostrou um comportamento de acumulação e translocação dos elementos químicos adequado ao seu uso na fitoestabilização de escombreiras de *gossan* da mina de São Domingos. O isolamento natural da escombreira de pirite, com cinzas de biomassa e brita de calcário, e o desenvolvimento das plantas nos Tecnosolos aplicados à superfície daquela permitiu uma diminuição da oxidação dos sulfuretos contidos nesta escombreira, da geração de drenagem ácida e a dispersão, por lixiviação, de elementos químicos potencialmente contaminantes. Assim, a reabilitação combinada destes dois tipos de escombreiras mostrou ser adequada e sustentável.

Bibliografia

- Abreu MM, Magalhães MCF. 2009. Phytostabilization of soils in mining areas. Case studies from Portugal. Em: Soil remediation (Aachen L, Eichmann P. eds.). Nova Science Publishers Inc., p. 297-344.
- Abreu MM, Batista MJ, Magalhães MCF, Matos JX. 2010. Acid mine drainage in the Portuguese Iberian Pyrite Belt. Em: Mine drainage and related problems (Brock CR ed.). Nova Science Publishers Inc., p. 71-118.
- Activation Laboratories. 2014. Code 1H-Au+48. Available em <http://www.actlabs.com/page.aspx?page=506&app=226&cat1=549&tp=12&lk=no&menu=64&print=yes2010>.
- Adriano DC, Wenzel WW, Vangronsveld J, Bolan NS. 2004. Role of assisted natural attenuation in environmental cleanup. *Geoderma* 122:121-142.
- Álvarez-Valero AM, Pérez-López R, Matos J, Capitán M.A, Nieto JM, Sáez R, Delgado J, Caraballo M. 2008. Potential environmental impact at São Domingos mining district (Iberian Pyrite Belt, SW Iberian Peninsula): evidence from a chemical and mineralogical characterization. *Environmental Geology* 55(8):1797-1809.
- Feng MH, Shan XQ, Zhang SZ, Wen B. 2005. A comparison of the rhizosphere based method with DTPA, EDTA, CaCl₂, and NaNO₃ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. *Environmental Pollution* 137:231-240.
- Kabata-Pendias A. 2012. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press. Boca Raton.
- Macías F, Macías-García F, Nieto C, Verde JR, Pérez C, Bao M, Camps-Arbestain M. 2011. Gestión de residuos y cambio climático. Em: *Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola* (Mosquera MEL, Osés MJS eds.). Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico de la Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 226 p.
- Matos JX, Martins L. 2006. Reabilitação ambiental de áreas mineiras do sector português da Faixa Piritosa Ibérica: estado da arte e perspectivas mineiras. *Boletín Geológico y Minero España*, 116:289-304.
- Mendez MO, Maier RM. 2008. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7:47-59.
- NCR - National Research Council. 2005. *Mineral Tolerance of Animals*. National Academies Press. Washington.
- Santos ES, Magalhães MCF, Abreu MM, Macías F. 2014. Effects of organic/inorganic amendments on trace elements dispersion by leachates from sulfide-containing tailings of the São Domingos mine, Portugal. Time evaluation. *Geoderma*. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.02.004

Biorrecuperación de un suelo agrícola contaminado por el herbicida diurón. Aplicación de dos compost, micronutrientes y HPBCD

M. Rubio-Bellido, J. Villaverde*, F. Madrid, E. Morillo

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, IRNAS-C.S.I.C., Apartado 1052, 41080-Sevilla, España; jvillaverde@irnase.csic.es

Resumen

Se han obtenido resultados de mineralización del herbicida diurón en un suelo de origen agrícola que había recibido durante años tratamientos con dicho herbicida, al cual se le han aplicado diferentes enmiendas con el objetivo de incrementar su total mineralización. Las enmiendas usadas en este estudio fueron: una solución de micronutrientes (SNs), dos enmiendas orgánicas compostadas una proveniente de lodos de depuradora mezclados con restos de poda (LDA) y otras de residuos sólidos urbanos (RSU), y una solución de hidroxipropil- β -ciclodextrina (HPBCD). Los primeros ensayos de mineralización confirmaron que la flora endógena del propio suelo estudiado necesita una activación, que se llevó a cabo con la aplicación de SNs, para provocar una mineralización significativa del herbicida, alcanzándose una cantidad mineralizada de diurón del 15,5% después de 150 días de ensayo, confirmándose de esta forma la potencialidad de dicho suelo para metabolizar diurón. A partir de estos resultados, se plantea la aplicación de enmiendas orgánicas compostadas, ya que se trata de una práctica habitual en suelos agrícolas, investigándose el efecto de dos enmiendas, LDA y RSU a distintas concentraciones (0.5, 2 y 4%, respecto al peso seco del suelo) sobre la mineralización de diurón. En general, se observó tanto un incremento en la tasa de mineralización del herbicida, como en la cantidad total mineralizada a mayores concentraciones aplicadas. Con el objetivo de mejorar los resultados de mineralización, se seleccionó una ciclodextrina (HPBCD) capaz de formar complejos de inclusión con diurón provocando un incremento en su solubilidad en agua, y por lo tanto aumentar la cantidad de herbicida presente en la solución del suelo, es decir, haciéndolo más biodisponible, y así conseguir un aumento en su tasa de mineralización. Ambas estrategias se aplicaron conjuntamente consiguiéndose los mejores parámetros cinéticos de mineralización, respecto a su empleo por separado.

Palabras clave: Diurón, HPBCD, enmiendas orgánicas, biodisponibilidad, biorrecuperación, bioestimulación, atenuación natural asistida.

Introducción

El diurón es un herbicida biológicamente activo que se encuentra frecuentemente en suelos agrícolas, agua y sedimentos. El diurón se une fuertemente a la materia orgánica del suelo, y como consecuencia, se degrada lentamente en el medio ambiente. Sin embargo, los procesos de biodegradación constituyen el principal mecanismo de disipación de diurón en suelos y en agua (Qureshi et al. 2008). Las ciclodextrinas (CDs), son oligosacáridos cíclicos constituidos por un número variable de unidades de glucosa unidas por enlaces α -(1,4) capaces de formar complejos de inclusión con numerosos compuestos hidrofóbicos, debido a su conformación toroidal o de "Donut", que delimita una cavidad relativamente apolar, mientras que el exterior presenta una naturaleza hidrofílica.

Este estudio presenta distintas estrategias respetuosas con el medioambiente para conseguir la completa mineralización del herbicida diurón, como la aplicación de diferentes enmiendas (compost y micronutrientes) y una solución de ciclodextrina (HPBCD) para aumentar la biodisponibilidad del herbicida y así conseguir acelerar su tasa de mineralización aprovechando la capacidad de atenuación natural de la flora endógena del propio suelo.

Material y métodos

Herbicida: diurón en polvo (pureza > 98%), suministrado por Sigma Aldrich (Madrid, España). El diurón marcado radiactivamente (anillo -U- ^{14}C) fue suministrado por el Instituto de Isótopos Co., Ltd., (Budapest, Hungary).

El suelo empleado fue un suelo franco arenoso (CRF) de uso agrícola, con un 74, 16 y 10% de arena, limo y arcilla, respectivamente, con un contenido en materia orgánica del 0.66% y pH 8.68. Para los ensayos de bioestimulación se empleó una solución de micronutrientes (SNs) compuesta por: $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, KBr , KCl , $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Fenlon et al. 2011). La ciclodextrina empleada fue hidroxipropil- β -CD (HPBCD) procedente de Cyclolab. (Budapest, Hungría), con una pureza química del 97%.

Como enmiendas orgánicas se emplearon dos compost, uno obtenido a partir de residuos sólidos urbanos (RSU) y otro de lodos de depuradora (LDD) mezclados con restos de poda de parques y jardines.

Ensayos de mineralización de ^{14}C -Diurón

Para estos ensayos se utilizaron respirómetros, constituidos por un cuerpo principal, donde en su parte inferior se coloca la muestra de suelo y en la parte superior del matraz un tapón perforado con una trampa de álcali suspendida, que servirá para atrapar la producción de $^{14}\text{CO}_2$. Los compuestos marcados y no marcados se añadieron a 10 g de suelo para obtener una concentración final de 50 mg kg^{-1} y una radioactividad de 450 Bq en cada respirómetro. Estos ensayos se realizaron en medio salino, (MSM 50 mL) con agitación continua. Se aplicaron tratamientos diferentes: Tratamiento a y b: aplicación de dos enmiendas a diferentes concentraciones (0,5%, 2% y 4% LDA y RSU, respectivamente). Tratamiento c y d: en presencia de HPBCD y de las enmiendas orgánicas al 4% LDA y RSU, respectivamente.

Los datos obtenidos de las curvas de mineralización ^{14}C -Diurón fueron ajustados y modelizados siguiendo las recomendaciones incluidas en la guía FOCUS (2006). Todas las mineralizaciones se ajustaron mejor a la cinética del modelo de Hockey-Stick (HS).

Resultados y discusión

En ausencia de micronutrientes (SNs) no se observó mineralización. En la Figuras 1a y b se muestran las curvas de mineralización de diurón en el suelo estudiado después de la aplicación de SNs. La cantidad global de mineralización fue del 15.5% durante el tiempo del ensayo. Con el objetivo de mejorar la tasa de mineralización del herbicida se emplearon dos enmiendas orgánicas, RSU y LDA, a diferentes concentraciones 0.5, 2 y 4%. (Figura 1a y b, Tabla 1). Al aplicar ambas enmiendas al 0,5% la cantidad mineralizada fue similar a aquella obtenida después de aplicar la SNs (13.6% y 13.4% para LDA y RSU, respectivamente). En cambio, se observó una clara mejora de los parámetros cinéticos al aplicarse al 2%, alcanzándose una cantidad mineralizada global del 24.5% y 14.6%, y al 4%, alcanzándose el 32.9% y 33.1% para LDA y RSU, respectivamente.

La fase lag y la DT_{50} para ambas enmiendas fueron disminuyendo a medida que se incrementaba la concentración aplicada de las mismas (Tabla 1). La fase lag tuvo una duración en el caso de la enmienda LDA a 0.5, 2 y 4%, de 60, 27 y 18 días, respectivamente, y para la enmienda RSU a 0.5%, 2% y 4% fue de 54, 49 y 18 días, respectivamente pudiendo concluir que el efecto sobre la fase lag fue similar. Las DT_{50} fueron alcanzadas para la enmienda LDA a 0.5, 2 y 4% después de 804, 360 y 240 días, respectivamente y, para la enmienda RSU a 0.5, 2 y 4% en 734, 660 y 244 días, respectivamente. Estas enmiendas orgánicas aportan materia orgánica disuelta (MOD) al sistema (3.5, 11.3 g kg^{-1} en LDA y RSU, respectivamente), la cual podría influir en la mejora de las tasas de mineralización observadas (Tabla 1) de dos formas distintas: como fuente de carbono para la flora endógena del suelo actuando entonces como bioestimulantes, o aumentando la fracción biodisponible de

diurón en el suelo, a través de su capacidad para actuar como surfactante natural aumentando la solubilidad del herbicida. Esta mejora en la biodisponibilidad del herbicida también podría ser debida a la competición entre la MOD y el herbicida por los sitios activos de adsorción del suelo (Williams et al. 2002). Para demostrar este aumento en la cantidad biodisponible de Diurón durante los ensayos de mineralización en presencia de ambas enmiendas se realizaron extracciones (Figura no mostrada) en las mismas condiciones que en los ensayos de mineralización. En el suelo con sólo SNs se determinó la presencia de un 0,96% del Diurón inicialmente añadido al suelo en solución, pero al aplicar las dos enmiendas orgánicas el resultado fue mayor, aunque parecido entre ambas (4,47 y 4,45% para LDA y RSU, respectivamente). En las mineralizaciones la extensión máxima de mineralización resultó ser prácticamente igual en ambas (32,92% y 33,05%, LDA y RSU, respectivamente).

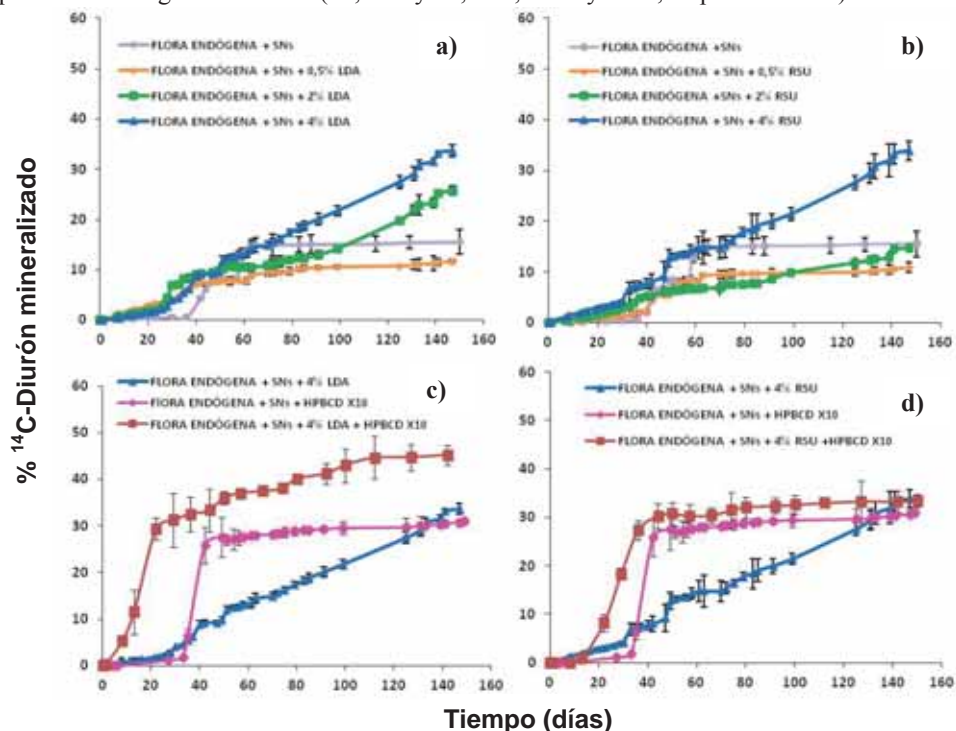


Figura 1. Curvas de mineralización de ¹⁴C-Diurón: a) y b) en presencia de dos enmiendas a diferentes concentraciones (0,5%, 2% y 4% LDA y RSU, respectivamente); c) y d) en presencia de HPBCD y de las enmiendas orgánicas al 4% LDA y RSU, respectivamente.

En la Figuras 1c y d y en la Tabla 1 se observan las curvas de mineralización del suelo en presencia de la SNs y HPBCD así como, en presencia de las dos enmiendas orgánicas estudiadas y aplicadas al 4%. Es destacable como en presencia de HPBCD se produce una importante reducción tanto de la fase lag como de DT₅₀ en el caso del compost LDA, debido esto al aumento de la fracción biodisponible de Diurón desde el inicio del experimento, lo que a su vez provoca un aumento en la velocidad de degradación. Esto se debe a la formación de un complejo de inclusión entre Diurón y la HPBCD, la cual aumenta la solubilidad del herbicida (Villaverde et al. 2012). Estos resultados confirman que para conseguir una eliminación significativa del herbicida Diurón en el suelo contaminado y aprovechando la capacidad de atenuación natural del mismo sería necesaria la intervención conjunta de

diferentes estrategias, como las investigadas en este estudio, mediante la aplicación de SNs que actuarían como bioestimulantes de la microflora presente en el suelo, y de agentes que provocan un aumento en la cantidad de herbicida biodisponible, como HPBCD y las enmiendas orgánicas estudiadas. La combinación de dichas técnicas provocó el mayor incremento de la tasa de mineralización y una importante reducción de la fase lag especialmente cuando el compost LDA fue aplicado, alcanzándose una mineralización global del herbicida del 46,5%.

Tabla 1. Parámetros cinéticos obtenidos a partir de las curvas de mineralización de ^{14}C -Diurón en el suelo CRF contaminado con 50 mg kg^{-1} y con 2 enmiendas orgánicas.

Tratamientos	Parámetros cinéticos ⁽¹⁾	Fase lag (días)	DT ₅₀ (días)	Extensión global de mineralización (%)
CRF + SNs	$K_1 = 5,1 \cdot 10^{-3}$; $k_2 = 0,9 \cdot 10^{-4}$; $tb = 68,0$	39	6297	15,5
CRF + SNs + 0,5% LDA	$K_1 = 8,6 \cdot 10^{-4}$	60	804	13,9
CRF + SNs + 2% LDA	$K_1 = 2,0 \cdot 10^{-3}$	27	360	24,5
CRF + SNs + 4% LDA	$K_1 = 3,0 \cdot 10^{-3}$	18	240	32,9
CRF + SNs + 0,5% RSU	$K_1 = 9,5 \cdot 10^{-4}$	54	734	13,4
CRF + SNs + 2% RSU	$K_1 = 1,2 \cdot 10^{-3}$	49	660	14,6
CRF + SNs + 4% RSU	$K_1 = 3,0 \cdot 10^{-3}$	18	244	33,1
CRF + SNs + HPBCD x10	$K_1 = 2,6 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 4,0 \cdot 10^{-4}$; $tb = 42,2$	33	1778	29,7
CRF+ SNs + HPBCD x10 + 4% LDA	$K_1 = 2,0 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 3,0 \cdot 10^{-3}$; $tb = 21,4$	11	174	46,5
CRF+ SNs + HPBCD x10 + 4% RSU	$K_1 = 2,5 \cdot 10^{-2}$; $k_2 = 3,6 \cdot 10^{-4}$; $tb = 40,2$	16	1606	33,2

(1) HS: modelo cinético de primer orden bifásico, Hockey-Stick. k_1 : tasa de mineralización hasta la tb (días⁻¹); k_2 : tasa de mineralización después de tb (días⁻¹); tb : tiempo al cual la tasa de mineralización se ralentiza (días).

Bibliografía

- Fenlon K.A., Andreou K., Jones K.C., Semple K.T. 2011. The extractability and mineralization of cypermethrin aged in four UK soils. *Chemosphere* 82, p. 187-192.
- FOCUS 2006. Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, p.434.
- Qureshi A., Mohan M., Kanade G.S., Kapley A., Purohit H.J. 2008. In situ bioremediation of organochlorine-pesticide-contaminated microcosm soil and evaluation by gene probe. *Pest Management Science* 65, p.798-804.
- Villaverde J, Posada-Baquero R, Rubio-Bellido M, Laiz L, Saiz-Jimenez C, Sanchez-Trujillo MA, Morillo E. 2012. Enhanced mineralization of diuron using a cyclodextrin-based bioremediation technology. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60, p. 9941-9947.
- Williams C.F., Letey J., Farmer W.J. 2002. Weight of dissolved organic matter-napropamide complex transported through soil columns. *Journal of Environmental Quality* 31, p. 619-627.

Contribución al estudio del comportamiento del arsénico en suelos de Galicia

M.C. Cañedo¹, F. Casás¹, R. Verde¹, R. Calvo de Anta^{1*}

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; * rcalvo.deanta@usc.es

Resumen

Se realizan isotermas de adsorción de As en 24 perfiles de suelos de Galicia sobre diferentes materiales geológicos, rocas básicas (gabros, anfibolitas, granulitas), ultrabásicas serpentinizadas y rocas graníticas. La adsorción de As está claramente favorecida en suelos sobre rocas básicas. Como ejemplo, para una dosis de 200 mg/l de As (2000 mg/kg) la adsorción es prácticamente total en suelos sobre rocas básicas, estando la relación adsorbido/soluble significativamente correlacionada con el contenido de formas no cristalinas de Fe y Al; en horizontes superficiales (Ah) el K_d presenta un valor medio de 576 l/kg. Los suelos sobre granitos y serpentinitas presentan una adsorción considerablemente menor que los anteriores. Para la misma dosis, en los horizontes superficiales sobre granitos el K_d medio es 120 l/kg, unas 5 veces inferior al obtenido en rocas básicas, y en serpentinitas desciende a 34 l/kg. La desorción de As en agua resulta muy baja, en general < 2% del As total adsorbido inicialmente (AsT_{ad}), y la desorción obtenida por desplazamiento con $K-PO_4$ oscila entre un 1 y un 10% del AsT_{ad} . Los resultados obtenidos apoyan las estimaciones de riesgo y los Niveles Genéricos de Referencia propuestos para As en suelos de Galicia (DOGA, 2009).

Introducción

El contenido de As en suelos naturales de Galicia oscila entre <2 a >170 mg/kg, con los valores más elevados en zonas de pizarras carbonosas; sobre otras rocas la concentración suele ser <40 mg/kg. El nivel de fondo medio (ponderado) en horizontes A resulta de 45 mg/kg. Los Niveles Genéricos de Referencia para As adoptados por la Comunidad Autónoma de acuerdo al RD 2005, se han fijado en 50 mg/kg (con excepciones), para la *protección de la Salud Humana*-todos los *Usos del suelo* y para la *protección de Ecosistemas* (DOGA, 2009) (Macías y Calvo de Anta, 2009). La biodisponibilidad de As en suelos está controlada de forma especial por los procesos de adsorción. Son abundantes los estudios que modelizan la adsorción sobre minerales individuales, como óxidos de Fe (Pierce & Moore, 1982), óxidos de Al (Anderson et al., 1975; Xu et al., 1991), filosilicatos, $CaCO_3$ (Golberg & Glaubig, 1988), etc. La adsorción en suelos ha sido estudiada, entre otros, por Smith et al., (2002); Violante & Pigna (2002); Jiang et al., (2005). Este estudio pretende obtener información relativa al comportamiento del As y, más concretamente, a la capacidad de adsorción de As en diferentes tipos de suelo de Galicia. El trabajo tiene como objetivo aportar datos útiles para la validación de los NGR_{As} fijados para los suelos de la Comunidad Autónoma de Galicia.

Material y métodos

Se han seleccionado perfiles de suelos de Galicia representativos de rocas básicas, ultrabásicas serpentinizadas (n=17) y rocas graníticas (n=7). Se trata de suelos ácidos (pH_{H_2O} : 4,5-5,3), con horizontes superficiales ricos en materia orgánica (C_o : 5-8%), de tipo *úmbrico*, y con *propiedades ándicas* en áreas de rocas básicas (Verde 2009; Calvo de Anta y Macías, 2000-2004).

Isotermas de adsorción de As

Sobre la fracción <2mm se realizaron isotermas de adsorción de As siguiendo un método de equilibrio en *batch* (en lote), según una serie de adición con disoluciones de 2-600 mg/l de As en relación suelo-disolución 1:10 (20-6000 mg/kg) (Saada et al., 2003). La disolución de

equilibrio fue analizada para As por EAA (Perkin-Elmer, modelo 4110 ZL con horno de grafito). Los análisis se hicieron por duplicado.

Desorción de As en agua y por desplazamiento con K-PO₄

Se determina sobre una selección de residuos de suelo (9 perfiles, 28 horizontes), tras el ensayo de adsorción y después de 8 meses de reposo. Se analizó la desorción de As en agua (relación suelo agua 1:10), procediendo de forma similar al apartado anterior y analizando la concentración de As en la disolución de equilibrio. El ensayo se realizó para la serie de adición 2, 4, 10, 20, 50 y 100 mg/l. Después del tratamiento anterior los residuos fueron extraídos con una disolución 1mM de una mezcla de KH₂PO₄/K₂HPO₄ (50:50) (Lin, 2000) (relación suelo-disolución desplazante 1:10) y similar procedimiento.

Resultados y discusión

Isotermas de adsorción

La adsorción de arsénico está claramente favorecida en suelos sobre rocas básicas (Fig. 1). En estos suelos las isotermas de adsorción se ajustan adecuadamente a la ecuación de Freundlich ($R^2 > 0,90$; n : 0,30-0,80) (1y Calvo de Anta, 2010). En los primeros términos de la serie la adsorción es total en todos los suelos y la constante K_d es >300 l/kg. Posteriormente, el K_d desciende hasta alcanzar la estabilidad As fijado/As disuelto (Fig. 2). Los valores más elevados se obtienen en hor.superficiales (Ah₁, Ah₂, etc.) de los suelos desarrollados sobre gabros, seguidos a bastante distancia de los de anfibolitas y granulitas. En granitos y, sobre todo, en serpentinitas, se observan las menores proporciones sorbido/soluble.

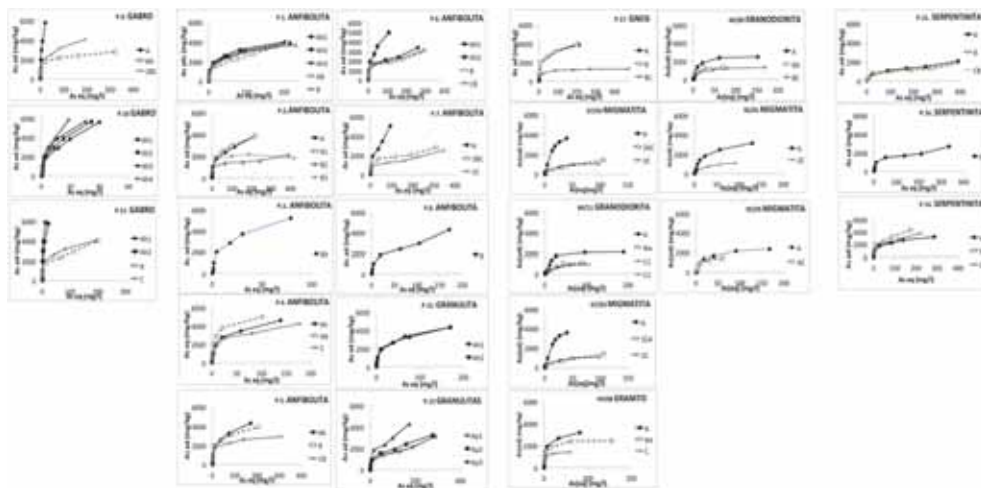
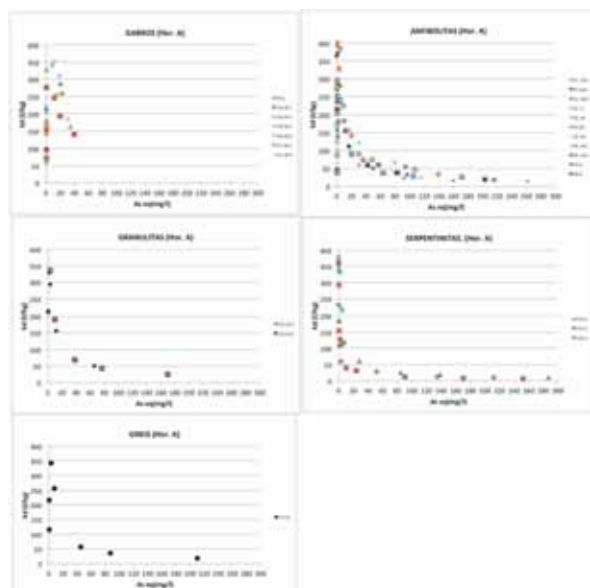


Figura 1. Isotermas de adsorción de As (serie de adición:2-600 mg/l; en rocas graníticas: 0,2-400 mg/l)

Sobre materiales graníticos los hor. superficiales también se ajustan, en general, al modelo de Freundlich (R^2 : 0,95-0,97; n : 0,90-1,0). En algunos casos, y sobre todo en hor. subsuperficiales, se reconoce un mejor ajuste a la ecuación de Langmuir (Gonzalez-Rodríguez y Calvo de Anta, 2010). La adsorción de As es considerablemente menor a la observada en rocas básicas. Como síntesis, para una dosis de 200 mg/l de As (2000 mg/kg) los horizontes superficiales sobre rocas básicas adsorben casi la totalidad (1600-2000 mg/kg) (Fig. 1) y el K_d presenta un valor medio de 576 l/kg. En horizontes AB y B₁, el K_d medio es 211 l/Kg, y en hor. B₂ y C resulta de 129 l/kg orden (Tabla 1). Para la misma dosis, en los horizontes

superficiales sobre granitos el K_d medio es 120 l/kg, unas 5 veces inferior al obtenido en rocas básicas; en profundidad desciende a valores de 38 y 14 l/kg, para horizontes (AB,B₁) y (B₂,C), respectivamente. En los suelos sobre serpentinitas, el K_d medio es 34, 122 y 59 l/kg, desde horizontes Ah a C, por este orden (Tabla 1).



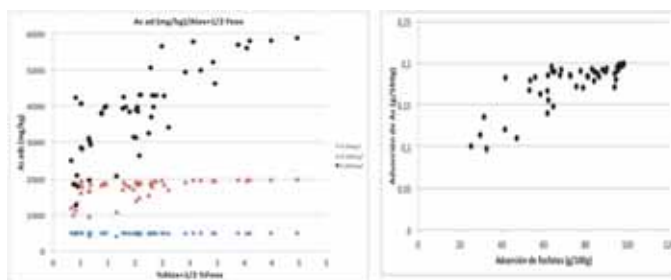
		K_d (l/kg)
V.Medio	Hor.A Basicas	576
	Hor AB	212
	HorC	129
V.Medio	Hor.A Serpentina	34
	Hor AB	122
	HorC	59
V.Medio	Hor.A Granitos	120
	Hor AB	38
	HorC	14

Tabla 1. Valores medios del coeficiente de partición K_d (l/kg) en suelos sobre diferentes materiales (valores correspondientes a la dosis de 200 mg/l de As).

Figura 2. Variación del coeficiente de partición K_d en hor. superficiales de rocas básicas y serpentinitas a lo largo del ensayo.

La adsorción de As está significativamente correlacionada con las formas reactivas de Fe y Al de bajo grado de cristalinidad (extracción con oxalato amónico 0,2 M) (Blakemore, 1983). Cuando el parámetro (%Alox+1/2%Feox) (a) es igual o superior a 0,4, todos los suelos presentan una capacidad de adsorción entorno a 500 mg/kg de As (Fig. 3, a). Al incrementarse las dosis de As las diferencias comienzan a manifestarse y, con la adición máxima, la adsorción se aproxima al 100% sólo cuando $a > 3,5$. Los resultados obtenidos guardan una estrecha relación con los observados para la adsorción de fosfatos (Fig. 3, b) (Verde, 2009).

Figura 3. (a) Relación entre la adsorción de As y el contenido de Al y Fe extraídos con oxalato amónico. (b) Relación entre la adsorción de As (dosis 200 mg/l) y de fosfato (Verde, 2009)

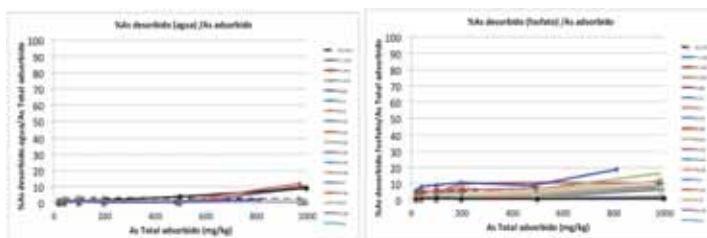


Desorción de As

La desorción de As en agua resulta siempre muy escasa en los primeros términos de la serie, normalmente inferior al 2% del As adsorbido inicialmente (AsT_{ad}). Para tasas de adsorción mayores, sólo en algunos casos se alcanza 10% del AsT_{ad} (Fig.4 a). La desorción provocada posteriormente por desplazamiento con K-fosfato, también es escasa, entre 0-10 % del As adsorbido inicialmente, en los primeros términos de la serie, y siempre inferior al 20% en las

dosis más elevadas. En algunos perfiles sobre rocas básicas, en ningún horizonte se alcanza el 3% de desorción. (Fig. 4 b).

Figura 4.(a): Desorción de As en agua : % de As desorbido respecto al Astotal adsorbido inicialmente (relación suelo agua 1:10); (b): Desorción de As por desplazamiento con K-fosfato.



Los resultados obtenidos en el extracto acuoso permiten hacer una simulación de riesgos en suelos contaminados con As. La mayor parte de los estudios consideran que la toxicidad en plantas se manifiesta a partir de una concentración en disolución de suelo de 0,01 mg/l. En el conjunto de los suelos estudiados, la relación As-soluble/As-adsorbido varía entre 0,0005 y 0,01 kg/l, de manera que el umbral de fitotoxicidad se alcanzaría con aportes de As entre 1 y 20 mg/kg. Dado que el contenido de fondo (medio) en suelos de Galicia es 45 mg/kg, se considera aceptable el valor establecido como NGRAs en para los suelos de la CCAA (50 mg/kg).

Bibliografía

- Anderson, M.A., Ferguson, J.F., Gavis, J. 1975. Arsenate adsorption on amorphous aluminium hydroxide. *Journal of Colloid and Interface Science* 54, 391-399.
- Blakemore, L.C.1983. Acid oxalate-extractable iron, aluminium and silicon. ICOMAND, Circular Letter, vol. 5. New Zealand Soils Bureau, Lower Hutt. Appendix 1.
- Cañedo, C. y Calvo de Anta, R. 2011. Comunicación personal.
- DOGA. Diario Oficial de Galicia. 2009. Decreto 60/2009, do 26 de febreiro, sobre solos potencialmente contaminados e procedemento para a declaración de solos contaminados.
- Goldberg, S., Glaubig, R.A. 1988. Anion sorption on calcareous montmorillonitic soil e arsenic. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1297-1300.
- González Rodríguez, S. y Calvo de Anta, R. 2010. Comunicación personal
- Jiang, W., Zhang, S., Shan, X., Feng, M., McLaren, R.G. 2005. Adsorption of arsenate on soils. Part 1: Laboratory batch experiments using 16 Chinese soils with different physiochemical properties. *Environ Pollut.* 138(2):278-84.
- Lin, Z. 2000. Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process. *Environmental Geology*, 39 (7), 753-759.
- Calvo de Anta, R. y F. Macías. 2000-2004. Mapa de Suelos de Galicia. Publ. Xunta de Galicia
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. 2009. Niveles Genéricos de Referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia. 2009, 229 pp.
- Pierce, M.L., Moore, C.B. 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Research* 16, 1247-1253.
- Saada, A., Breeze, D., Crouzet, C., Cornu, S., Baranger, P. 2003. Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and on kaolinite-humic acid complexes. Role of humic acid nitrogen groups. *Chemosphere*, 51 (8), 757-763.
- Smith, E., Naidu, R., Alston, A.M. 2002. Chemistry of inorganic arsenic in soils: II. Effect of phosphorus, sodium, and calcium on arsenic sorption. *Journal of Environmental Quality* 31, 557-563.
- Verde, R. 2009. Influencia de los factores de formación y uso del suelo en las propiedades ándicas. Formas y mecanismos de estabilización de carbono en suelos del noroeste de la península ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela
- Violante, A., Pigna, M. 2002. Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1788-1796.

Contenido y disponibilidad de cobre en suelos de viñedo de la comarca del Salnés

J.M. Galiñanes¹, F. Casás , R. Calvo de Anta^{1*}

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; * rcalvo.deanta@usc.es

Resumen

Se analizan suelos de viñedo de *albariño* de la comarca del Salnés (Pontevedra) sometidos a uso reiterado de productos fitosanitarios ricos en Cu. El contenido de Cu-suelo oscila entre 23 y 258 mg/kg, superior al de suelos tomados como referencia (<10 mg/kg). La mayoría de las parcelas superan los Niveles Genéricos de Referencia para Cu en suelos agrícolas, fijados por la Comunidad Autónoma de Galicia en 50 mg/kg de Cu (DOGA, 2009), es decir, requieren una *Valoración de Riesgos*. Un estudio de fraccionamiento de Cu pone de manifiesto que prácticamente la totalidad del Cu-suelo está en forma no-disponible. Aproximadamente un 55% es Cu residual (no extraíble) y/o fuertemente adsorbido sobre oxihidróxidos de Fe y Al. La otra mitad está representada por Cu complejoado por materia orgánica (35-60%). La fracción biodisponible es muy baja (<0,05% de Cu total); en valores absolutos el Cu_{CIC} resulta <0,003 cmol_e/kg y la concentración de Cu en la disolución de equilibrio está entre 0,02 y 0,13 mg/l. El manejo de estos suelos influye positivamente en el control del Cu, al aplicar enmiendas calcáreas que mantienen el pH a valores >5,5 y abonos orgánicos que facilitan las reacciones de complejación Cu-MO. La situación pésima se reconoce en una parcela abandonada, acidificada y con alto contenido en Cu, que presenta una concentración de Cu-soluble de 0,13 mg/l (dentro del rango considerado fitotóxico). Por último, se ha realizado una modelización de riesgos considerando un posible escenario futuro de abandono y establecido una ecuación predictiva de Cu-soluble frente al contenido de Cu-suelo a diferentes valores de pH; a partir de esta ecuación, se han definido valores Guía de Cu para estos suelos.

Introducción

El contenido de Cu en suelos naturales de Galicia oscila entre <50 mg/kg sobre rocas ácidas, 10-100 mg/kg en rocas básicas y 40-400 mg/kg en rocas ultrabásicas (Macías y Calvo de Anta, 2009). En los viñedos la aplicación de productos fitosanitarios ricos en Cu se realiza en todas las campañas, variando las cantidades y la frecuencia de la aplicación. De forma indirecta el suelo recibe una parte de esta aplicación, reconociéndose en la actualidad un incremento neto de Cu, sobre todo en horizontes superficiales, en los suelos de viñedo de Galicia (García-Rodeja y Fontenla, 1990). En la comarca del Salnés (Pontevedra) una gran parte del suelo cultivable está ocupado por plantación de uva albariña, englobada dentro de la Denominación de Origen *Rías Baixas*. Los objetivos de este estudio son: (1) Analizar el incremento de Cu en los suelos de viñedo de la comarca del Salnés. (2) Establecer la especiación del Cu-suelo y la biodisponibilidad en parcelas con diferente manejo. (3) Estimar riesgos probables a largo plazo, suponiendo un cambio de escenario de Uso del suelo.

Material y métodos

Se han seleccionado 17 parcelas de suelo de viñedo sobre materiales graníticos, representativos de la Comarca del Salnés teniendo en cuenta los datos disponibles (edad, historial, tipo y dosis de tratamiento, etc.), muchos de ellos proporcionados por la bodega Martín Codax. Los suelos fueron recogidos en noviembre de 2012, finalizada la vendimia. Cada muestra está constituida por una mezcla de 4 submuestras, tomadas bajo las vides a una profundidad entre 10-20 cm. Paralelamente, se han analizado 6 suelos de referencia, tomados en la misma zona y libres de tratamiento. Sobre las muestras de suelo seco al aire y tamizado

(<2mm) se han realizado análisis para pH_{H_2O} , %C, %N (LECO), Cu-total (digestión ácida con HNO_3 , HCl y HF a alta temperatura, en microondas) y determinación de Cu por EAA, Cu-semi total (digestión con HNO_3 y HCl), Cu extraído con oxalato (Blakemore, 1981), Cu extraído con Na-pirofosfato (Bascomb, 1968), Cu-intercambiable (Peech et col., 1947), Cu soluble en agua (relación 1:20, 3 días de contacto). Finalmente se ha realizado un ensayo de simulación de acidificación de suelos, añadiendo alícuotas de HCl $10^{-3}M$ hasta obtener un pH estabilizado dentro del rango 4,5-5,0, el pH habitual en los suelos naturales de la zona. Sobre estas muestras se repitió el análisis de Cu soluble en agua (relación 1.20).

Resultados y discusión

Análisis generales

Las principales diferencias observadas entre las parcelas de viñedo y los suelos de referencia son la modificación del estado ácido-base, contenido de materia orgánica y contenido de Cu. Frente a un pH_{H_2O} que oscila entre 4,5 y 5,0 en los suelos de referencia, en los viñedos el valor medio de pH es 7,7, reflejo de una enmienda calcárea que en estas parcelas se evidencia por la presencia generalizada de una capa superficial de concha de mejillón. El contenido de C oxidable en los suelos de viñedo varía entre 1,1 y 4,7 %, con un promedio de 2,7%. Estos valores, netamente inferiores a los observados en los suelos de referencia no cultivados (9% C), también están afectados por enmiendas orgánicas (estiércol, algas marinas, etc.); como norma general en la zona, se procede al abonado cuando el contenido en materia orgánica es <4%. El contenido medio de Cu en los suelos de referencia oscila entre 5-7 mg/kg (dentro del rango habitual en los suelos naturales sobre materiales graníticos de Galicia). En las parcelas de viñedo el Cu-total oscila entre 13 y 258 mg/kg, de un orden similar al observado en otras zonas de viñedo de Galicia (Rodríguez Lovelle, 1993; Novoa Muñoz et al.2007). La mayoría de los suelos superan los Niveles de Genéricos de Referencia para Cu en suelos agrícolas, fijados por la Comunidad Autónoma de Galicia en 50 mg/kg de Cu (DOGA, 2009) (Macías e Calvo de Anta, 2009), es decir, que requieren una *Valoración de Riesgos* para establecer la posibilidad de afección secundaria a sistemas sensibles asociados (organismos, aguas superficiales y subterráneas, etc.).

Fraccionamiento del Cu-suelo

Un estudio de fraccionamiento de Cu pone de manifiesto que prácticamente la totalidad del Cu-suelo está en forma no-disponible (Fig. 1). En todos los suelos la fracción más elevada es el Cu extraído con Na-pirofosfato, en forma de complejos Cu-MO (un 50% del Cu-suelo), resultado que pone de manifiesto la oportuna adición de enmienda orgánica a estos suelos de viñedo. No se observa relación significativa entre Cu_p y C_p , dada la importancia que adquieren en estos suelos otros elementos metálicos ligados al C, con correlaciones altamente significativas C_p/Al_p , Fe_p . En todo caso, no parece que el contenido de C esté al límite de comprometer la adsorción de Cu, obteniéndose altas fracciones Cu_p/Cu -suelo (40-60%) en todo el intervalo de C_p (0,5-2,7%).

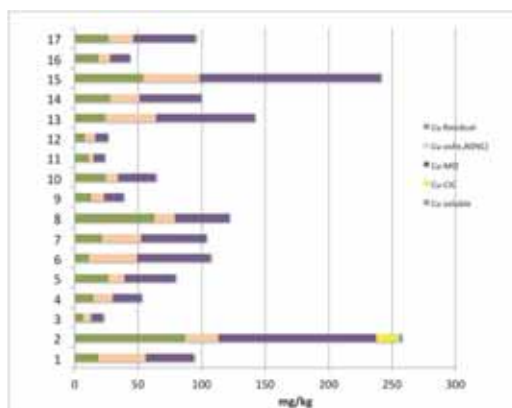


Fig. 1. Fraccionamiento del Cu en las parcelas de viñedo

Junto al Cu-MO, la otra mitad del Cu-suelo está representada por una fracción todavía menos biodisponible, Cu-residual, no extraíble. Una parte de esta fracción (5- 7%) se corresponde con el fondo natural de Cu en estos suelos; el resto (45-50 % del Cu-suelo) podría estar adsorbida sobre oxihidróxidos de Al y Fe cristalinos o amorfos o sobre la fracción arcilla. La fracción biodisponible es muy baja (<0,05% de Cu total). En términos absolutos el Cu_{CIC} resulta <0,003 cmol/kg y la concentración de Cu en la disolución de equilibrio oscila normalmente entre 0,02 y 0,06 mg/l (Fig.2), por debajo del umbral considerado fitotóxico (en el intervalo 0,095-0,286 mg/l). El control del pH por enmiendas calcáreas influye favorablemente sobre los procesos de adsorción y baja solubilidad de Cu en estos suelos. Sólo en una parcela del estudio (p. 2) se registran concentraciones de riesgo (0,13 mg/l), un viñedo abandonado, con un pH de 5,1 y altos contenidos de Cu (258 mg/kg).

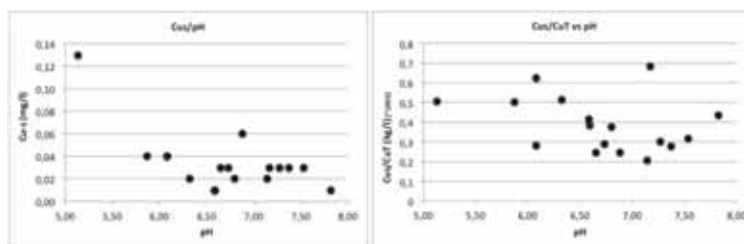


Fig 2. (a) Cu soluble en agua vs pH. (b) Variación de la relación Cu soluble/Cu total) frente al pH de la disolución.

Modelización de riesgos

A partir de los resultados obtenidos se realizó una simulación de riesgos probables por cambio del escenario actual, concretamente la modificación del estado ácido-base por un eventual abandono de los suelos de viñedo. Un ensayo de acidificación forzada a valores de pH 4,5-5,0 provocó un aumento de la concentración de Cu-soluble. El mejor ajuste obtenido Cu_s/Cu_T resultó la ecuación polinomial: $Cu_s/Cu_T = 0,008pH^2 - 0,0099pH + 0,0308$ (1) (Fig. 3a) desde la que se estableció la ecuación predictiva: $Cu_s = Cu_T (0,008pH^2 - 0,0099pH + 0,0308)$ (2). La validez de esta ecuación se evaluó por comparación entre los valores de Cu_s medidos y los calculados desde la ecuación (2) (Fig. 3b). Nuevamente la p.2 muestra un comportamiento diferente, no adaptándose al ajuste observado para el resto de los suelos.

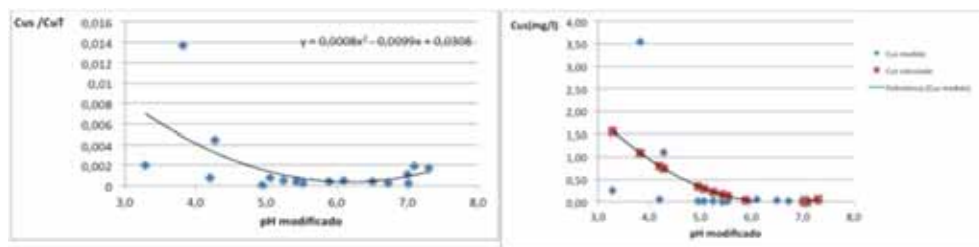


Fig.3. (a) Variación del coeficiente de partición K_d (kg/l) frente al pH del suelo (modificado). (b) Comparación entre el Cu soluble medido y calculado a partir del ajuste obtenido en la Fig a

A partir de la ecuación (1) se estimaron valores de solubilidad para diferentes contenidos de Cu-suelo (20-300 mg/kg) y rango de pH (3,0-7,5) (Tabla 1).

Tabla 1. Modelización de Riesgos de solubilidad de Cu en suelos de viñedo de la comarca del Salnés (en sombreado: valores que superan el límite de toxicidad (>0,15 mg/l)

Cu-Total _{mg/kg}	20	40	60	80	100	120	140	160	180	200	250	300
pH	Cu-Sol (calculado) (mg/l)											
3,0	0,16	0,33	0,49	0,66	0,82	0,98	1,15	1,31	1,48	1,64	2,05	2,46
3,5	0,12	0,23	0,35	0,47	0,59	0,70	0,82	0,94	1,05	1,17	1,46	1,76
4,0	0,08	0,16	0,23	0,31	0,39	0,47	0,55	0,62	0,70	0,78	0,97	1,17
4,5	0,05	0,09	0,14	0,19	0,23	0,28	0,33	0,38	0,42	0,47	0,59	0,70
5,0	0,02	0,05	0,07	0,10	0,12	0,14	0,17	0,19	0,22	0,24	0,30	0,36
5,5	0,01	0,02	0,03	0,04	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,11	0,14
6,0	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03
6,5	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05
7,0	0,01	0,02	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,10	0,11	0,12	0,15	0,18
7,5	0,03	0,06	0,09	0,12	0,15	0,17						

Los valores Guía que resultan de esta modelización son los siguientes:

pH 4,5: Carga Crítica= 80 mg/kg de Cu-suelo.

pH 5,0: Carga Crítica=160 mg/kg de Cu-suelo.

pH >5,5: Nivel de seguridad >300 mg/kg de Cu-suelo (Carga Crítica propuesta=300 mg/kg de Cu-suelo)

Bibliografía

- Bascomb, C. 1968. Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in spils pf various groups. *Journal of Soil Science*, 19- 251-256.
- Blakemore, L.C.1983. Acid oxalate-extractable iron, aluminium and silicon. ICOMAND, Circular Letter, vol. 5. New Zealand Soils Bureau, Lower Hutt. Appendix 1.
- DOGA. Diario Oficial de Galicia. 2009. Decreto 60/2009, do 26 de febreiro, sobre solos potencialmente contaminados e procedemento para a declaración de solos contaminados.
- García Rodejo, E. y Fontenla A. 1990. Al, Cu Zn y Mn en suelos de viñedo de la comarca del Ulla (A Coruña, Galicia). I Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas. Vol IV, 396-401.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. 2009. Niveles Genéricos de Referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia. 2009, 229 pp.
- Nóvoa Muñoz, J.C., G. Queijeiro, J.M., Blanco Ward, D., Álvarez Olleros, C., Martínez Cortizas, A., García Rodeja, E. 2007. Total copper content and its distribution in acid vineyards soils developed from granitic rocks. *Science of the Total Environment*. 378: 23-27
- Peech, L., Alexander, L.T., Dean, L.A. 1947. Methods of soil analysis for soil fertility investigations. USDA Cir. nº 757.
- Rodríguez Lovelle, B., García-Rodeja Gayoso, E., Fontenla González, A., González Mantilla, J.L. 1991. Los suelos de viñedo de Galicia. Un ejemplo de la vitivinicultura en suelos ácidos. *Vitivinicultura*, 6; 25-37.

Estudio de la retención de fosfatos en un Tecnosol

D. Bolaños Guerrón¹, J.R. Verde¹, F. Macías-García², J. Antelo¹, F. Macías¹

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; darioroberto84@hotmail.com

²Centro de Valorización Ambiental del Norte, CVAN

Resumen

Se determinó la capacidad máxima de adsorción de fosfatos en un Tecnosol con propiedades ándicas. El Tecnosol fue diseñado, formulado y elaborado para reducir las concentraciones de P en sistemas acuáticos, contribuyendo a la reducción de la eutrofización y sus consecuencias nocivas. Después de seis meses sumergido en aguas del río Limia, la capacidad de adsorción del Tecnosol apenas disminuyó. Por este motivo, se decidió realizar un ensayo de adsorción en laboratorio y someter el Tecnosol a ciclos de aporte de P. Para simular condiciones naturales en aguas eutrofizadas, los ensayos se realizaron con concentraciones de 1 mg.L⁻¹, mientras que para monitorizar la respuesta a condiciones extremas se añadieron también dosis de 100 mg.L⁻¹ en paralelo. Para contrastar el efecto que tuvo ese periodo sumergido en agua sobre el Tecnosol se utilizaron dos grupos de muestras: el Tecnosol usado y el mismo Tecnosol conservado sin uso. La máxima de adsorción del Tecnosol sin usar puede llegar a 7500 mg.kg⁻¹.

Introducción

El fósforo (P) se retiene en el suelo mediante procesos de adsorción física, quimisorción, intercambio iónico, precipitación superficial y precipitación en fase sólida separada. De forma general puede considerarse este conjunto de procesos como reacciones de adsorción y precipitación (Sample, et al., 1980), o utilizar el término de sorción para integrarlos. La adsorción y la precipitación se presentan conjuntamente, siendo uno de los dos procesos el que tendrá mayor efecto de acuerdo con las concentraciones de P, tiempo de contacto y tipo de mineral que constituye el suelo. (Olsen & Khasawneh, 1980). A concentraciones bajas de P se produce una adsorción, predominantemente irreversible, con enlaces binucleares muy fuertes, a las que siguen enlaces mononucleares posiblemente reversibles. A altas concentraciones de P las reacciones que dominan son las de disolución-precipitación, pudiendo aparecer nuevas fases cristalinas. La adsorción de P por el suelo responde a un mecanismo complejo en el cual existen procesos que se producen de forma casi inmediata, mientras que existen otros que conllevan algo más de tiempo, pudiendo llevar al P hacia el interior de las partículas (fenómeno de oclusión), disminuyendo su disponibilidad (McGechan & Lewis, 2002). Existen diferentes factores que influyen en la adsorción, entre los cuales destacan: (1) pH, que influye sobre los mecanismos iónicos (Barrow, 1984); (2) tipo de suelo, suelos con elevada composición de finos tienen gran capacidad de adsorción debido a la superficie específica de minerales de la arcilla así como de óxidos; (3) cantidad de coloides orgánicos, los cuales proporcionan espacios para la adsorción de P (De Willigen, et al., 1982; Ehgball, et al., 1996); (4) un alto contenido de oxi-hidróxidos de hierro y/o aluminio de bajo grado de orden genera una alta capacidad de amortiguamiento y de adsorción (Bowden, et al., 1977). En dos afluentes del río Limia se colocó Tecnosol para adsorber fosfatos, con la finalidad de evitar “blooms” de cianobacterias en el embalse de As Conchas (Bolaños Guerrón & Macías, 2014). La retención de fosfatos del Tecnosol no tiene precedentes, debido principalmente a la composición específica que se formuló para este caso. Cada uno de los componentes fue añadido con la finalidad de potenciar las propiedades ándicas del suelo base.

Material y métodos

Con la finalidad de comparar, se realizó el estudio con dos muestras: Tecnosol sin usar y el Tecnosol que presentó la máxima retención en el proyecto de Xinzo da Limia (Bolaños Guerrón & Macías, 2014). La muestra de suelo se mezcla y tamiza por 2 mm, para posteriormente extraer 5 gramos de suelo de cada tipo de Tecnosol. Sobre cada muestra se añadieron 25 ml de disolución en cada ciclo de iteración. De acuerdo con la finalidad del ensayo, después de la extracción del sobrenadante debe recuperarse el suelo. Tratando de emular las concentraciones de P presente en sistemas naturales, se establece que una de las concentraciones será 1 mg.kg^{-1} . En base a los parámetros obtenidos en Xinzo da Limia y con la finalidad de determinar la eficiencia del Tecnosol ante probables niveles críticos de eutrofización, se establece que en paralelo, a otro grupo de muestras se les añadirán dosis de 100 mg.kg^{-1} . Para determinar la concentración de fosfatos en el sobrenadante se empleó el método de azul de Molibdeno, (Southern Cooperative Series Bulletin, 2000). Se determinó el pH en NaF (Fieldes & Perrot, 1966). Los experimentos fueron realizados por duplicado para comprobar la reproducibilidad.

Resultados y discusión

Dosis 1 mg.kg^{-1}

La variación de pH en ambos Tecnosoles con dosis de 1 mg P.kg^{-1} se presenta en la Figura 1.

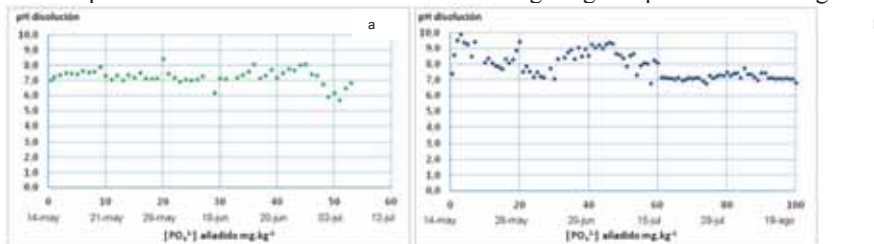


Figura 1. Variación de pH con 1 mg.kg^{-1} a) Tecnosol sin usar b) Tecnosol usado fechas de 2013

Para el Tecnosol sin usar los valores de pH varían en torno a 7, encontrándose un valor medio de pH 7,2 a lo largo del ensayo. Para el Tecnosol usado, al inicio de las reacciones existe mucha variabilidad del pH, con valores superiores (>2 unidades) a los del Tecnosol sin usar. La inestabilidad se observa desde el inicio hasta alrededor de 28 mg P.kg^{-1} . Para una continuación encontrar un comportamiento parabólico hasta estabilizarse en torno a pH 7 a partir de los 60 mg P.kg^{-1} . El promedio fue pH 7,9 a lo largo del ensayo. Los resultados de las concentraciones de PO_4^{3-} adsorbido se presentan en la Figura 2.

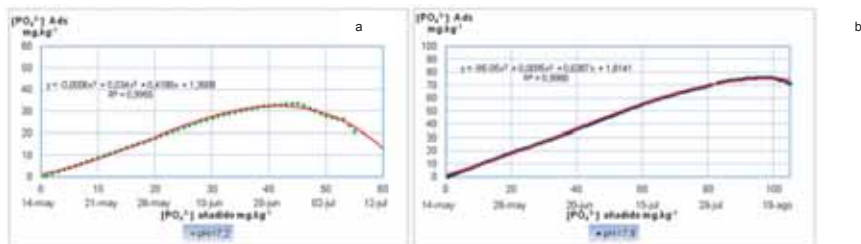


Figura 2. $[\text{PO}_4^{3-}]$ adsorbida a) Tecnosol sin usar b) Tecnosol usado

El Tecnosol sin usar adsorbió aproximadamente el 95% de la concentración administrada hasta llegar a 30 mg.kg^{-1} . En el siguiente tramo mantiene una eficiencia media de 48% hasta que llega a su punto máximo en 44 mg.kg^{-1} . Del total de fosfato aportado, el Tecnosol usado fue capaz de adsorber un 95% hasta llegar a 60 mg.kg^{-1} . A continuación se mantuvo la

capacidad de retención de fosfato en 70%, y después de 80 mg.kg⁻¹ disminuyó su rendimiento hasta el punto de saturación en 98 mg.kg⁻¹. En comparación, el Tecnosol utilizado en Xinzo da Limia demostró un mejor rendimiento ante la administración de fosfato en dosis de 1 mg.kg⁻¹ en cada ciclo de recarga, alcanzando el doble de concentración retenida respecto a la misma mezcla de Tecnosol sin utilizar. La principal diferencia entre ambos Tecnosoles es el pH de la disolución, lo cual puede producir no sólo la diferencias en los procesos de adsorción sino también diferencias en cuanto a la posible precipitación de fosfato en forma de CaHPO₄ (logK_{ps}=-18,9). Hay que tener en cuenta que las concentraciones de Ca en los lixiviados de este tipo de Tecnosoles suelen ser superiores a 200 mg.L⁻¹.

Dosis 100 mg.kg⁻¹

La variación de pH con dosis de 100 mg.kg⁻¹ se presenta en la Figura 3. A lo largo de todo el análisis el valor de pH del Tecnosol sin usar tuvo ligeras variaciones entre 7 y 8, encontrándose un valor promedio de 7,5.

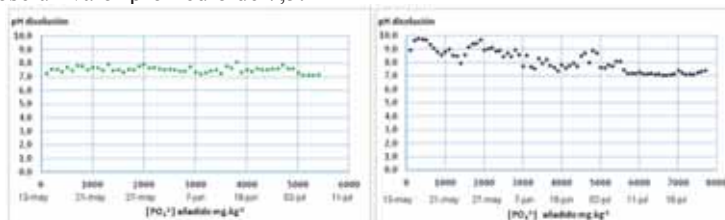


Figura 3. Variación de pH con 100 mg.kg⁻¹ a) Tecnosol sin usar b) Tecnosol usado

Las variaciones de pH para el Tecnosol usado estuvieron entre 8 y 10 en la primera fase (hasta alcanzar los 3000 mg.kg⁻¹ de fosfato añadido). A partir de esta concentración y hasta alcanzar los 6000 mg.kg⁻¹ el valor de pH osciló entre 7 y 9, para posteriormente estabilizarse en torno a pH 7 hasta llegar a la saturación. El valor promedio fue 8,1 a lo largo de todo el ensayo. Los resultados de las concentraciones de PO₄³⁻ adsorbido se presentan en la Figura 4.

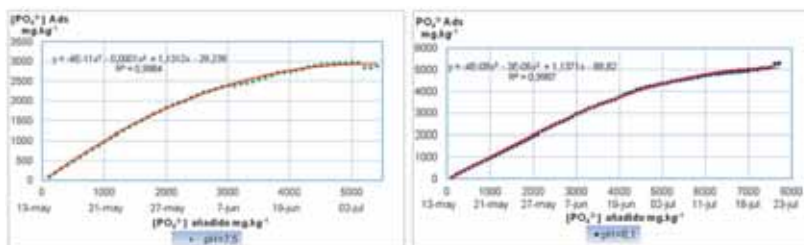


Figura 4. [PO₄³⁻] adsorbida a) Tecnosol sin usar b) Tecnosol usado

Entre 0 y 1000 mg.kg⁻¹ de fosfato añadido, el Tecnosol sin usar adsorbió el 100% de la concentración. Entre 1000 y 2000 mg.kg⁻¹ la adsorción fue de 85%; entre 2000 y 3000 mg.kg⁻¹ el rendimiento fue de 57% y continúa reduciéndose hasta alcanzar el punto de saturación con 5000 mg.kg⁻¹. Desde el inicio y hasta 3000 mg.kg⁻¹ la adsorción de P del Tecnosol usado es total. A continuación entre 3000 y 4000 mg.kg⁻¹ el rendimiento es 78%; entre 4000 y 5000 mg.kg⁻¹ la eficiencia decae hasta 60.7%; entre 5000 y 6000 mg.kg⁻¹ la adsorción fue de 39.9% y alcanza su punto de saturación en 7500 mg.kg⁻¹. En cuanto a la capacidad máxima de adsorción, el Tecnosol usado triplicó el rendimiento respecto al Tecnosol sin usar. El punto de saturación del Tecnosol usado fue a 7500 mg.kg⁻¹, superando en 50% los 5000 mg.kg⁻¹ que alcanzó el otro. Al igual que en el caso anterior la principal diferencia entre ambos Tecnosoles es el pH de trabajo, siendo mayor en el Tecnosol usado lo cual favorece una mayor precipitación de fosfato. De esta forma el P es retenido en este Tecnosol mediante dos procesos: adsorción y precipitación superficial.

El pH_{NaF} del Tecnosol sin usar fue 11,02 y del usado fue 11,63, considerándose ambos positivos al ser >10 , lo cual indica de forma cualitativa la presencia de materiales reactivos (García-Rodeja, 1983). El índice determinado por $Al_{ox}+1/2Fe_{ox}$ para el Tecnosol sin usar es 2,13% mientras que para el Tecnosol usado es 1,40%. Este índice puede indicar posibles alteraciones en la composición del Tecnosol tras su aplicación en el sistema acuático.

Conclusiones

Un material sometido a las variaciones de un medio natural puede sufrir modificaciones de sus propiedades, que, en ocasiones se potencian y en otras disminuyen. Para este tipo específico de Tecnosol anti-eutrofizante, se puede concluir que la etapa que estuvo en contacto con el agua potenció las propiedades de retención de fosfato. De acuerdo con los análisis realizados, cuando el Tecnosol no ha estado en contacto con agua y se lo ha sometido a ciclos con dosis de fosfato de 1 mg.kg^{-1} , puede llegar a adsorber 44 mg.kg^{-1} . El mismo suelo con dosis superiores puede llegar hasta 5000 mg.kg^{-1} . Esta mayor capacidad de retención puede relacionarse con los procesos de precipitación superficial del fosfato con el Ca y/o el Mg presente en el Tecnosol. El Tecnosol que estuvo en campo, con dosis de 1mg.kg^{-1} llegó a su saturación con 98 mg.kg^{-1} , mientras que cuando la dosis fue 100 mg.kg^{-1} , llegó hasta 7500 mg.kg^{-1} de fosfato adsorbido. La diferencia en la capacidad de adsorción expuesta por el mismo tipo de suelo, pero a distintas concentraciones, puede deberse a diferentes motivos. Se puede destacar las posibles alteraciones en la cristalinidad de los componentes del Tecnosol durante su almacenamiento; las elevadas concentraciones de Ca y Mg en los lixiviados; la incorporación de compuestos orgánicos al Tecnosol durante su aplicación en el campo. La capacidad de adsorción del Tecnosol en condiciones similares al entorno natural confirman en este ensayo de laboratorio los resultados obtenidos en campo. Por otra parte, la retención ante cargas extremas permite pensar en su aplicación en lugares que presenten una contaminación por presencia excesiva de nutrientes y requieran intervenciones con efectos visibles a corto o medio plazo.

Bibliografía

- Barrow, N. J., 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science*, Volume 35, pp. 283-297.
- Bolaños Guerrón, D. & Macías, F., 2014. *Using Technosols for the treatment of eutrophication in water bodies*. In: *IPWE 14*. Quito, s.n.
- Bowden, J. W., Posner, A. & Quirk, J., 1977. Ionic adsorption on variable charge mineral surface. Theoretical-charge development and titration curves. *Australian Journal of Soil Research*, Volume 15, pp. 121-136.
- De Willigen, P., Raats, P. A. C. & Geritse, R. G., 1982. Transport and fixation of phosphorus in acid, homogeneous soils, II Computer simulation. *Agriculture and environment*, Volume 7, pp. 161-174.
- Ehghball, B., Binford, G. & Baltensperger, D. D., 1996. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal of environmental*, Volume 25, pp. 1339-1343.
- Fieldes, F. J. & Perrot, K. W., 1966. The nature of allphane in soil. Part 3. Rapid field and laboratory test for allphanes. *N. Z. J. Scii.*, Issue 9, pp. 623-629.
- García-Rodeja, E., 1983. *Componentes no Cristalinos en Suelos de Galicia. Distribución, Naturaleza y Propiedades. Tesis Doctoral*. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.
- McGechan, M. B. & Lewis, D. R., 2002. Sorption of phosphorus by Soil. Part 1: Principles, Equations and Models. *Biosystems Engineering*, 82(819), pp. 1-24.
- Olsen, S. R. & Khasawneh, F. E., 1980. Use and Limits of Physical-Chemical Criteria for Assessing the Status of Phosphorus in Soils. In: F. E. Khasawneh, E. C. Sample & E. J. Kamprath, eds. *The Role of Phosphorus in Agriculture*. Madison WI: ASA, CSSA, SSSA, pp. 361-410.
- Sample, E. C., Soper, R. J. & Racz, G. J., 1980. Reactions of phosphate fertilizer in soil. In: F. E. Khasawneh, E. C. Sample & E. J. Hamprath, eds. *The role of phosphorus in agriculture*. Madison WI: ASA, CSSA, SSSA, pp. 263-310.
- Southern Cooperative Series Bulletin, 2000. *Methods of Phosphorus Analysis for Soils*, s.l.:North Carolina State University.

Gestión sostenible de suelos de regadío como herramienta para la fijación de CO₂ y la reducción de emisiones de GEI (Proyecto LIFE RegaDIOX)

R. Antón, I. Virto, I. de Soto, A. Enrique, M.J. Imaz, P. Bescansa*

Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Pública de Navarra, 31006 Pamplona España; *bescansa@unavarra.es

Resumen

En un contexto de cambio global se requiere una transformación de los sistemas de producción agrícola no sólo para alcanzar los objetivos de seguridad alimentaria sino también para ayudar a mitigar los efectos negativos del cambio climático. Estudiar el impacto que la introducción del regadío puede suponer, en regiones áridas o semiáridas, en la captura de CO₂ atmosférico y en la reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) puede ser útil para gestionar un modelo de agricultura de regadío que incluya el punto de vista de adaptación y mitigación del cambio climático.

El Proyecto LIFE RegaDIOX “Fijación de CO₂ atmosférico y reducción de emisiones de GEI mediante una gestión sostenible de la agricultura de regadío” (LIFE12 ENV/ES/000426) surge en Navarra con este objetivo, en un contexto de transformación final de secano a regadío de más de 50.000 ha en la Comunidad a partir del proyecto de construcción de más fases del Canal de Navarra. Parte de dicho proyecto se centra en el estudio de los suelos afectados por esta transformación. El objetivo de este primer trabajo es diseñar una red de puntos de control de agrosistemas, que englobe la gran diversidad territorial navarra tanto de tipos de suelo como de sistemas de manejo, desde el punto de vista de adaptación y mitigación del cambio climático, midiendo su capacidad de captación de CO₂ atmosférico. El estudio ha permitido identificar tres líneas de actuación en dos zonas agroclimáticas.

Introducción

En un contexto de cambio global, la capacidad de transformar la agricultura para alimentar a una población creciente sin perjudicar la base de recursos naturales no sólo permitirá alcanzar los objetivos de seguridad alimentaria sino que también ayudará a mitigar los efectos negativos del cambio climático.

Esto requiere una transición a sistemas de producción agrícola que sean más productivos, que usen los insumos de forma más eficiente, cuyos rendimientos tengan menos variabilidad y más estabilidad, y con una mayor resiliencia a los riesgos, las crisis y la variabilidad climática a largo plazo (FAO, 2013). La introducción del regadío en regiones áridas o semiáridas supone un cambio importante en la agricultura y en el manejo tradicional del suelo. Este cambio puede suponer un impacto en la captura de CO₂ atmosférico (sumidero de carbono) y en la reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) que es esencial estudiar para gestionar un modelo de agricultura de regadío que incluya el punto de vista de adaptación y mitigación del cambio climático.

Parte de estos aspectos relacionados con dicha transformación son conocidos (Amos et al., 2005; Follett et al., 2005; Verma et al., 2005; Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008), pero no se han evaluado con precisión otros efectos potenciales menos favorables, como el aumento de inputs externos, fertilizantes, agua de riego, fitosanitarios, etc. utilizados para la producción agrícola en regadío respecto a la de secano. Por lo tanto se hace necesaria la búsqueda de sistemas de manejo que sean más eficientes o reduzcan el uso de estos factores de producción. Existe la necesidad de conocer con precisión las alteraciones que diferentes sistemas de cultivo pueden producir en la transformación secano/regadío, tanto en relación a

la conservación y el manejo del suelo, como a la eficiencia energética y económica de los nuevos agrosistemas.

En Navarra, la construcción del Canal de Navarra ha transformado en la primera fase 22.300 ha de secano a regadío y proyecta alcanzar un total de 53.000 ha. Esta transformación supone un gran impacto dentro del sector agroalimentario de la Comunidad Foral, que hace necesarios estudios que permitan conocer la relación con la diversidad regional, en diferentes condiciones ambientales, sobre la capacidad de captación de CO₂ y las necesidades hídricas y nutricionales de los cultivos. El objetivo principal del Proyecto LIFE RegaDIOX “Fijación de CO₂ atmosférico y reducción de emisiones de GEI mediante una gestión sostenible de la agricultura de regadío” LIFE12 ENV/ES/000426, es diseñar, demostrar, testar y difundir el impacto que un modelo mejorado de gestión sostenible de la agricultura de regadío, integrado en las políticas agrarias y en las estrategias rurales de Navarra, puede tener en los efectos del Cambio Climático tanto en la captación de CO₂ como en la reducción de emisiones de GEI.

Parte de las acciones y experiencias demostrativas definidas en el proyecto se basan en el estudio de los suelos afectados por esta transformación, y son el objeto de este trabajo. Teniendo en cuenta la gran diversidad climática y geográfica de Navarra, que se traduce en una variedad de prácticas agrícolas extendidas por toda la comunidad, el objetivo de este trabajo es diseñar una red de puntos de control de agrosistemas, que englobe la diversidad territorial tanto de tipos de suelo como de sistemas de manejo en regadío.

Material y métodos

Para abarcar con la diversidad que representa la agricultura en Navarra, se ha realizado una caracterización e identificación de los manejos y prácticas más frecuentes y representativas de la comunidad en su agricultura de regadío, con el asesoramiento de personal técnico y extensionistas (INTIA) y agentes del sector (FUNDAGRO).

La evaluación del secuestro de C en el suelo se realizará en base al stock debidamente cuantificado en las parcelas seleccionadas. Para ello se va a utilizar un protocolo de muestreo para la cuantificación de stock de carbono orgánico en el suelo: Area-frame randomized soil sampling protocol (Stolbovoy et al., 2007).

Resultados y discusión

A partir de la caracterización realizada de prácticas más frecuentes y representativas de los regadíos de Navarra se han podido definir 3 líneas de actuación.

La primera es la evaluación cambio de uso de suelo de secano a regadío: Comparación del stock de C orgánico del suelo en parcelas de secano, testigos, con parcelas de regadío.

El estudio ha identificado diferentes manejos en el secano que influyen en la dinámica de la materia orgánica y almacenamiento de C en el suelo.

La segunda línea de actuación es la evaluación de diferentes manejos del suelo en cultivos no permanentes: Comparación del stock de C orgánico asociado a diferentes manejos en parcelas de regadío con cultivos herbáceos. Los diferentes manejos considerados incluyen técnicas de agricultura convencional (cultivos intensivos con rotaciones con varias operaciones de laboreo y varios cultivos por año) y técnicas de agricultura de conservación (reducción de laboreo, manejo de residuos de cosecha y un cultivo por campaña). Estas prácticas tienen entre sus objetivos agronómicos principales, el aumento del contenido de materia orgánica del suelo. Su implantación genera un cambio en las rutinas de cultivo (laboreos, maquinaria, aplicaciones de herbicidas, etc...) que genera un balance de emisiones diferente al manejo convencional. Se plantea estudiar tres tipos contrastados de manejo: cultivos forrajeros (alfalfa), cultivos conservacionistas y cultivos intensivos.

La tercera, es la evaluación de diferentes manejos del suelo en cultivos permanentes (leñosos): Comparación del stock de C orgánico en parcelas con cultivos permanentes en los

que el regadío permite implantar cubiertas en las calles y el mismo cultivo en regadío sin cubierta. Considerando la diversidad de la zona, se han seleccionado dos cultivos de gran importancia dentro de la misma, el olivo y la viña, en los que la cubierta tiene interés y por tanto se está implantando. El objetivo del uso de cubiertas es diferente en estos dos cultivos y las dosis y periodos de riego también, lo que genera variabilidad en el tipo de manejo de las mismas.

A fin de abarcar diferentes condiciones agroclimáticas, y de buscar el contraste entre zonas áridas o semiáridas y otras más húmedas, el trabajo se realiza por duplicado en 2 áreas geográficas de Navarra. Se incorpora también el factor tiempo, trabajando en regadíos con diferentes tiempos de implantación. Además, la selección de las parcelas demostrativas se realiza en las unidades de suelo de mayor extensión en cada zona. Para todo esto, es necesaria una caracterización detallada del suelo y del clima.

Para la caracterización de suelos se utiliza la cartografía existente (Mapa de Suelos de Navarra 1:25.000), completando la información con levantamientos específicos en aquellas áreas todavía no cartografiadas o donde la información disponible se considera incompleta.

Para la caracterización climática se utiliza la red de estaciones meteorológicas del Gobierno de Navarra, en total 154 estaciones distribuidas por toda la geografía (66 automáticas y 88 manuales).

En una fase posterior, se realizará la evaluación del secuestro de C en el suelo se realizará en base al stock debidamente cuantificado en las parcelas seleccionadas. El protocolo calcula la variación del stock de carbono orgánico del suelo a partir de diferentes parámetros como son el contenido de carbono en el suelo, densidad aparente, espesor de la capa del suelo y contenido de elementos gruesos. Dichos parámetros son medidos en campo, determinados en laboratorio o tomados de otras fuentes.

Agradecimientos

Agradecimientos al programa LIFE, principal instrumento financiero de la Unión Europea de apoyo a la aplicación, actualización y desarrollo de la política y normativa comunitaria en materia de medio ambiente y cofinanciador del proyecto LIFE RegaDIOX (LIFE12 ENV/ES/000426) a través de la fase actual del programa, LIFE +. Del mismo modo, extender los agradecimientos al resto de socios del proyecto, FUNDAGRO e INTIA.

Bibliografía

- FAO. 2013. Climate-Smart Agriculture Sourcebook, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Stolbovoy, V., Montanarella, L., Filippi, N., Jones, A., Gallego, J., & Grassi, G., 2007. Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soil of the European Union. Version 2. EUR 21576 EN/2. 56 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN: 978-92-79-05379-5
- Amos, B., Arkebauer, T.J., Doran, J.W. 2005. Soil surface fluxes of greenhouse gases in an irrigated maize-based agroecosystem. *Soil Science Society America Journal* 69: 387–395.
- Follett, R.F., Castellanos, J.Z., Buenger, E.D. 2005. Carbon dynamics in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil & Tillage Research* 83: 148-158.
- Verma, S.B., Dobermann, A., Cassman, K.G., Walters, D.T., Knops, J.M., Arkebauer, T.J., Suyker, A.E., Burba, G.C., Amos, B., Yang, H., Ginting, D., Hubbard, K.G., Gitelson, A.A., Walter-Shea, E.A. 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural & Forest Meteorology* 131: 77–96.
- Gillabell, J., Deneff, K., Brener, J., Merckx, R., Paustian, K. 2007. Carbon sequestration and soil aggregation in center-pivot irrigated and dryland ultivatedfarming systems. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1020–1028.
- Deneff, K., Stewart, C.E., Brenner, J., Paustian, K. 2008. Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? *Geoderma* 145: 121–129.

Cambio climático y producción de sedimentos en una subcuenca de la cabecera del río Mero (A Coruña)

R. Arias¹, M.R. Martínez Menes², J.D. Ríos Berber², M.L. Rodríguez-Blanco^{1*}, M.M. Taboada-Castro¹, M.T. Taboada-Castro¹

¹Centro de Investigacións Científicas Avanzadas (CICA), Facultade de Ciencias, Universidade da Coruña, Campus de A Coruña, 15071 A Coruña, España; *mrodriguezbl@udc.es

² Colegio de Postgraduados, Hidrociencias, 56230, Montecillo, México

Resumen

En este estudio se utilizó el modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para evaluar los efectos de un posible cambio climático sobre la producción de sedimentos en una pequeña cuenca agroforestal localizada en la provincia de A Coruña. Se constató que los efectos del cambio climático a medio y largo plazo pueden ser significativos sobre la producción de sedimentos, siempre que se cumplan las previsiones de variación de temperatura, precipitaciones y CO₂ consideradas en este trabajo. Se prevé una atenuación en la producción de sedimentos. Sin embargo se pronostica un aumento del flujo de sedimentos durante el invierno, asociado posiblemente al incremento de la erosión en las áreas de cultivo, lo que sugiere que en esta época del año el efecto de la erosión del suelo prevalece sobre la capacidad de transporte de sedimentos. En consecuencia, deberían realizarse prácticas de manejo encaminadas a reducir la erosión en las zonas de cultivo, por ser éstas la principales fuentes de sedimentos en el área de drenaje.

Introducción

Las consecuencias del cambio climático sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos son en la actualidad uno de los temas que despiertan mayor interés. Las predicciones sobre la evolución de las temperaturas y precipitaciones, basadas en modelos de diferente resolución y grado de incertidumbre, alertan ante la posibilidad de un aumento de la aridez en las próximas décadas en Europa, siendo especialmente patente para las regiones del sur, donde las proyecciones indican un empeoramiento de las condiciones en una región ya de por sí vulnerable a la variabilidad climática (IPCC, 2007). En líneas generales, los modelos pronostican para España un aumento de las temperaturas medias y una reducción de las precipitaciones, incrementándose el número de años extremos en cuanto a temperaturas máximas, inundaciones y sequías (de Castro et al., 2005). Cabe esperar que estos cambios en las temperaturas y precipitaciones impacten seriamente el ciclo hidrológico y alteren los distintos procesos que ocurren a escala de cuenca, lo que incluye cambios en la escorrentía superficial, en las tasas de evapotranspiración, el enriquecimiento de nutrientes y metales en las aguas y el arrastre de sedimentos (Chang et al., 2001; Walling, 2007). Una temprana evaluación de la vulnerabilidad de los recursos hídricos frente al cambio climático permite anticipar potenciales impactos negativos y así planificar y dictar acciones con tiempo.

En este trabajo se evalúan los efectos del cambio climático sobre la producción de sedimentos en una pequeña cuenca agroforestal de Galicia situada aguas arriba del embalse de Cecebre, enclave de gran interés ecológico y principal fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de A Coruña y su área metropolitana.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca del río Corbeira, una pequeña subcuenca (16 km²) de la cabecera del río Mero situada en la provincia de A Coruña. La cuenca presenta una topografía moderadamente escarpada con una pendiente media del 19%. Desde el punto de vista

geológico, se encuentra inmersa en el “Complejo de Órdenes” (IGME, 1981). A causa de la homogeneidad del material geológico de la cuenca, los suelos presentan poca variabilidad y en su mayor parte son Umbrisoles y Cambisoles (FAO, 2006).

En cuanto al uso del suelo, la cuenca del río Corbeira es un sistema mayoritariamente forestal (65% del área total). En lo referente a la superficie agraria útil (SAU) que representa aproximadamente 30% del área, destaca la superficie destinada a prados y praderas naturales (83% de SAU). Los terrenos de cultivo comprenden el 3,8% de la superficie de la cuenca y se encuentran esencialmente destinados a cultivos forrajeros como el maíz y a cereal de invierno. Las zonas impermeables suponen un 4,8% del área de estudio y están representadas esencialmente por las infraestructuras viarias.

La precipitación media en el área de estudio es de aproximadamente 1050 mm (1983-2009) y el flujo medio de 300 mm, siendo la escorrentía superficial un componente minoritario del flujo del arroyo (Rodríguez-Blanco et al., 2012). La cuenca del Corbeira es una zona de baja producción de sedimentos (Rodríguez-Blanco et al., 2010), a pesar de que en ella se movilizan cantidades significativas de sedimentos que no alcanzan el arroyo (Taboada-Castro et al., 2010; Rodríguez-Blanco et al., 2013), siendo las áreas de cultivo las principales fuentes de estos materiales (Rodríguez-Blanco et al., 2010).

El modelo SWAT

Para evaluar el efecto del cambio climático sobre la producción de sedimentos en la cuenca del Corbeira se utilizó el modelo SWAT (Arnold et al., 1998). El SWAT es un modelo basado en procesos, espacialmente distribuido y continuo que opera en intervalos de tiempo diario. SWAT realiza una división de la cuenca en subcuencas. Cada subcuenca, a su vez, se divide en Unidades de Respuesta Hidrológica (URHs), que son unidades territoriales caracterizadas por tener valores de pendiente, tipo de suelo y usos similares. El modelo está conformado por un conjunto de submodelos, los cuales se emplean para simular distintos procesos hidrológicos. El modelo hidrológico está basado en la ecuación general de balance hídrico, y éste se calcula en cada URH por separado. La producción de sedimentos se simula a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos Modificada (MUSLE) y de un modelo de movimiento de sedimentos a lo largo de la red de drenaje.

La calibración y validación del modelo para dicha cuenca se efectuó en estudios previos (Arias, 2013). Para evaluar la sensibilidad de la producción de sedimentos frente al cambio climático se generaron diferentes escenarios climáticos para los horizontes 2031-2060 (futuro intermedio) y 2069-2098 (futuro lejano), los cuales se obtuvieron mediante la combinación de un escenario de CO₂ (550 ó 660 ppm) y los cambios mensuales medios y máximos proyectados para la temperatura y precipitación por los modelos regionales del proyecto ENSEMBLES.

Resultados y discusión

Cambios proyectados en la temperatura y en la precipitación en el área de estudio

Los modelos del proyecto ENSEMBLES auguran, en mayor o menor cuantía, un incremento de la temperatura y un descenso de las precipitaciones, proyectando los mayores cambios para el periodo 2069-2098. En promedio, prevén un aumento de la temperatura de 1,1 °C y un descenso de la precipitación del -6% para el periodo 2031-2060 en relación con los valores de referencia (1981-2010), mientras que para el escenario de finales del s. XXI predicen un incremento medio temperatura de 2,2 °C y una disminución del 14% de la precipitación respecto a los valores actuales. En cuanto a los pronósticos mensuales se observa (excepto para diciembre en el periodo 2031-2060) una tendencia clara a la disminución de las precipitaciones más acusada para 2069-2098 que para 2031-2060 (figura 1a). Es probable que la reducción de la precipitación en el área de estudio esté asociada tanto al descenso del

número de días de lluvia como al incremento de ésta los días que llueve. Estas previsiones son indicativas de una tendencia hacia la mediterraneización del clima con una mayor estacionalidad del régimen de precipitaciones, por lo que las sequías estacionales podrían incrementarse en un futuro. En lo que respecta a las temperaturas, se prevé un incremento durante todo el año, más acusado en verano (figura 1b).

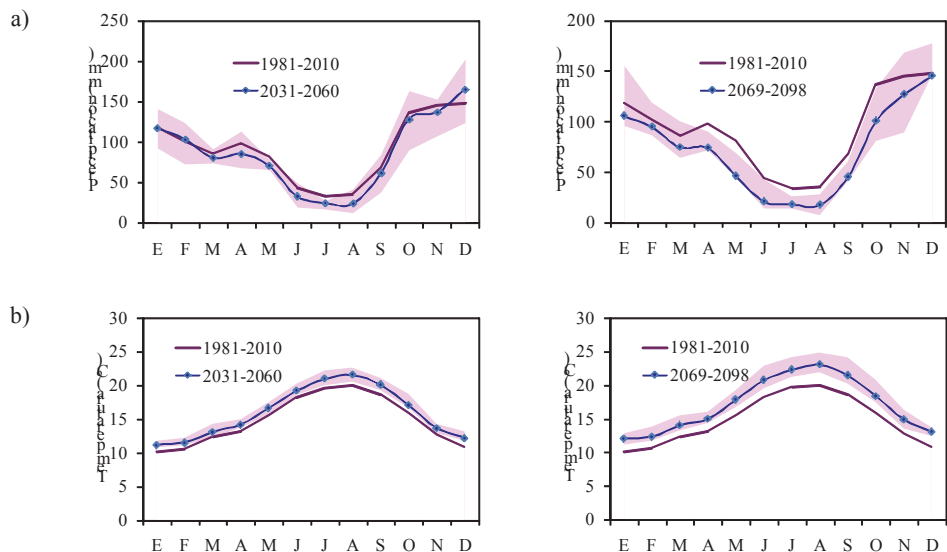


Figura 1. Precipitación (a) y temperatura (b) mensual en el área de estudio y proyecciones de cambio climático. El área sombreada muestra el rango de las predicciones de los modelos climático. La línea representa la media.

Cambio climático y producción de sedimentos

Los resultados obtenidos en la cuenca del río Corbeira apuntan a una disminución de la producción de sedimentos atribuida, en gran medida, a la reducción de la descarga de agua y de las precipitaciones. Las simulaciones realizadas con los valores medios de precipitación y temperatura muestran un descenso de la producción de sedimentos del orden del 11% para el periodo 2031-2060 y del 8% para el horizonte 2069-2098, en tanto que las efectuadas con los valores máximas estiman una reducción del 42% para el primer periodo y del 39% para el segundo.

En cuanto al patrón estacional se prevé un aumento de la producción de sedimentos en invierno, aunque en ningún caso llega a compensar las pérdidas de las otras tres estaciones. El incremento de la producción de sedimentos en invierno, cuando la descarga de agua disminuye, se relaciona con una mayor erosión en los terrenos de cultivo de la cuenca, indicando que en esta estación el efecto de la erosión del suelo prevalece sobre la capacidad de transporte de sedimentos. En las demás estaciones el descenso de la producción de sedimentos se asocia con la disminución de la descarga de agua. En la cuenca se advierte un incremento de la biomasa vegetal (mayor consumo de agua) en las áreas de cultivo durante la primavera, relacionado posiblemente con un adelanto de la estación de crecimiento del maíz. Sin embargo, en verano se pronostica un descenso de la producción de biomasa asociado al aumento del número de días con estrés térmico, lo que se traduce en un ligero incremento de la erosión, mientras que la producción de sedimentos disminuye.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo otorgado por la Xunta de Galicia a través de la financiación del proyecto PGIDIT05RAGI0303PR y de un Contrato Postdoctoral al cuarto autor.

Bibliografía

- Arnold JG, Srinivasan R, Mutiah RS, Williams JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. *Journal of American Water Resources Association* 34:73-89.
- Chang H, Evans B, Easterling D. 2001. Effects of climate change on stream flow and nutrient loading. *Journal of American Water Resources Association* 37:973-986.
- FAO. 2006. *World Reference Base for Soil Resources*, World Soil Resources Reports. FAO, Rome.
- De Castro M, Martín-Vide J, Alonso S. 2005. El clima de España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. En: Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático (Moreno, JM coord.). Ministerio de Medio Ambiente, p. 1-64.
- IGME (Instituto Tecnológico Geominero de España). 1981. *Mapa Geológico de España, 1:50000. Hoja 45. Betanzos*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller, HL eds). Cambridge University Press, Cambridge.
- Rodríguez-Blanco ML, Taboada-Castro MM, Palleiro L., Taboada-Castro MT. 2010a. Temporal changes in suspended sediment transport in an Atlantic catchment, NW Spain. *Geomorphology* 123: 181-188.
- Rodríguez-Blanco ML, Taboada-Castro MM, Palleiro L., Taboada-Castro MT. 2010b. Sources and sediment yield from a rural catchment in humid temperate environment, northwest Spain. *Earth Surface Processes and Landforms* 35: 272-277.
- Rodríguez-Blanco ML, Taboada-Castro MM, Taboada-Castro MT. 2012. Rainfall runoff response and event-based runoff coefficients in a humid area (northwest Spain). *Hydrological Sciences Journal* 57:445-459.
- Rodríguez-Blanco ML, Taboada-Castro MM, Taboada-Castro MT. 2013. Linking the field to the stream: soil erosion and sediment yield in a rural catchment, NW Spain. *Catena* 102:74-81.
- Taboada-Castro MM, Rodríguez-Blanco ML, Palleiro L., Taboada-Castro MT. 2010. Importancia de la cubierta vegetal en procesos de erosión por flujo concentrado en ambiente templado húmedo: un estudio a escala de cuenca. En: *IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo*. Copicentro Granada, p. 565-574.
- Walling DE 2007. Global change and the sediment loads of the world's rivers. En: *Proceedings of the Tenth International Symposium on River Sedimentation*. Moscú, p. 112-30.

Cambio climático y comportamiento del agua útil en las condiciones ambientales del NO de España

J. Cancelo-González¹, F. Díaz-Fierros^{1*}

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, España; *francisco.diaz-fierros@usc.es

Resumen

Se estudió la evolución del contenido en agua del suelo en el NO de España, con el fin de deducir las tendencias implicadas en un período donde los cambios experimentados por los parámetros climáticos son evidentes (1960-2013). El análisis de los datos mensuales del contenido en agua útil del suelo muestran como los valores <1.0 se concentran de forma mayoritaria entre los meses de junio y septiembre. En general, durante el período analizado, el contenido en agua útil del suelo no presenta ninguna tendencia atribuible al cambio climático.

Introducción

La evolución del contenido en agua útil del suelo es uno de los parámetros ambientales menos estudiados en relación con los posibles efectos del cambio climático a pesar del interés que tiene por sus efectos agronómicos y su influencia sobre el ciclo hidrológico (Huntington, 2005; Jones et al., 2009; Jerez et al., 2012). Además de su dependencia de determinadas propiedades del suelo (materia orgánica, textura, profundidad, etc.) está controlado, fundamentalmente por la oferta de agua derivada de las precipitaciones y la demanda generada por la evapotranspiración. En relación con las propiedades edáficas, Jones et al. (2009) señalan la posibilidad de que la disminución en el contenido en materia orgánica del suelo detectada en muchos puntos como consecuencia del cambio global pudiera influir negativamente sobre el contenido en agua útil del suelo. De todas formas, más consistente parecen ser las influencias que ejercen sobre este parámetro la oferta y demanda climatológica del agua. En este sentido Huntington (2005) considera que el incremento de las precipitaciones otoño-invernales y de la evaporación del período de primavera-verano detectado en muchos puntos del planeta como consecuencia del cambio climático daría como resultado una “intensificación” del ciclo del agua global. Hipótesis que, de todas formas, está sometida en la actualidad a discusión (Jung et al., 2010; Miralles et al., 2013).

En Europa Jones et al. (2009) evaluando el contenido en agua útil del suelo para el período de estiaje (JJA) mediante el modelo ECHAMS/T1106L31, encuentran que comparando el período 1961-1990 con el 2070-2100 se pueden determinar, en el área mediterránea, disminuciones del orden del 5-9%. En la zona del NO de España estos valores serían inferiores al 5% en la costa atlántica y del 5 -7% en el interior. Posteriormente Jerez et al. (2012), en un estudio realizado sobre la península ibérica encuentra igualmente una disminución del contenido en agua útil del suelo para el mismo intervalo temporal, que sería del 5% en toda el área costera del NO de España y del 10% en el interior. Para Galicia, de todas formas, Cancelo et al. (2009) no encuentran una tendencia clara de evolución en el contenido en agua útil del suelo para el período 1969-2004.

En este trabajo, se realizará un estudio sobre la evolución del contenido en agua del suelo en el NO de España de un período suficientemente largo como para poder deducir las tendencias implicadas en un período donde los cambios experimentados por los parámetros climáticos son evidentes (Cruz et al., 2009)

Material y métodos

Aunque para los suelos gallegos se pudo reconocer una significativa relación entre el contenido y tipo de materia orgánica del suelo y el agua útil (Díaz-Fierros, 1969) y, para

determinadas zonas de cultivo intensivo, una reducción en el contenido en materia orgánica del suelo (Domínguez et al., 2002), no resulta recomendable, por el momento (por la inconsistencia de las series temporales) tener en cuenta este parámetro. Por ello, este estudio se realizará únicamente con los parámetros climáticos determinantes del agua del suelo: precipitación y evapotranspiración. La series de precipitación, en Galicia, para algunos observatorios tienen garantía y extensión temporal suficiente (Cancelo & Díaz-Fierros, 2008). Para el cálculo de la evapotranspiración, en cambio, se necesita, en primer lugar, seleccionar la fórmula más adecuada y, en segundo, analizar la adecuación de los parámetros implicados. En estudios precedentes (Paz González & Díaz-Fierros, 1978) se determinó que la fórmula de Penman era la que daba una mejor concordancia con los datos experimentales, sin embargo, las serias dudas que existen sobre la idoneidad de los datos de viento que precisa esta fórmula, en las estaciones meteorológicas gallegas, no aconsejan su uso. La siguiente fórmula recomendada sería la de Turc (1961) para la que sí existen datos de garantía para todos sus parámetros (precipitación, temperatura y horas de sol) durante un amplio período de tiempo. Para la estación meteorológica de Santiago de Compostela del Observatorio Astronómico de la USC existen datos de precipitación, horas de sol y temperatura para el período 1960-2013 de suficiente garantía lo que nos permite calcular el balance hídrico mensual del suelo mediante el clásico método de Thornthwaite-Matter con datos de entrada de la ETP mensual, mediante Turc (1961), precipitación y unos valores, por defecto de 100 l.m^{-2} para el contenido en agua útil del suelo y del 5% para el escurrimiento directo.

Resultados y discusión

Los datos mensuales del contenido en agua útil del suelo para el período 1960-2013, expresados como tantos por uno se presentan en la Tabla 1. En su conjunto se puede apreciar como los valores <1.0 se concentran de forma mayoritaria entre los meses de junio y septiembre. Solo, el 22 % de estos valores se localizarían en los ocho meses restantes. Por otra parte, se puede apreciar (Figura 1) como los intervalos con un menor contenido en agua (< 0.5) tiende a incrementarse su frecuencia a medida que transcurre el estío (de junio hasta agosto) con un ligero descenso en el mes de septiembre. El análisis de la tendencia, mediante el cálculo de las regresiones plurianuales, a lo largo de los 53 años estudiados en los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre (Tabla 2) no muestra, en cambio, ningún valor significativo.

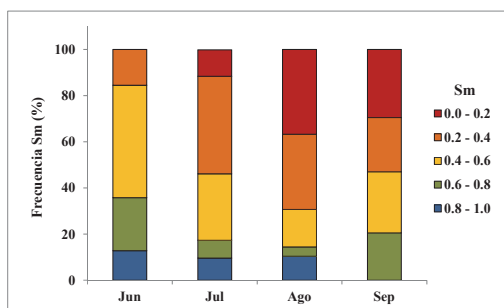


Figura 1. Frecuencia de aparición de los intervalos de agua útil del suelo (Sm, en tantos por uno) para el período 1960-2013.

A pesar de que durante el período analizado (1960-2013) son evidentes incrementos significativos de la temperatura en Galicia (Cruz, 2009) estos valores no se manifiestan en los datos de la ETP calculados por Turc (1961). Tampoco se muestran en las horas de sol, lo que

podría estar justificado por el descenso en la radiación solar de la última década que determinados autores atribuyen al incremento de aerosoles atmosféricos (IPCC, 2007). Por otra parte, concordarían con las medidas de la evaporación en baño de Galicia que, a pesar de su limitada extensión, muestran en los últimos años, en general, un descenso en sus valores (Cancelo et al., 2009).

En conclusión, para el período analizado el contenido en agua útil del suelo no manifiesta ninguna tendencia atribuible al cambio climático.

Tabla 1. Valores mensuales del contenido en agua útil del suelo, expresados en tantos por uno, para Santiago de Compostela (Observatorio Astronómico de la USC).

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	Mav	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año	Ene	Feb	Mar	Abr	Mav	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1960	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1987	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.5	0.5	0.3	1.0	1.0	1.0	1.0
1961	1.0	1.0	0.6	1.0	1.0	0.4	0.2	0.1	0.3	1.0	1.0	1.0	1988	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.3	0.1	1.0	1.0	0.9
1962	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.3	0.2	0.1	0.7	1.0	1.0	1.0	1989	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.2	0.1	0.1	0.8	1.0	1.0
1963	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.4	0.2	0.1	0.1	0.6	1.0	1.0	1990	1.0	1.0	0.6	1.0	0.5	0.2	0.1	0.0	0.0	1.0	1.0	1.0
1964	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.2	0.4	0.8	1.0	1.0	1991	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.4	0.3	0.2	1.0	1.0	1.0	1.0
1965	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.3	0.2	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1992	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
1966	1.0	1.0	0.6	1.0	0.7	1.0	0.4	0.4	0.3	1.0	1.0	1.0	1993	1.0	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	0.5	0.3	1.0	1.0	1.0	1.0
1967	1.0	1.0	1.0	0.6	1.0	0.4	0.2	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1994	1.0	1.0	0.8	1.0	1.0	0.5	0.2	0.2	1.0	1.0	1.0	1.0
1968	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1995	1.0	1.0	1.0	0.7	1.0	0.4	0.6	0.5	1.0	1.0	1.0	1.0
1969	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.3	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1996	1.0	1.0	1.0	0.8	1.0	0.4	0.2	0.1	0.5	1.0	1.0	1.0
1970	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	0.4	0.4	0.3	0.2	1.0	1.0	1997	1.0	1.0	0.5	0.3	1.0	1.0	0.4	0.9	0.5	1.0	1.0	1.0
1971	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.8	1.0	0.5	0.4	1.0	1.0	1998	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.4	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0
1972	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8	0.3	0.2	0.1	1.0	1.0	1.0	1999	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.2	0.5	1.0	1.0	1.0	1.0
1973	1.0	1.0	0.9	0.8	1.0	0.6	0.4	0.1	0.4	1.0	1.0	1.0	2000	1.0	1.0	0.8	1.0	1.0	0.5	0.3	0.3	0.5	1.0	1.0	1.0
1974	1.0	1.0	1.0	0.6	0.9	1.0	0.3	0.2	0.4	0.9	1.0	1.0	2001	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.4	0.9	0.9	0.7	1.0	0.8	1.0
1975	1.0	1.0	1.0	0.7	0.5	0.3	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	2002	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.2	0.1	0.4	1.0	1.0	1.0
1976	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.2	0.1	0.8	1.0	1.0	1.0	1.0	2003	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.7	0.6	0.4	0.3	1.0	1.0	1.0
1977	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.8	0.6	1.0	1.0	1.0	2004	1.0	0.8	1.0	1.0	0.9	0.4	0.2	0.9	0.7	1.0	1.0	1.0
1978	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.1	0.1	0.1	0.3	1.0	2005	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.3	0.2	0.1	1.0	1.0	1.0
1979	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.1	0.1	0.0	1.0	1.0	1.0	2006	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.5	0.2	0.2	1.0	1.0	1.0	1.0
1980	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8	0.7	0.7	1.0	1.0	1.0	2007	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.6	0.3	0.2	0.4	0.8
1981	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.2	0.1	0.1	1.0	0.7	1.0	2008	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.3	0.3	0.5	1.0	1.0	1.0
1982	1.0	1.0	0.9	0.6	1.0	1.0	0.7	0.4	0.7	1.0	1.0	1.0	2009	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.3	1.0	1.0	1.0
1983	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.5	0.4	0.5	0.7	0.9	1.0	1.0	2010	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	0.4	0.2	0.1	1.0	1.0	1.0
1984	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	0.3	0.3	1.0	1.0	1.0	2011	1.0	1.0	1.0	1.0	0.6	0.3	0.1	0.1	0.1	0.6	1.0	1.0
1985	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8	0.5	0.3	0.1	0.1	1.0	1.0	2012	1.0	0.7	0.5	1.0	1.0	1.0	0.5	0.3	0.3	1.0	1.0	1.0
1986	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.2	0.4	1.0	0.9	1.0	1.0	2013	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.3	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0

Tabla 2. Parámetros de regresión de los meses de junio, julio, agosto y septiembre del contenido en agua útil del suelo (Sm), evapotranspiración potencial (ETP) y la radiación solar (Rs) para el período 1960-2013.

Mes	Sm	ETP	Rs
Junio	$Y=0.0013X-1.9234$	$Y=0.0495X+187.08$	$Y=-5.5704X+1503.5$
Julio	$Y=0.0033X-6.2312$	$Y=-0.1161X+325.35$	$Y=-0.7378X+1843$
Agosto	$Y=0.0013X-2.2073$	$Y=0.0038X+78.38$	$Y=-0.2807X+895.78$
Septiembre	$Y=-0.0034X+7.2074$	$Y=0.1398X-212.72$	$Y=0.343X-427.76$

Y= parámetro analizado, X= Año de estudio para el mes analizado.

Bibliografía

- Cancelo J, Rial-Rivas ME, Díaz-Fierros F. 2009. Balance Hídrico. En Evidencias e Impactos do Cambio Climático en Galicia. (Pérez Muñuzuri V, Fernández Cañamero M, Gómez Gesteira JL eds). Xunta de Galicia. P. 195-208.
- Cancelo J, Díaz-Fierros F. 2008. As medidas instrumentais. Historia da meteoroloxía e da Climatoloxía de Galicia. (Díaz-Fierros F ed.). Xunta de Galicia. Santiago. P. 203-209.
- Cruz R, Lago A, Lage A, Rial ME, Díaz-Fierros F, Salsón S. Evolución recente do clima en Galicia. Tendencias observadas nas variables meteorolóxicas. En Evidencias e Impactos do Cambio Climático en Galicia. (Pérez Muñuzuri V, Fernández Cañamero M, Gómez Gesteira JL eds). Xunta de Galicia. P. 19-58.
- Díaz-Fierros F. 1969. Influencia de la materia orgánica de un suelo sobre el contenido de agua aprovechable por las plantas. *Anal. Edafol.* XXIX, 3-4: 233-243.
- Dominguez M, Barral MT, Díaz-Fierros F. 2002. Biological soil degradation due to decrease in the use of organic fertilizers (NW Spain). En *Man and Soil in the Third Millenium*. Third Int. Congr. Soil Conservation. Vol. II: 1511-1523. Valencia.
- Huntington TG. 2006. Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. *J Hydrol* 319:83-95.
- IPCC. 2007. *Climate Change. The Physical Evidence Basis*. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK.
- Jerez S, Montavez JP, Gomez-Navarro JJ, Jimenez PA, Jimenez-Guerrero P, Lorente R, Gonzalez-Rouco JF. 2012. The role of the land-surface model for climate change projections over the Iberian Peninsula. *J Geophy Res* 117, D01109.
- Jones A, Stolbovoy V, Rusco E, Gentile AR, Gardi C, Marechal B, Montanarella L. 2009. Climate Change in Europe.2. Impact on soil. A review. *Agron Sustain Dev* 29:423-432.
- Jung M, Reichstein M, Ciais P, Seneviratne SI, Sheffield J, Goulden ML, et al. 2010. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. *Nature* 467, 7318: 951-954.
- Miralles DG, Van den Berg MJ, Gash JH, Parinussa RM, M. de Jeu RM, Beck HE, Holmes TRH, Jiménez C, Verhoest NEC, Dorigo WA, Teuling AJ, Johannes Dolman A. 2013. El Niño-La Niña cycle and recent trends in continental evaporation. *Nature climate change*. Suppl. Inform. doi: 10.1038/NCLIMATE2068.
- Turc L. 1961. Evaluation des Besoins en eau d'irrigation. Evapotranspiration potentielle. *Ann Agron* 12:13-49.

Dinámica de la temperatura y la humedad de un histosol en la Serra do Xistral (NO Península Ibérica): implicaciones para el balance sumidero-fuente de carbono.

X. Pontevedra-Pombal^{1*}, E. García-Rodeja, M. Valcárcel-Díaz², P. Carrera², D. Castro³

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Galicia; *xabier.pombal@usc.es

²Departamento de Xeografía, Facultade de Xeografía e Historia, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Galicia;

³Departamento de Botánica, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Galicia;

Resumen

El análisis del comportamiento de la temperatura y humedad edáfica in situ de las turberas del norte de Galicia en una serie temporal larga revela que los mecanismos de emisión atmosférica de CO₂ y CH₄ desde estos suelos orgánicos podrían estar parcialmente bloqueados, y que estos suelos todavía funcionan como sumideros netos de C en las condiciones ambientales actuales.

Introducción

En aproximadamente 400 millones de hectáreas, las turberas acumulan entre un tercio y la mitad de las reservas globales de C del suelo (Turunen et al., 2001), lo que equivale a 397-455 Pg C (Gorham 1991; Moore et al., 1998). Por tanto, son ecosistemas clave en la retroalimentación biosférica del cambio climático, al funcionar como sumideros o fuentes de CO₂ y CH₄ según las circunstancias ambientales (Zhang et al., 2002). En los últimos 10.000 años el C almacenado en las turberas ha permitido una reducción de las temperaturas globales entre 1,5-2,8 °C, por lo que su degradación, en sinergia con el calentamiento climático, podría retroalimentar el desequilibrio del sistema climático (Cox et al., 2000; Holden, 2005).

Existe un amplio consenso respecto a que la temperatura (edáfica y ambiental) y la humedad del suelo (contenido de agua total y dinámica del nivel freático) son los principales parámetros que regulan el intercambio de CO₂ y CH₄ entre suelo y atmósfera (Kettridge y Baird, 2008; Wang et al., 2010), pero la modelización de esta relación muestra comportamientos aparentemente contradictorios (Moore and Dalva 1993; Weltzin et al., 2000; Updegraff et al., 2001) que probablemente derivan de las modulaciones locales sobre esta dinámica fruto de características edáficas y bióticas específicas (Chivers et al, 2009). Los modelos parecen sobreestimar la producción anual bruta y la respiración del ecosistema (Sulman, 2012) pero se han realizado pocos estudios in situ y limitados a la superficie (McKenzie et al., 2007).

En el presente trabajo se muestran los resultados de la monitorización de la evolución de la temperatura y el contenido en agua a varias profundidades en un suelo orgánico perteneciente al complejo de turberas de las “Serras Septentrionais” (N Galicia), como paso previo y necesario para comprender la dinámica del CO₂ y el CH₄ en los suelos de este área, que alberga el 60% de las turberas de la Península Ibérica (Pontevedra-Pombal, 2006), con una tasa media de acumulación de $31,1 \pm 11,0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, más de 3.000 t de C, y un reservorio de $10\text{-}16 \cdot 10^6 \text{ t de C}$ (Pontevedra-Pombal et al., 2004). Esto representa un 4,7-7,5 % del C total de la biomasa forestal en España (MMA, 2000) y el 6% del reservorio edáfico de Galicia.

Material y métodos

Área de Estudio

La turbera de Chao de Veiga Mol, CVM, (43°32'34,4" N - 7°30'13,41" W; 700 m s.n.m.) se localiza en las Serras Septentrionais de Galicia ocupando un paleocirco glaciar excavado sobre granito de dos micas, con 9 metros de profundidad de turba y 10.000 años de edad. Presenta dos pisos de vegetación compuestos por un brezal atlántico de *Erica mackaiana* y un piso basal de musgos del género *Sphagnum*. El suelo es un Histosol ómbrico con un contenido medio de C de $50,2 \pm 3,7\%$ y una relación C/N media de $43,8 \pm 10,4$.

Monitorización

En Septiembre del 2011 se instalaron dos estaciones de monitorización de parámetros ambientales climáticos y edafoclimáticos en la turbera de CVM. En su periferia se instaló una estación meteorológica Onset completa (Figura 1) constituida por 6 registradores, 2 sensores de T^a y humedad del aire, 1 sensor de presión atmosférica, 1 sensor de radiación solar fotosintéticamente activa, 1 sensor de radiación solar total, 1 sensor de humedad de hoja, 1 anemómetro, 1 cuantificador de lluvia y 1 de precipitación oculta y 2 colectores de agua de lluvia y precipitación. En la parte central de la turbera y dentro del suelo se instaló un estación edafoclimática constituida por 2 microestaciones Onset con 8 sensores de temperatura y 3 sensores de humedad a diferentes profundidades desde la superficie (T^a : 5, 10, 20, 50, 75, 100, 125, 150 cm; H: 5, 20, 50cm). Los registradores almacenan datos cada 10 minutos.

Resultados y discusión

La temperatura media del suelo osciló entre 11,4 y 10,4 °C, con valores máximos entre 26,3 y 12,9 °C y mínimos entre 1,4 y 9,5 °C. La amplitud térmica media fue elevada en el sensor superficial (5 cm) con cerca de 25 °C y muy pequeña en los dos sensores más profundos (125 y 150 cm) no superando los 6 °C. Se observa una clara atenuación de la oscilación térmica en profundidad, con una diferencia de 5 °C en los primeros 10 cm. Los valores de 40-50 % en los sensores volumétricos de humedad indican un suelo completamente saturado. La secuencia de los valores medios en CVM fue: sensor 3 (40%) >1 (32%) >2 (31%), con una oscilación de 3, 4 y 16 % respectivamente, y muy bajas desviaciones estándar (<5 %).

Al analizar la dinámica temporal se identifican, tanto en la temperatura (Figura 1) como en la humedad (Figura 2), patrones significativos y repetitivos. Desde las estaciones más cálidas a las más frías se produce una inversión de las temperaturas, y los sensores superficiales (1, 2, 3 y 4), hasta 50 cm de profundidad, muestran una respuesta muy relacionada con la temperatura del aire, mientras que más abajo el tamponamiento térmico es muy intenso y creciente, alcanzando niveles próximos a la estabilidad (amplitud térmica de 3,5 °C) en el sensor situado a 150 cm de la superficie.

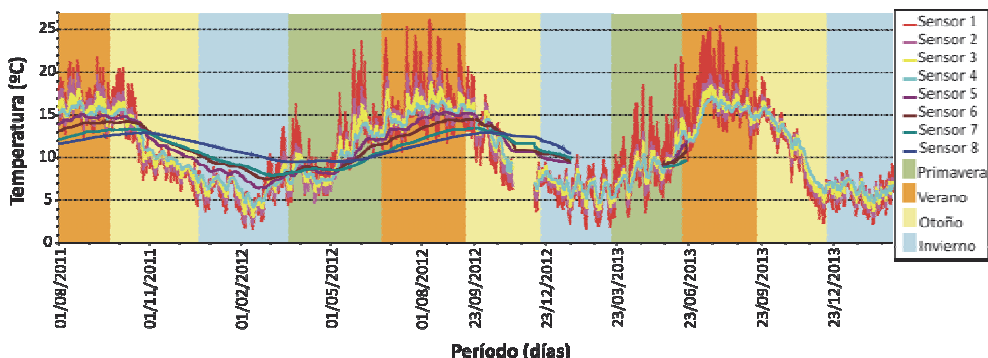


Figura 1. Registro de la temperatura en el suelo orgánico de CVM a 8 profundidades durante el período 01/08/2011 – 01/03/2014.

Este patrón tiene trascendencia ya que la caída brusca por debajo de 50 cm está reflejando la transición desde el acrotelmo (capa relativamente óxica) al catotelmo (capa anóxica) del suelo, sección donde se produce la sustitución de los mecanismos metanogénicos por las reacciones de oxidación y formación de CO₂. Esta zona puede fluctuar a lo largo del año, pero los resultados indican que nunca está por debajo de los 50 cm.

Los patrones de humedad del suelo son más complejos (Figura 3). El sensor 3 (50 cm) indica un contenido de humedad constante y en condiciones de saturación total (≈40%), el sensor 1 (5 cm) muestra alta estabilidad y saturación elevada (≈30%). El sensor 2 (20 cm) refleja un patrón mucho más irregular. En el período de alta insolación, finales de primavera – verano – inicios de otoño, la humedad desciende hasta valores mínimos (≈20%) y se mantiene por debajo de los valores del sensor superficial mientras que durante el otoño, invierno e inicios de la primavera la humedad asciende hasta el 35 % y supera los valores del sensor superficial. En la estación meteorológica se han registrado valores de precipitación total anual superiores a los 5000 L m⁻², que en el verano están controladas por un exceso de precipitación oculta efectiva, que hace que el sensor de humedad de hoja muestre saturaciones del 100 %. Este aporte de agua es el responsable del mantenimiento de los altos niveles de humedad en la superficie del suelo durante los meses más cálidos y con menos lluvia. Este aporte no alcanza la capa subsuperficial que se drena lateralmente y por evapotranspiración debido a las características hidráulicas de estos suelos (Ivanov, 1981) en los que el 99% del flujo de agua se produce dentro de los 10 cm superiores (Holden et al., 2006)

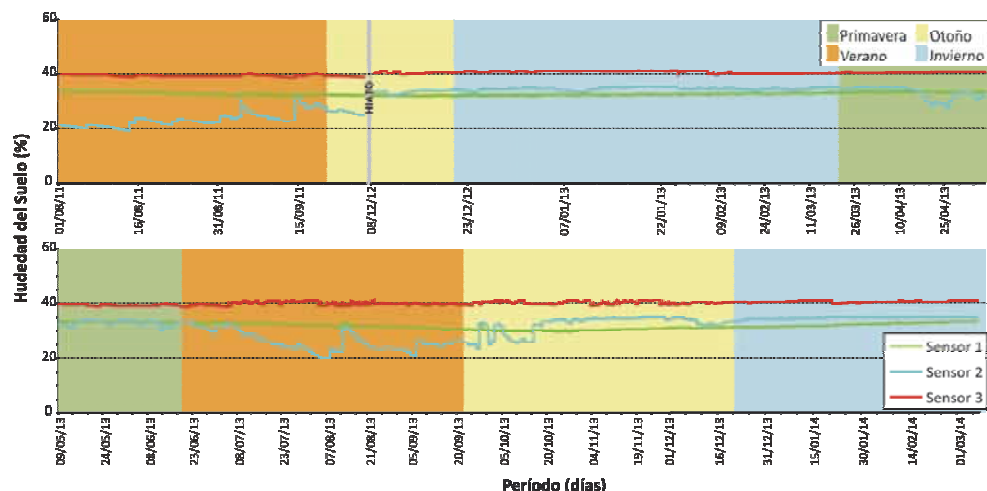


Figura 2. Registro de la humedad del suelo orgánico de CVM a 3 profundidades durante el período 01/08/2011 – 01/03/2014.

La alta humedad de estos suelos a lo largo del año y los rápidos cambios que se producen en la capa subsuperficial pueden reducir sustancialmente la formación y emisión de CO₂, ya que se ha demostrado estas emisiones tienen una muy débil histéresis (Moore y Dalva, 1993). La existencia de una capa temporalmente óxica a 20 cm de la superficie coincidiendo con las temperaturas más elevadas estimula la actividad microbiana y fenolítica (Wetzel 1992; Freeman et al. 2001; Chivers et al., 2009) favoreciendo la oxidación enzimática bacteriana del CH₄ generado en las capas más profundas, impidiendo su exportación a la atmósfera. Esta regulación edafoclimática de la desgasificación puede permitir la oxidación del 20 al 90% de metano producido (Szafranek-Nakonieczna y Bencicelli, 2010). En estas condiciones, es

plausible considerar que estas turberas estén funcionando como sumideros netos de C, hipótesis que habrá que corroborar con la determinación directa de CO₂ y CH₄.

Bibliografía

- Chivers M. R., Turetsky M. R., Waddington J. M., Harden J. W., McGuire A. D. 2009. Effects of Experimental Water Table and Temperature Manipulations on Ecosystem CO₂ Fluxes in an Alaskan Rich Fen. *Ecosystems* 12, 1329–1342.
- Cox PM, Betts RA, Jones CD, Spall SA, Totterdell IJ. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184–187.
- Freeman, C., Ostle, N., Kang, H., 2001b. An enzymic ‘latch’ on a global carbon store. *Nature* 409, 149
- Gorham E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol Appl* 1:182–95.
- Holden J. 2005. *Philos. Trans. R. Soc. A* 363: 2891–2913.
- Holden J, Evans MG, Burt TP, Horton M. 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *Journal of Environmental Quality* 35:1764-1778.
- Ivanov KE. 1981. Water movement in mirelands. London: Academic Press.
- Kettridge, N., Baird, A. 2008. *European Journal of Soil Science* 59, 327–338.
- McKenzie, J., Siegel, D., Rosenberry, D., Glaser, P. & Voss, C. 2007. *Hydrological Processes*, 21, 369–378.
- Ministerio de Medio Ambiente. Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. 2000. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza.
- Moore TR, Roulet NT, Waddington JM. 1998. Uncertainties in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Climatic Change* 40:229–45.
- Moore, T.R., Dalva, M. 1993. *Journal of Soil Science* 44, 651–664.
- Pontevedra-Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J.C., García-Rodeja, E. & Martínez Cortizas, A. (2006). Mountain mires from Galicia (NW Spain). In: Martini, I.P., Martínez, A., Chesworth, W. (eds.), *Peatlands: basin evolution and repositories of records of environmental and climate changes*, Elsevier (Development in Earth Surface Processes), London. pp: 83 – 108.
- Pontevedra-Pombal, X; Martínez-Cortizas, A; Buurman, B. 2004. Las turberas de montaña de Galicia como sumideros de carbono. *Edafología* 11: 295-307.
- Sulman, B.N. 2012. Peatland carbon cycle responses to hydrological change at time scales from years to centuries: Impacts on model simulations and regional carbon budgets. PhD dissertation, University of Wisconsin.
- Szafranek-Nakoneczna A, Bennicelli RP. 2010. Ability of Peat Soil to Oxidize Methane and Affect Temperature and Layer Deposition. *Polish J. of Environ. Stud.* 19, 805-810.
- Turunen J, Tahvanainen T, Tolonen K, Pitkanen A. 2001. Carbon accumulation in West Siberian mires, Russia. *Global Biogeochem. Cycles* 15:285–296.
- Updegraff K, Bridgham S D, Pastor J, Weishampel P, Harth C, 2001. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications*, 11(2): 311–326.
- Updegraff K, Bridgham SD, Pastor J, Weishampel P, Harth C. 2001. *Ecol Appl* 11:311–26.
- Wang, X., Li, X., Hu, Y., Lv, J., Sun, J., Li, Z., Wu, Z. 2010. Effect of temperature and moisture on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost peatland in the Great Hing'an Mountains, northeastern China. *J Environ Sci.* 22, 1057-1066.
- Weltzin JF, Pastor J, Harth C, Bridgham SD, Updegraff K, Chapin C. 2000. *Ecology* 81:3464–78.
- Wetzel, R.G., 1992. *Hydrobiologia* 229, 81–198.
- Zhang Y, Li C, Trettin C, Li H, Sun G. 2002. An integrated model of soil hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1061.

Formación de microagregados dentro de macroagregados: Un sistema de auto-protección del carbono orgánico del suelo

J. Albaladejo^{1*}, N. García-Franco¹, M. Martínez-Mena¹, R. Ortiz²

¹ CEBAS-CSIC. Campus de Espinardo, 30100. Murcia, España. *jalba@cebas.csic.es

² Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100. Murcia. España

Resumen

Entre las funciones ambientales del suelo, la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de C, cobra cada día mayor interés. En una experimentación, realizada en la Región de Murcia, se estudiaron los mecanismos de acumulación y estabilización del C en el suelo tras la reforestación de un área de matorral degradado. Los resultados mostraron un significativo aumento del porcentaje de microagregados ocluidos dentro de macroagregados (mM) y del carbono orgánico (CO) asociado a estos mM (CO-mM) en las zonas reforestadas respecto al matorral. Adicionalmente, se establecieron correlaciones positivas de la actividad microbiológica con mM y OC-mM en el suelo reforestado y una correlación negativa entre actividad microbiológica y mM en el matorral. Estos resultados sugieren: a) el desarrollo en el suelo reforestado de un sistema de autoprotección del CO frente al aumento de la actividad microbiana, y b) que la correlación entre actividad microbiológica y mM puede ser un indicador válido de procesos dinámicos de degradación o recuperación del suelo.

Introducción

El protocolo de Kyoto sugirió una limitación de las emisiones de CO₂, basado en un sistema de mercado de créditos de carbono. La mayor o menor permisividad de emisiones se supedita a la compensación por cantidades de CO₂ secuestradas. La aforestación o reforestación de áreas degradadas es un método, ampliamente preconizado, para el secuestro de C en el suelo (De Gryze et al., 2004). Sin embargo, existen serias contradicciones entre los resultados publicados (Cao et al., 2010; Wiesmeier et al., 2009; Laganière et al., 2010). Se necesita, por tanto, un mejor conocimiento de los mecanismos y factores que controlan la acumulación y estabilización del CO en el suelo tras la reforestación.

La cantidad y composición de los aportes vegetales es un factor clave que controla la acumulación de CO en el suelo, al tiempo que promueve la agregación del suelo (Denef et al., 2001; Abiven et al., 2007). Es un hecho demostrado que la formación de agregados en el suelo, favorece la protección de la materia orgánica frente a la oxidación y descomposición (Six et al., 2000). Según el modelo conceptual de Golchin et al. (1994), los pools de materia orgánica fresca producen una rápida estimulación de la actividad biológica del suelo, acompañada de un significativo aumento en la formación de macroagregados. En el interior de estos macroagregados, en suelos no perturbados, se crea un ambiente propicio para la formación de microagregados que retienen en su interior CO que queda fuertemente estabilizado y protegido (Denef et al., 2007).

En este estudio se presentan los mecanismos de secuestro y estabilización del CO tras la reforestación de un área de matorral degradado y se describe un nuevo índice para determinar la tendencia de los procesos de degradación o regeneración del suelo.

Material y métodos

El estudio se realizó en la Sierra de Carrascoy (Región de Murcia) en condiciones ambientales mediterráneas semiáridas. La asociación Calcisol pétrico- Calcisol háplico define la mayoría de los suelos del área. En 1992 un área de 20 x 30 m fue reforestada con *Pinus halepensis*,

mediante terrazas enmendadas con residuos orgánicos, utilizando el matorral adyacente como control.

En 2012, veinte años después de la reforestación, se tomaron las muestras de suelo utilizadas en este estudio. El fraccionamiento de los agregados del suelo se realizó mediante tamizado en húmedo (Elliot, 1986). Se separaron tres fracciones: M, macroagregados (> 250 μm); m, microagregados (250-65 μm); y limo mas arcilla, partículas menores de 65 μm . Los microagregados contenidos dentro de macroagregados fueron mecánicamente aislados siguiendo la metodología descrita por Six et al. (2000). El carbono orgánico en macro y microagregados fue determinado con un Analizador Elemental. La respiración basal se midió mediante la incubación del suelo durante un periodo de 31 días (Bastida et al., 2007). Mas detalles sobre material y métodos en García-Franco et al. (2014).

Resultados y discusión

La distribución del porcentaje de agregados estables (datos no mostrados en esta comunicación), muestra un proceso activo de formación de macroagregados (M) en el suelo reforestado, que inicialmente sufrió una severa degradación estructural, debido a las labores del aterrazado mecánico. Adicionalmente, el porcentaje de microagregados dentro de macroagregados (mM) y la concentración de CO de estos microagregados (OC mM), fue significativamente mayor en el suelo reforestado que en el matorral inicial (Tabla 1). En conjunto, estos resultados sugieren la presencia de un proceso de agregación y secuestro de C en el suelo aforestado, siguiendo un modelo jerárquico en el que los macroagregados constituyen el núcleo para la formación de los microagregados en su interior (Oades, 1984). En este estudio, el proceso se desarrolla en dos fases: 1) rápida formación de macroagregados debido al aumento de la población de hongos y de agentes enlazantes como carbohidratos procedentes de los restos vegetales, y 2) un proceso mas lento en el que la presencia de materia orgánica descompuesta, metabolitos y otros productos biogénicos, cationes polivalentes principalmente Ca^{2+} y otros agentes enlazantes, promueven reacciones entre materia orgánica y partículas de arcilla y limo que conducen a la formación de microagregados muy estables.

Asimismo, la respiración basal en el suelo reforestado es significativamente mayor que en el matorral (Tabla 1), lo que indica un notable aumento de la actividad biológica tras la reforestación. La estrecha correlación entre RB y % de M, en ambos tratamientos, muestra el papel clave de los microorganismos en la agregación del suelo, como han mostrado otros investigadores (Diaz et al., 1994; Daynes et al., 2013).

Tabla 1: Porcentaje de microagregados dentro de macroagregados (mM), concentración de carbono orgánico en microagregados dentro de macroagregados (OC mM) y respiración basal (RB), en los tratamientos reforestado (RF) y matorral (MT).

Profundidad (cm)	mM (%)		OC mM (gkg^{-1})		Respiración Basal ($\text{mg CO}_2\text{C kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	
	MT	RF	MT	RF	MT	RF
0-5	29b	50a	1.2b	2.5a	5.2b	11.8a
5-20	46a	41a	1.7a	1.8a	3.8b	7.7a
20-25	41a	34b	1.4a	1.3a	1.9a	1.9a

Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos (Test de Tukey, $p < 0.05$).

Sin embargo, las correlaciones entre RB-mM y RB-OCmM mostraron un comportamiento muy diferente entre ambos tratamientos. Las altas correlaciones positivas en el suelo reforestado sugieren la intervención de un proceso activo de formación de m dentro de M, que aumenta estabilidad de los m y del CO asociado a éstos, conduciendo al secuestro de C en el suelo. Paradójicamente, el aumento de la RB conduce a acumulación de C en el suelo, lo que

parece indicar que este mecanismo de formación de m, enriquecidos en CO, dentro de M es un sistema de auto-protección que desarrolla el suelo frente al aumento de la actividad microbológica y hace que este aumento sea beneficioso para el desarrollo de las funciones del ecosistema. Este sistema se activa con el aumento de la RB del suelo que, en este estudio, está asociado al incremento de aportes de restos vegetales.

Contrariamente, en el matorral se estableció una elevada correlación negativa entre RB y mM. Sugiriendo la presencia de un proceso de ruptura de agregados y pérdida de C en el ecosistema, derivado de la disminución de aportes de restos vegetales por la degradación del matorral. En función de estos resultados, pensamos que las correlaciones RB-mM y RB-OCmM pueden ser un indicador válido y fiable para determinar la tendencia de los procesos de degradación o recuperación del suelo. Correlación positiva supone recuperación del suelo, mientras que correlación negativa es indicativa de su degradación. La ventaja de este indicador es que no se necesitan largos periodos de tiempo para establecer tendencias, basta con una medición, en un momento determinado, para conocer la dinámica del ecosistema.

Tabla 2: Correlaciones entre la respiración basal y el porcentaje de macroagregados (RB-M), respiración basal y el porcentaje de microagregados dentro de macroagregados (RB-mM) y respiración basal y concentración de carbono orgánico en microagregados dentro de macroagregados (OC mM), en los tratamientos matorral (MT) y reforestado (RF).

Parámetros correlacionados	Tratamiento	
	MT	RF
RB-M	0.798**	0.933**
RB-mM	-0.838**	0.911**
RB-OC mM	ns	0.819**

** Nivel de significación: $p < 0.01$. ns: No significativas.

Agradecimiento

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, Plan Nacional de I+D+i 2008-2011 (Proyecto AGL2010-20941).

Bibliografía

- Abiven, S., Menasseri, S., Angers, D.A., Leterme, P. 2007. Dynamic of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science*, 58: 239-247.
- Bastida, F., Moreno, J.L., Hernandez, T., Garcia, C., 2007. Microbial activity in non-agricultural degraded soils exposed to semiarid climate. *Science of the Total Environment*, 378: 186-189.
- Cao, S., Tian, T., Chen, L., Dong, X., Tu, X., Wang, G. 2010. Damage caused to the environment by reforestation policies in arid and semi-arid areas of China. *Ambio*, 39: 279-283.
- De Gryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S.J., Paul, E., Merckx, R. 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversion. *Global Change Biology*, 10: 1120-1132.
- Daynes, C.N., Field, D.J., Saleeba, J.A., Cole, M.A., McGee, P.A., 2013. Development and stabilization of soil structure via interactions between organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and plant roots. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 683-694.
- Denef, K., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S.D., Elliott, E.T., Merckx, R., Paustian, K., 2001. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1599-1611.
- Denef, K., Zotarelli, L., Boddey, R.M., Six, J. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two oxisols. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1165-1172
- Diaz, E., Roldan, A., Lax, A., Albaladejo, J., 1994. Formation of stable aggregates in degraded soils by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma*, 63, 277-288.

- Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627–633.
- García-Franco, N., Wiesmeier, M., Goberna, M., Martínz-Mena, M., Albaladejo, J., 2014. Carbon dynamic after afforestation of semiarid shrublands: Implications of site preparation techniques. *Forest Ecology and Management*, 319: 107-115.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ^{13}C P/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Aust. J. Soil Res.* 32, 285–309.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 439-453.
- Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76, 319–337.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 681–689.
- Wiesmeier, M., Dick, D.P., Rumpel, C., Dalmolin, R.S.D., Hilscher, A., Knicker, H., 2009. Depletion of soil organic carbon and nitrogen under *Pinus taeda* plantations in Southern Brazilian grasslands (Campos). *European Journal of Soil Science*, 60, 347-359.

¡Que veinte años no es nada!: cambios en el carbono orgánico de suelos agrícolas forestados en clima semiárido

C. Segura¹, M.N. Jiménez², O. Nieto¹, F.B. Navarro², E. Fernández-Ondoño^{1*}

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, España, *efernand@ugr.es

²Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales, Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA), Granada, España

Resumen

La evolución del carbono orgánico (COS) en las forestaciones de ambientes semiáridos es lenta y presenta incógnitas relacionadas con el uso agrícola previo, las técnicas de preparación del suelo para la forestación, los aportes de materia orgánica de la vegetación y los efectos asociados a las características intrínsecas de los suelos y del clima. Este trabajo tiene como objetivo estudiar y comparar la evolución y el secuestro de carbono bajo diferentes usos del suelo comparados con zonas agrícolas forestadas en 1995 mediante diferentes técnicas de preparación del suelo. La forestación se realizó con pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) Las técnicas de preparación del suelo utilizadas no afectaron al COS a medio plazo. Después de 20 años, el contenido de COS incrementó en un 50%, aunque los incrementos de un año respecto al anterior no siempre fueron significativos y han estado condicionados por las precipitaciones, la variabilidad de las parcelas y la gestión de la biomasa. El menor incremento se observó en el periodo de 2010 a 2013, probablemente debido a las bajas precipitaciones de los dos años anteriores y a la poda de los pinos realizada en 2010, cuyos restos fueron eliminados de las parcelas y permitió la entrada de luz en la masa, y por tanto se favorecieron los procesos de mineralización. Tras veinte años, el contenido en COS de la forestación fue superior al del erial ($12,23 \pm 3,77 \text{ Mg ha}^{-1}$ frente a $9,52 \pm 4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) y al cereal de partida ($8,02 \pm 5,54 \text{ Mg C/ha}$), aunque no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre estos usos del suelo. Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas entre todos los usos del suelo y el pinar natural cercano a Rambla de Becerra, que se considera como etapa de vegetación clímax de la zona, y que asumimos presenta el contenido en COS máximo que la forestación podría alcanzar ($40,59 \pm 9,53 \text{ Mg ha}^{-1}$). La forestación de Rambla de Becerra presentó un COS del 30% respecto al pinar natural, lo que indica la gran potencialidad para el secuestro de carbono de estos suelos.

Introducción

La restauración de ecosistemas degradados a través de actuaciones como los cambios de uso del suelo, por ejemplo las forestaciones de tierras agrícolas (Smith 2008), es una estrategia con múltiples beneficios para mejorar la calidad de los suelos, el agua, la biomasa y la productividad, así como para reducir el CO₂ en la atmósfera, tal y como recogen las estrategias de mitigación del cambio climático desarrolladas por el IPCC y el Protocolo de Kyoto. Para establecer el grado de capacidad de secuestro de carbono por un suelo hay que tener en cuenta: el clima, el tipo de suelo y las entradas de materia orgánica, que están condicionadas por el manejo y que influyen a su vez en la calidad de un suelo. Aunque los aportes de materia orgánica son menores que en climas templados, en condiciones semiáridas, el índice de mineralización de la materia orgánica es muy bajo (Freibauer et al., 2004). Como además partimos de un territorio degradado, con bajo contenido en carbono orgánico (Montiel, 2006), la potencialidad de acumulación de carbono puede ser alta en comparación con aquellos sistemas que estén cerca de alcanzar su capacidad máxima de almacenamiento (equilibrio). Los objetivos de este trabajo fueron estudiar los parámetros que pueden influir en la evolución del carbono orgánico en suelos agrícolas forestados en clima semiárido (las

técnicas de preparación del suelo previas a la forestación, los aportes de materia orgánica y las características de los suelos y del clima) y comparar el secuestro de carbono en diferentes usos del suelo.

Material y métodos

El área de estudio, Rambla de Becerra, se localiza en el NE de Granada y se caracteriza por una fuerte continentalidad y xericidad estival, gran irregularidad inter-anual en las precipitaciones (precipitación media anual de 320 mm) y una concentración de precipitaciones casi exclusivamente en el periodo de bajas temperaturas. Gran parte del territorio estuvo destinada a los cultivos de cereal hasta su abandono en el año 1994. Entre 1995 y 1996 se realizó una forestación de pino carrasco en parcelas de experimentación con diferentes procedimientos de preparación suelo. El pino carrasco forma parte de la vegetación potencial de la zona de estudio: muy cerca de Rambla de Becerra se mantiene una comunidad de pinar autóctono en buen estado de conservación (Navarro et al., 2011). Se realizaron 10 tratamientos de preparación del suelo en 30 parcelas de experimentación, en las cuales prácticamente toda la biomasa procedía de las herbáceas y el pino carrasco. La densidad de la forestación fue de 250 pies ha⁻¹ (Bocio et al., 2004). En el resto del área de estudio, no forestado pero abandonado, se estableció un erial como consecuencia del proceso de sucesión que se inició al dejar de labrar el suelo (Navarro et al., 2006). En 2010 se realizó una poda de las ramas inferiores de los pinos y este material se retiró de las parcelas.

Los datos mensuales de temperatura y precipitación de 1995 a 2012 se obtuvieron a partir de la estación meteorológica de Rambla de Becerra. Los datos de los aportes de biomasa de herbáceas del erial y de la forestación en sus primeros años, que utilizamos para medir la cantidad de materia orgánica que entra al sistema, se midieron durante nueve años tras la forestación en parcelas de 50x50 cm. Asumimos que la producción de *litterfall* de los pinos de las forestaciones es la misma que la estudiada por Navarro et al. (2013) en otra forestación colindante de la misma edad y con las mismas características dasométricas.

Para estudiar la evolución del COS, se tomaron muestras de suelo dentro de las parcelas forestadas en plots al azar de 10x10m en 2002, 2007, 2010 y 2013. En cada uno de ellos se recogieron tres muestras de 0-5 cm para determinar la densidad aparente (Blake y Hartge, 1986) y una muestra compuesta de suelo de 0-10 cm. Además, se tomaron muestras en el erial en 2010 y 2013 (9 puntos al azar), y en 2010 se muestrearon siete zonas seleccionadas al azar en cultivos de cereal adyacentes y siete más en el pinar natural. Asumimos que tanto el cereal como el pinar natural son suelos en equilibrio respecto al contenido en carbono orgánico.

La determinación del COS y el resto de propiedades del suelo se realizó de acuerdo con los métodos propuestos por el Soil Conservation Service (1972).

Las diferencias a través del tiempo y los efectos de los tratamientos del suelo previos a la forestación de las parcelas se testaron mediante un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA-MR). Para determinar las diferencias en el COS entre los usos del mismo (forestación, erial, cereal y pinar natural) se realizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Como método de comparaciones múltiples se aplicó el test de Tukey con un nivel de confianza del 95%.

Resultados y discusión

Las entradas de carbono en el sistema resultaron ser muy variadas (1,92 ±1,49 Mg ha⁻¹ de biomasa seca aérea de herbáceas). El aporte de restos por la biomasa aérea de los árboles se estimó en 0,95±0,17 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Navarro et al., 2013). Aproximadamente el 50 % de esta biomasa asumimos que es carbono orgánico. A esta cantidad le añadimos un 35% de las raíces. El carbono orgánico que es aportado al suelo por los árboles correspondió al 50% de la biomasa aérea seca más un 35% de aporte de las raíces.

El COS en la forestación incrementó de forma significativa con los años (Tabla 1). Desde el abandono del cultivo en 1994, el contenido de COS ha incrementado en un 50%, aunque los incrementos de un año respecto al anterior no siempre fueron significativos y han dependido de las precipitaciones, la variabilidad de las parcelas y de la gestión de la biomasa. Durante el periodo 2002-2012 se observaron las mayores variaciones interanuales. Cuando se realiza una forestación o se abandona un cultivo, son las comunidades herbáceas las que colonizan inmediatamente el medio. Dependiendo del año climatológico, la producción de biomasa de este tipo de comunidades en los primeros años de establecimiento de los árboles se puede incrementar considerablemente. En Rambla de Becerra la biomasa de herbáceas de 1998 a 2001 fue entre siete y nueve veces superior a la producida a partir de 2002. Esta explosión de biomasa coincidió con precipitaciones previas por encima de la media de la zona. A medida que los pinos crecían, se incorporaba también la biomasa generada por los árboles en detrimento de la productividad de las herbáceas, con las que compiten por los recursos. El menor incremento en el COS se produjo de 2010 a 2013 probablemente debido a las bajas precipitaciones de los dos años anteriores y a la poda de los pinos realizada en 2010.

Tabla 1. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS, Mg C ha⁻¹) medido en cultivos de cereal, erial, forestaciones y pinar natural. Entre paréntesis se muestra la desviación estándar.

	Año	n	COS (Mg C ha ⁻¹)
Cereal	En equilibrio	7	8,02 (0,47)
Erial	2010	9	8,86 (2,64)
	2013	9	9,52 (4,5)
Forestación	1998	30	4,08 (4,38)
	2002	30	5,69 (2,36)
	2007	30	9,88 (2,95)
	2010	30	11,70 (3,15)
	2013	30	12,23 (3,77)
Pinar natural	En equilibrio	7	40,59 (9,53)

Las técnicas de preparación del suelo previas no afectaron al COS a medio plazo (Tabla 2). Otros autores tampoco encontraron diferencias significativas en la preparación del suelo previa a las plantaciones (Paul et al. 2002).

Tabla 2. Análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA-MR) para estudiar el efecto de las técnicas de preparación del suelo y su evolución temporal en el COS (Mg C ha⁻¹).

	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>p</i> -value
Tratamiento	9	1,66	0,1655
Año	4	35,24	0,0000
Tratamiento*Año	36	0,74	0,8410

Son numerosos los estudios que han tratado de establecer las diferencias en el COS entre usos y manejos (Romanyà et al., 2000; Nieto et al., 2012). Tras veinte años de abandono de los cultivos, el contenido en COS de la forestación fue superior al del erial (12,23 ± 3,77 Mg C ha⁻¹ frente a 9,52 ± 4,5 Mg C ha⁻¹) y al cereal de partida (8,02 ± 5,54 Mg C ha⁻¹), aunque no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre estos usos del suelo (Figura 1). Sin embargo, la importancia de la forestación como depósito de CO₂ radica en la cantidad de biomasa viva producida que a su vez fija carbono de la atmósfera. Sí se encontraron diferencias significativas entre todos los usos del suelo y el pinar natural cercano a Rambla de Becerra que consideramos como muestra de vegetación clímax de la zona, y por tanto, el que presenta el contenido en carbono máximo que la forestación podría alcanzar (40,59 ± 9,53 Mg C ha⁻¹).

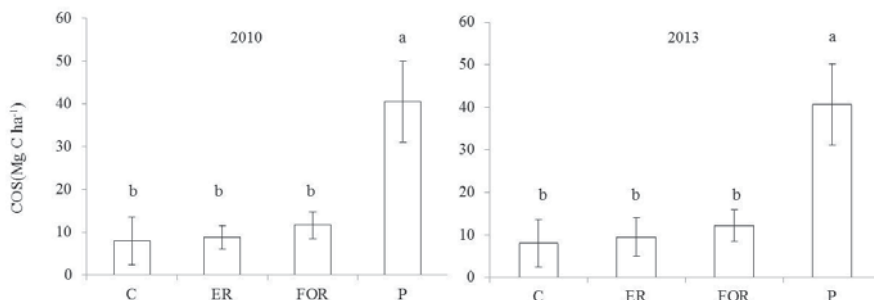


Figura 1. Carbono orgánico del suelo (COS) en el cereal (C), el erial (ER), la forestación (FOR) y el pinar natural (P) en 2010 y en 2013. Las diferencias entre grupos fueron analizadas con el test de Tukey. Diferentes letras indican diferencias significativas entre los usos del suelo ($p < 0,05$).

La forestación de Rambla de Becerra presentó un incremento de COS superior al estudiado por otros autores (Grünzweig et al., 2007; Pardos, 2010) y un COS del 30% respecto del pinar (Tabla 1), lo que indica la gran potencialidad para el secuestro de carbono de estos suelos, un proceso lento sobre todo en climas semiáridos.

Agradecemos al Programa Operativo del Fondo Social Europeo 2007-2013 de Andalucía la financiación del contrato disfrutado por M.N. Jiménez.

Bibliografía

- Blake, G.R., Hartge, K.H. 1986. Bulk Density. En: *Methods of soil analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods* (A. Klute ed.), Agronomy Monograph 9, p. 363-375.
- Bocio, I., Navarro, F. B., Ripoll, M. A., Jiménez, M. N., & De Simón, E. 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Annals of Forest Science* 61(2): 171-178.
- Grünzweig, J.M.; Gelfand, I.; Fried, Y. & Yakir, D. 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland. *Biogeosciences* 4: 891-904.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D., Smith, P., & Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1): 1-23.
- Montiel Molina, C. 2006. The Restoration of Forest Landscapes Through Farmland Afforestation Measures in Spain. En: *The Conservation of Cultural Landscapes* (Agnoletti, M. ed.), CABI, p. 195-208.
- Navarro, F.B., Ripoll, M.A., Jiménez, M.N., De Simón, E., & Valle, F. 2006. Vegetation response to conditions caused by different soil preparation techniques applied to afforestation in semiarid abandoned farmland. *Land Degradation & Development* 17(1): 73-87.
- Navarro, F.B., Ruíz-Mirazo, J., Ripoll, M.A., Robles, A.B., Jiménez, M. N. y González- Rebollar, J.L. 2011. Cuaderno de campo: visita a los montes públicos Cortijos del Conejo y Albarrán y Cortijo Becerra. IV Reunión del Grupo de Sistemas Agroforestales de la SECF. Granada.
- Navarro, F.B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jiménez, M. N., Ripoll, M. A., & Fernández-Ondoño, E. 2013. Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. *Forest Ecology and Management* 289: 354-362.
- Nieto, O.M., Castro, J., & Fernández-Ondoño, E. 2012. Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant and Soil*, 1-15.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., & Khanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168(1): 241-257.
- Pardos, J. A. 2010. *Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global*. Monográficos del INIA. Serie Forestal, 20. Madrid. 253 pp.
- Romanyà J, Cortina J, Falloon P, Coleman K, & Smith P, 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal Soil Science* 51:627-641.
- Soil Conservation Service. 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soils samples, Soil Survey Report 1. U.S.D.A., Washington, DC.

El secuestro de C en los suelos volcánicos cultivados: ¿Por qué unos suelos acumulan más C que otros?

Z. Hernández¹, P. Carral², A. Álvarez², T. de Figueiredo³, G. Almendros⁴

¹ Dpto. de Química, Universidad de La Laguna, Tenerife, zhernanh@ull.es

² Departamento de Geología y Edafología, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, Madrid

³ Instituto Politécnico de Bragança, Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Portugal

⁴ MNCN, CSIC, Madrid.

Resumen

La condición del suelo como sumidero de C a largo plazo es un tema controvertido, y ha generado discusiones que han puesto en evidencia la necesidad de diferenciar los suelos no sólo por la su contenido total de C sino por el tiempo en que éste permanece en el suelo. Se utilizan suelos volcánicos cultivados de las Islas Canarias para establecer modelos sobre las principales vías de estabilización de la materia orgánica que determinan los niveles de C en el suelo. Tras la caracterización agroquímica y mineralógica de 30 muestras de suelo, se analiza la calidad del C por diferentes técnicas espectroscópicas y degradativas térmicas. Los resultados sugieren la diferente estructura molecular de la materia orgánica, explicable por su formación a través de tres vías de estabilización de C: i) acumulación de biomacromoléculas vegetales en suelos vitrándicos, ii) insolubilización de C aromático en los suelos non-andic y iii) retención de sustancias alifáticas en microporos de los geles amorfos de los suelos ándicos. La aplicación de modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR) permitió identificar las variables que influyen en mayor medida en el secuestro de C en suelos, mostrando cómo sencillas prácticas agrícolas pueden contribuir a la conservación de los niveles de C de suelo.

Introducción

El suelo constituye la mayor reserva de C de las tierras emergidas del Planeta, almacenando más del 60% del C terrestre, lo que representa más del doble del C retenido en la biomasa vegetal y la atmósfera (Eswaran et al., 1995). Sin embargo, y a pesar de los trabajos de Lal (2003) que indican un potencial de secuestro de C en el suelo de 0,4 a 1,2 Pg C por año (cerca del 20 % de las emisiones antrópicas globales), el suelo no ha sido considerado como sumidero de C por el Protocolo de Kyoto. De hecho, las prácticas de conservación de suelo no han sido incluidas como Mecanismos de Desarrollo Limpio; debido a la dificultad que entraña conocer los niveles de C en cada tipo de suelo, así como el desconocimiento actual sobre el efecto que tendrían los cambios de uso del suelo sobre esta reserva de C (IPCC, 2007).

El problema no reside tanto en admitir que el suelo puede actuar como sumidero de C, sino en evaluar el tiempo en que el C queda apartado de la circulación atmosférica, lo que se ha denominado *tiempo de residencia medio* (TRM). Esta complicación añadida ha puesto de manifiesto la necesidad de diferenciar los suelos no sólo por la cantidad de C almacenado, sino por la calidad del mismo (Almendros, 2008). Así, la materia orgánica de reciente incorporación al suelo constituirá una reserva de C lábil. En efecto, la mayor parte del C que se acumula en los primeros centímetros del suelo, se volverá a intercambiar con el de la atmósfera en pocos días. La biomasa forestal aporta al suelo biomacromoléculas de biodegradación relativamente lenta, del tipo de ligninas, suberinas, así como productos con efecto alelopático o antimicrobiano, como fenoles, y resinas, que contribuyen a la acumulación de formas de C que pueden permanecer por más tiempo en la edafosfera. Por último, una fracción de C permanece almacenado en el suelo por largos periodos de tiempo, constituyendo una reserva de C recalcitrante (Almendros, 2008).

La información sobre los mecanismos responsables del secuestro de C en el suelo se encuentra muy limitada debido a que se desconoce con detalle tanto la estructura química de la materia orgánica como sus mecanismos de formación. Entre estos segundos, han sido descritas tres vías de estabilización de C de suelo que pueden actuar simultáneamente en los suelos volcánicos de Tenerife (Hernández et al., 2014, en prensa): i) la *preservación selectiva* de biomacromoléculas vegetales. En particular se admite que debido a la estequiometría variable y estructura macromolecular tridimensional con alto número de anillos aromáticos, ciertos constituyentes vegetales serían difícilmente biodegradables por los microorganismos, por lo que presentarían tendencia a acumularse en los suelos. Ello no quita para que trabajos posteriores (Stevenson, 1982) indicasen que la resistencia a la biodegradación de la lignina ha podido sobreestimarse en la literatura clásica, ii) la *insolubilización* de compuestos orgánicos de bajo peso molecular, favorecido por las superficies reactivas de los minerales, y iii) la *preservación física* de materia orgánica particulada, por encapsulación en los micro-agregados del suelo, impidiendo la difusión de las enzimas de los microorganismos requerida para su biodegradación (Tisdall y Oades, 1982).

En cualquier caso, estas vías de estabilización de C convergen en la formación de sustancias macromoleculares recalcitrantes que se incluyen dentro de la definición de sustancias húmicas del suelo. Estas sustancias (denominados ácidos húmicos o ácidos fúlvicos en función de su tamaño molecular y solubilidad) presentan composición química muy compleja e independiente a la de las macromoléculas formadas por procesos biosintéticos. Si bien existe una controversia histórica y bizantina respecto al hecho de que las sustancias húmicas sean mezclas heterogéneas de biomacromoléculas alteradas o auténticas heteromacromoléculas, lo cierto es que asumir la segunda hipótesis resulta relevante para explicar la resistencia a la biodegradación de las sustancias húmicas, así como definir la madurez de la materia orgánica (Almendros, 2008).

La condición del suelo como sumidero de C a largo plazo es un tema controvertido. Existen resultados discordantes en relación a la forma de evaluar el balance entre los procesos de humificación y de mineralización que determina el que un suelo constituya un sumidero local de C, pues ello depende de las condiciones climáticas, tipo de suelo y uso de la tierra. En el caso de los suelos agrícolas, parece bien establecido que el sistema de manejo es uno de los factores que más condiciona que el suelo actúe como un emisor y no como un sumidero de C (Lal, 2003). En los suelos forestales, un secuestro masivo de C acompañado por la acumulación de espesos horizontes de humus poco evolucionado, podría limitar el desarrollo de la vegetación por la carencia de nutrientes en formas asimilables (Almendros, 2008). De hecho, diversas escuelas de ecólogos han llegado a proponer que el destino natural de estos bosques donde se produce la inmovilización progresiva de los bioelementos no es otra que la generación de incendios con frecuencia histórica.

En los suelos desarrollados sobre materiales volcánicos, las intensas interacciones organominerales favorecen mecanismos de condensación entre los precursores de bajo peso molecular de las sustancias húmicas y los minerales de rango corto. El cultivo actuaría como factor dinamizador, a diferencia de los anteriores ecosistemas “estacionarios”, pues la desecación periódica de los geles amorfos favorecida por el riego y las labores superficiales contribuye a la agregación de suelo y ha podido demostrarse que determina una mayor resiliencia de los niveles de C (Hernández et al., 2012).

Con el objetivo de evaluar el efecto de las prácticas agrícolas sobre las vías de estabilización de C en suelos volcánicos, se propone estimar la medida en que los factores ambientales (altitud, temperatura y precipitación media anual), edáficos (tipo de suelo, composición mineralógica, contenido de materiales amorfos) y antrópicos (intensificación del cultivo) condicionan el contenido y calidad del C orgánico del suelo.

Material y métodos

Se seleccionaron áreas de estudio con suelos volcánicos cultivados en Tenerife (Islas Canarias, España). En todas las muestras de suelo se procedió a su caracterización según la Soil Taxonomy (2006). La composición química de los ácidos húmicos incluyendo índices estructurales, que informan de su origen y resistencia a la biodegradación, se analizaron por técnicas espectroscópicas en el rango del visible, infrarrojo y por resonancia magnética nuclear de C^{13} , así como por degradación térmica por pirólisis analítica-cromatografía de gases y espectrometría de masas. La influencia de las diferentes variables sobre el contenido de C de los suelos agrícolas fue analizada por escalado multidimensional (MDS) utilizando como criterio de similitud la correlación entre variables (distancia 1-Pearson), así como a través de modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales (PLSR).

Resultados y discusión

Los resultados del MDS sugieren que el C del suelo puede estar siendo estabilizado mediante distintas vías simultáneas, con diferente influencia según los grupos de suelos (Fig.1):

- 1) La *preservación selectiva de biomacromoléculas vegetales* parece ser la vía de estabilización dominante en suelos desarrollados sobre material riolítico (valores de C mayores al 2%). La presencia de esta materia orgánica poco transformada se correlaciona con mayores tasas de mineralización de C. Estas tasas se compensan con el aporte frecuente de enmiendas orgánicas por parte de los agricultores.
- 2) La *acumulación de formas de C aromáticas* (valores de C entre 1–1,5%) tiene lugar en suelos cultivados donde se han podido perder las propiedades ácidas y existe cierto contenido en minerales cristalinos (arcillas 1:1) y de C pirogénico procedente de quemaduras en el pasado o del aporte de residuos domésticos con material carbonizado. Las sustancias húmicas presentan carácter aromático y condensado.

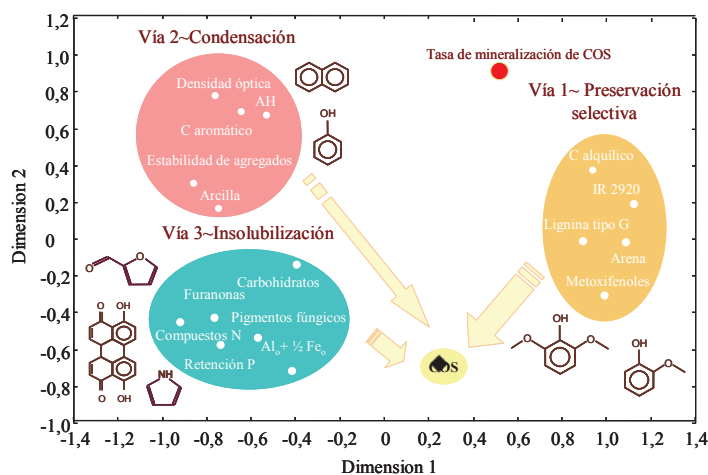


Figura 1: MDS que sugiere la diferenciación entre grupos de variables implicadas en las tres vías de estabilización del C en suelos volcánicos cultivados.

- 3) Por último, pudo constatar *la acumulación de estructuras alifáticas en el suelo* (valores de C entre 2–6%)—derivados de carbohidratos o compuestos nitrogenados—que hace que las sustancias húmicas presenten semejanza estructural con las formadas en ambientes hidromorfos. La formación de este C podría estar favorecida en gran parte la alteración de metabolitos microbianos en suelos ácidos antiguos. Las propiedades de la materia orgánica sugieren su origen mediante mecanismos de estabilización de C dentro

de microporos del suelo, donde se diferenciarían condiciones de hidromorfia persistente en micro-compartimentos específicos favorecidos por los geles amorfos. En estos suelos, el sistema de conducción del viñedo en “parral alto” favorece condiciones de sombra que, junto a la existencia de cubiertas vegetales permanentes, favorecerían la preservación de estos geles amorfos en el suelo.

Los resultados obtenidos mediante PLSr muestran la diferente importancia de los factores ambientales, edáficos o antrópicos en el secuestro de C en los suelos volcánicos cultivados. Así, en la Fig. 2 se observa como el contenido de materiales amorfos ($Al_0+1/2Fe_0$) y humina, la ausencia de minerales cristalinos, la presencia de pigmentos fúngicos, la abundancia de compuestos nitrogenados (piridinas y furanos liberadas por pirólisis), son las que explican en mayor medida el contenidos en C de los suelos (presentan los mayores coeficientes normalizados). Por otro lado se confirma que los niveles más bajos de C (coeficientes negativos) concurren en los suelos con mayores tasas de mineralización de C.

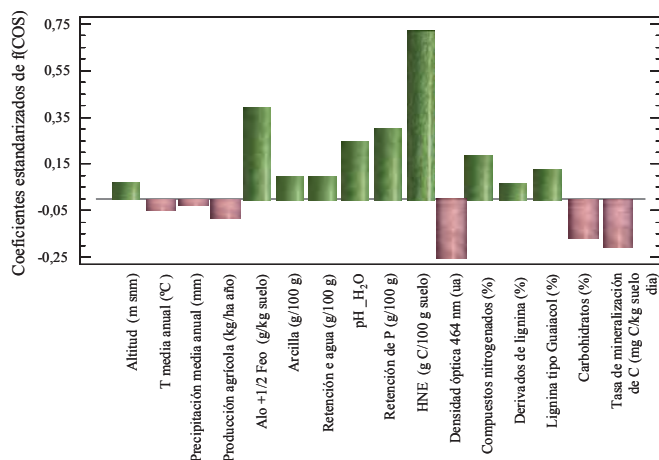


Figura 2: Coeficientes de la función de predicción del C orgánico de los suelos cultivados de la Isla de Tenerife, obtenida mediante regresión por mínimos cuadrados parciales.

Bibliografía

- Almendros G, 2008. Humic substances. En: *Encyclopedia of Soil Science* (Cheswort, W ed.). Springer, Dordrecht, p. 97–99.
- Eswaran H, Van Den Berg E, Reich P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* 57: 192–194.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- Hernández Z, Almendros G, Carral P, Álvarez A, Knicker H, Pérez-Trujillo JP. 2012. Influence of non-crystalline minerals in the total amount, resilience and molecular composition of the organic matter in volcanic ash soils (Tenerife Island, Spain). *European Journal of Soil Science* 63:603–615.
- Lal R. 2003. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22: 151–184.
- Stevenson FJ. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, 2nd ed. Wiley, New York.
- Tisdall JM, Oades JM. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141–163.

Tasas de secuestro de Carbono y su estratificación a medio plazo (5 y 8 años) en un viñedo semiárido con cubierta vegetal de La Rioja (España)

F. Peregrina^{1*}, E. P. Pérez-Álvarez¹, E. García-Escudero¹

¹Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario (CIDA), Instituto de Ciencias de la Vid y el Vino (CSIC-CAR-UR), Logroño, España; *fernandoperegrina@hotmail.com; fperegrina@larioja.org

Resumen

Las técnicas de agricultura de conservación, como las cubiertas vegetales, pueden incrementar el C del suelo en viñedos semiáridos españoles en el corto plazo. Sin embargo, existe muy poca información sobre cómo evolucionan estas tasas de secuestro de C y su estratificación en el medio-largo plazo. El objetivo de este estudio fue evaluar las tasas de secuestro de C a diferentes profundidades en el medio plazo (5 y 8 años). El ensayo se estableció en 2004, en un viñedo de cv. Tempranillo sobre un suelo *Haploxerepts*, donde se establecieron dos tratamientos, laboreo convencional y una cubierta vegetal espontánea. Se determinó el contenido de C orgánico en los años 2009 y 2012 a 0-2,5, 2,5-5, 5-15 y 15-25 cm de profundidad y se calculó la variación del contenido de C respecto del laboreo teniendo en cuenta el porcentaje de elementos gruesos y la densidad del suelo.

Los resultados obtenidos mostraron que hay mayor cantidad de C secuestrado en la superficie del suelo (0-2,5 cm) y que este C se va reduciendo al aumentar la profundidad. La máxima tasa de secuestro de C, de 2,78 Mg C/ha/año, se produjo 5 años después del establecimiento de las cubiertas. Después de 8 años esta tasa se redujo a 1,98 Mg C/ha/año. Esta reducción no se debió a que en el conjunto del suelo muestreado (0-25 cm) se hubiera alcanzado el máximo secuestro de C, ya que, de 2009 a 2012 el C en la superficie del suelo no se incrementó pero sí lo hizo en la zona subsuperficial (2,5-5 cm), aunque con una tasa de acumulación de C menor que la encontrada en superficie (0-2,5 cm) después de 5 años con cubierta vegetal en la calle del viñedo.

En conclusión, a medio plazo (8 años) bajo las cubiertas vegetales no se habría alcanzado el equilibrio en el contenido de C ya que sigue existiendo secuestro de C en las capas subsuperficiales y, por tanto, es necesario seguir monitorizando el contenido de C y su estratificación en este ensayo para poder determinar en qué momento se alcanzaría el equilibrio del contenido de C y conocer la máxima capacidad de secuestro de C bajo cubiertas vegetales en el viñedo en las condiciones climáticas semiáridas de La Rioja.

Introducción

Incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo con técnicas de agricultura de conservación tiene un gran interés por su capacidad de mejorar la calidad del suelo y porque el secuestro de C en el suelo puede atenuar los efectos negativos del incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera. Comparado con las técnicas agrícolas tradicionales, la agricultura de conservación puede jugar un papel clave en el descenso de las emisiones de CO₂ y en incrementar el secuestro de carbono en el suelo (Lal, 2004).

En la D.O.Ca. Rioja existen aproximadamente unas 60.000 hectáreas de viñedo. En estos viñedos el laboreo es el manejo de suelo tradicionalmente utilizado para reducir la competencia de las malas hierbas por el agua y los nutrientes del suelo. El laboreo entierra los residuos, rompe los macroagregados, aumenta la aireación y estimula la degradación microbiana de la materia orgánica del suelo. En consecuencia, los suelos de viñedo en esta región tienen, en general, bajo contenido de materia orgánica (< 1%) (Peregrina et al., 2010a). Recientemente, el uso de cubiertas vegetales se plantea en esta región como estrategia para reducir el exceso de vigor de las cepas y mejorar la calidad de la uva. Así, en trabajos previos en La Rioja, se ha encontrado que las cubiertas vegetales a corto plazo (4 años) pueden

incrementan el carbono orgánico con tasas del orden de 1,5 Mg C/ha/año y de forma estratificada (Peregrina et al. 2010b). Sin embargo, existe muy poca información sobre cómo evolucionan las tasas de secuestro de C con el tiempo y sobre cuándo se alcanzaría el máximo nivel de C orgánico en el equilibrio en agro-sistemas como el viñedo con cubiertas vegetales. Por tanto, el objetivo de nuestro trabajo fue estudiar el contenido e incremento del C del suelo, su incremento y estratificación respecto del laboreo en el medio plazo, 5 a 8 años después de la implantación de una cubierta vegetal, en un viñedo representativo de las condiciones edafoclimáticas de La Rioja.

Material y métodos

El ensayo está ubicado en la finca “La Grajera”, propiedad de la Comunidad Autónoma de La Rioja, en un viñedo plantado en 1994 con la variedad (*Vitis vinifera* L.) Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, conducido en vaso y con un marco de plantación de 2,90 m x 1,15 m. Cada parcela tenía unas dimensiones de 69 m x 5,80 m con 60 cepas. El suelo se clasifica como Haploxerepts (Soil Survey Staff, 2006). La textura en los 30 cm superficiales queda definida por 33,7 % de arena, 43,3 % de limo y 23,0 % de arcilla. El contenido en carbonatos es del 14,9 %, el pH en agua 8,62 y el contenido de materia orgánica 0,93 %.

El ensayo se dispuso en bloques al azar con dos tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos fueron:

(L) Laboreo: se aplica el laboreo convencional a ambos lados de la línea de plantación.

(CE) Cubierta Espontánea: tratamiento en el que desde 2004 se mantiene a ambos lados de la línea de plantación, una cubierta vegetal conformada por especies de vegetación espontánea formada por las siguientes especies *Bromus mollis* L., *Hordeum murinum* L., *Diplotaxis erucoïdes* (L.) DC., *Sonchus asper* (L.) Hill, *Sonchus oleraceus* L., *Veronica latifolia* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist. y *Papaver hybridum* L.

La cubierta se siega dos veces al año, una antes de la brotación de la vid (primera semana de febrero) y otra durante la floración de la vid (final de mayo-primeros de junio), dejándose los restos de la siega sobre el suelo.

Para determinar la distribución del C en el suelo, en junio de 2009 y 2012 en los dos tratamientos y por repetición, se tomó una muestra procedente a su vez de 6 muestreos, a las siguientes profundidades: 0-2,5, 2,5-5, 5-15 y 15-25 cm. Las muestras se dejaron secar al aire y se tamizaron a 2 mm, determinándose el porcentaje de elementos gruesos. El contenido en carbono orgánico se determinó mediante la oxidación en húmedo con dicromato, según el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982). Para expresar el contenido de C en Mg/ha se determinó la densidad aparente y el porcentaje de tierra fina del suelo. La densidad aparente se determinó a las profundidades de 0-5, 5-15 y 15-25 cm con el método del anillo (Grosman y Reisch, 2002), tomándose 2 anillos por profundidad.

Para el tratamiento estadístico de los resultados, se utilizó el programa Statgraphics Plus for Windows 4.0., y se realizó el análisis ANOVA de comparación de medias empleando el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Resultados y discusión

El incremento de C del suelo bajo la cubierta vegetal respecto del laboreo fue superior en el año 2012 que en el año 2009, pero únicamente en la profundidad de 2,5-5 cm (Tabla 1.).

En cuanto a la estratificación del incremento de C, en 2009 el incremento de C fue superior en superficie (0-2,5 cm) respecto a las profundidades de 2,5-5 cm y 5-15 cm. A su vez, en estas profundidades (2,5-5 y 5-15 cm) los incrementos fueron mayores que a 15-25 cm de profundidad (Tabla 1.). En 2012, no hubo diferencias significativas entre el incremento de C a 0-2,5 cm y 2,5-5 cm. No obstante, a 5-15 cm el incremento de C fue similar al de 2,5-5 cm y superior al de 15-25 cm.

Respecto a la tasa anual de incremento de C, ésta se redujo en el año 2012 respecto del año 2009 en la superficie del suelo (0-2,5 cm) y en el conjunto del espesor de suelo estudiado (0-25 cm) (Tabla 1). Respecto a la estratificación de la tasa de secuestro, en 2009 la tasa fue mayor a 0-2,5 cm que a 2,5-5 cm y 5-15 cm, siendo a su vez superior en estas dos profundidades que a 15-25 cm. En el año 2012, la tasa de secuestro fue superior a 0-2,5 cm que a 5-15 cm. A la profundidad de 5-15 cm la tasa fue similar a la de 2,5-5 cm y superior a la de 15-25 cm de profundidad.

Tabla 1. Incremento del C del suelo y tasa de incremento de C anual bajo la cubierta vegetal espontánea respecto del laboreo en los años 2009 y 2012, después de 5 y 8 años, respectivamente, del establecimiento de la cubierta vegetal en la calle del viñedo.

Año	Tiempo con cubierta	Incremento de C (Mg C/ha)				
		0-2,5 cm	2,5-5 cm	5-15 cm	15-25 cm	0-25 cm
2009	5 años	7,23±0,97†aA‡	3,39±0,45bB	2,85±0,09aB	0,41±0,39aC	13,88±1,81a
2012	8 años	6,32±0,94aA	4,84±0,75aAB	3,74±1,42aB	0,93±0,51aC	15,83±3,29a
		Tasa de incremento de C anual (Mg C/ha/año)				
		0-2,5 cm	2,5-5 cm	5-15 cm	15-25 cm	0-25cm
2009	5 años	1,45±0,20bA	0,68±0,09aB	0,57±0,02aB	0,08±0,08aC	2,78±0,28a
2012	8 años	0,79±0,12aA	0,60±0,09aAB	0,47±0,18aB	0,12±0,06aC	1,98±0,41b

† Desviación estandar; ‡ Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los dos años y letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre profundidades, utilizando el test de la mínima diferencia significativa ($p < 0,05$).

En cuanto a la estratificación de la acumulación de C en el suelo, nuestros datos confirman la alta estratificación del C encontrado después de 4 años del establecimiento de la cubierta (Peregrina et al. 2010b). Además, los resultados muestran que el secuestro de C se produce con una alta estratificación y con tasas de acumulación diferenciadas según la profundidad del suelo. Así mismo, tener en cuenta esta estratificación a la hora de muestrear el contenido de C permite conocer, de forma más precisa que si se hubiera muestreado en intervalos mayores de espesor, la dinámica del secuestro de C en el suelo.

A pesar de la reducción de la tasa de secuestro de C desde el 5º al 8º año del establecimiento de las cubiertas, esta tasa de secuestro después de 8 años es del mismo orden que la encontrada por Franzluebbers et al. (2001) en la transformación del cultivo a pasto. Además, es muy superior a la referida bajo sistemas anuales bajo clima Mediterráneo en España, 0,5 Mg C/ha (Hernández et al. 2009). Estos datos confirman el alto potencial de secuestro de C de las cubiertas vegetales en el viñedo en condiciones semiáridas en el medio plazo (8 años).

El descenso en la tasa de secuestro de C después de 8 años es debido a que desde el 2009 no se incrementó el C en la superficie del suelo y, aunque en la profundidad de 2,5-5 cm sí se produjo incremento del contenido de C, la tasa de acumulación es mucho menor que en superficie. Esto podría deberse a que a esta profundidad habría menor aporte de residuos vegetales ya que sólo aportarían restos vegetales las raíces de la cubierta.

Por tanto, a la vista de nuestros datos, el secuestro de C se ha producido en la zona subsuperficial del suelo (2,5-5, 5-15 y 15-25 cm) pero con tasas menores que las encontradas en la capa superficial. A partir de nuestros resultados no podemos concluir que se haya llegado al máximo contenido de C en las profundidades de 2,5-5, 5-15 y 15-25 cm, como en el caso de la superficie del suelo (0-2,5 cm), donde después de tres años no ha existido incremento de C en el suelo. Por tanto, sería preciso seguir monitorizando el contenido de C para poder conocer cuándo, el suelo bajo las cubiertas vegetales, alcanza su máximo contenido de C en nuestras condiciones edafoclimáticas de La Rioja

Bibliografía

- Franzluebbers AJ, Stuedemann JA, Wilkinson SR. 2001. Bermudagrass management in the Southern Piedmont USA: I. Soil and surface residue carbon and sulphur. *Soil Science Society of America Journal* 65: 834-841.
- Grossman RB, Reinsch TG. 2002. Bulk density and linear extensibility. En *Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods*, (Dale JH, Topp GC, eds). Madison, WI: SSSA. Book Ser. 5 SSSA, pp. 208-228.
- Hernández JL, Sanchez-Girón V, Navarrete L. 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 114-122.
- Nelson DW, Sommers LE. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En *Methods of soil analysis. Part 2*, (Page AL et al. eds.). ASA and SSSA. Madison, WI, pp. 539-594.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22
- Peregrina F, López D, Zaballa O, Villar MT, González G, García-Escudero E. 2010a. Soil quality of vineyards in the Origin Denomination Rioja: Index of overcrusting risk (FAO-PNUMA), content of organic carbon and relation with soil fertility. *Revista de Ciências Agrarias* 33:338-345.
- Peregrina F, Larrieta C, Ibáñez S, García-Escudero E. 2010b. Labile organic matter, aggregates, and stratification ratios in a semiarid vineyard with cover crops. *Soil Science Society of America Journal* 74: 2120-2130.
- Soil Survey Staff. 2006. *Keys to Soil Taxonomy*. 10th ed. Pocahontas Press. Blacksburg, Virginia (USA), pp. 1-668.

Impacto da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo

F. Fonseca^{1*}, T. de Figueiredo¹, A. Vilela²

¹Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal; *ffonseca@ipb.pt

²Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária de Bragança, Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal

Resumo

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a influência da substituição de áreas de *Quercus pyrenaica*, que constitui a vegetação climácica da Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, pela espécie *Pseudotsuga menziesii*, no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo. Selecionaram-se três áreas de amostragem em zonas adjacentes com condições edafo-climáticas idênticas: a primeira coberta por *Quercus pyrenaica* (*QP*) representa o solo original, a segunda localiza-se num povoamento de *Pseudotsuga menziesii* com 40 anos (*PM40*) e a terceira, também sob *Pseudotsuga menziesii* com 15 anos de idade (*PM15*). Em cada área de amostragem, elegeram-se de forma aleatória 10 locais, onde foram colhidas amostras de horizonte orgânico numa área de 0,49 m² e amostras de solo nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm, em cada um dos locais. Os resultados mostram que a concentração de carbono é significativamente mais elevada nos horizontes orgânicos sob a espécie autóctone (*QP*), mas a quantidade de resíduos orgânicos acumulados na superfície do solo é maior sob a espécie introduzida (*PM40* e *PM15*). Os horizontes orgânicos armazenam 17, 13 e 6% do total de carbono em *PM40*, *PM15* e *QP*, respetivamente. Quatro décadas após a substituição de espécies, observa-se uma perda de carbono nos horizontes minerais do solo, embora sem diferenças significativas quando se compara o solo sob a espécie introduzida (*PM*) com o da espécie original (*QP*). Quando se consideram conjuntamente os horizontes minerais e orgânicos observam-se perdas de carbono de cerca de 30% em *PM15* e ganhos de cerca de 10% em *PM40*. Com base nos resultados, sob a espécie *PM* os horizontes orgânicos funcionam como sumidouro, enquanto os horizontes minerais funcionam como fonte de carbono.

Introdução

A perspetiva do aumento da quantidade de carbono na atmosfera tem chamado a atenção para o elevado interesse do papel dos ecossistemas florestais no ciclo global do carbono (Eswaran et al., 1993). Muitos dos bosques autóctones de folhosas que constituem a vegetação climácica da maior parte da Península Ibérica, têm sido substituídos por outras espécies florestais, nomeadamente por plantações de coníferas de crescimento rápido. Ainda que esta substituição possa ter consequências benéficas do ponto de vista económico, considera-se fundamental conhecer os efeitos ambientais produzidos como, por exemplo, no armazenamento de carbono tendo em vista a redução das emissões de gases com efeito de estufa. Por este motivo, a capacidade de armazenamento de carbono pelas diferentes espécies deve funcionar como instrumento de apoio à decisão, quando se pretende introduzir novas espécies florestais e pode ser usada estrategicamente para alcançar objetivos ambientais (Oostra et al., 2006; Vallet et al., 2009).

A substituição de espécies florestais cria impactos no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo (Peltoniemi et al., 2004), uma vez que a quantidade, qualidade, distribuição e taxa de decomposição dos resíduos orgânicos produzidos pelas espécies florestais tem grande influência no armazenamento de carbono (Oostra et al., 2006). Por outro lado, espécies de crescimento rápido acumulam carbono mais rapidamente do que

espécies de crescimento lento, mas vários estudos mostram que a substituição de umas espécies por outras conduz à perda de carbono (Wang e Wang, 2007; Vallet et al., 2009). A quantidade de carbono armazenada nos sistemas florestais depende fundamentalmente da idade e das práticas de gestão (Post and Kwon, 2000; Paul et al., 2002). A escolha das espécies constitui atualmente uma opção de gestão para aumentar o armazenamento de carbono (Vallet et al., 2009).

O presente trabalho tem como principal objetivo avaliar a influência da substituição de áreas de *Quercus pyrenaica*, que constitui a vegetação climácica da Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, pela espécie *Pseudotsuga menziesii*, no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo.

Material e Métodos

A área de estudo localiza-se na Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal (41°45'N e 6°52'W), na faixa entre os 1000 e os 1100 m de altitude. A temperatura média anual é de 12°C e a precipitação média anual é de 1100 mm, com distribuição tipicamente mediterrânica (INMG, 1991). Os solos são classificados de Leptosolos dísticos órticos derivados de xisto (Agroconsultores e Coba, 1991). A vegetação autóctone é constituída por *Quercus pyrenaica* (QP), que ocupa cerca de 6000 ha e representa a maior área de QP em Portugal. Ao longo das últimas décadas, parte da área ocupada por QP foi substituída por espécies de crescimento rápido, principalmente por *Pseudotsuga menziesii*, processo onde os incêndios tiveram um papel preponderante.

Para avaliar o impacto da substituição de espécies no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo, foram selecionadas três áreas de amostragem em zonas adjacentes e com características edafo-climáticas idênticas. Uma área de *Pseudotsuga menziesii* com 40 anos (PM40), outra de *Pseudotsuga menziesii* com 15 anos (PM15) e outra de *Quercus pyrenaica* (QP), que representa o solo original. Em cada área de amostragem (PM15, PM40 e QP) foram selecionados, de forma aleatória, 10 locais onde se procedeu à recolha do material orgânico numa área de 0,49 m² por local. As amostras de material orgânico foram secas a 65°C até peso constante, para determinar a matéria seca. Nos mesmos locais, onde se recolheu o material orgânico, procedeu-se à recolha de amostras nos horizontes minerais, nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm, seguida de secagem a 45°C e crivagem, com crivo de malha de 2 mm. A densidade aparente (DA) foi estimada nas mesmas profundidades usando a equação (Post and Kwon, 2000; Paul et al., 2002):

$$DA = 100 / (\% MO / DA_{MO}) + ((100 - \% MO) / DA_{\text{solo mineral}})$$

onde: MO – matéria orgânica do solo, DA_{MO} – densidade aparente da matéria orgânica, (assume-se o valor de 0,244), DA_{solo mineral} – densidade aparente do solo mineral (assume-se o valor de 1,64).

Todas as amostras dos horizontes orgânicos e minerais do solo foram analisadas por combustão seca para determinar o carbono total (ISO, 1994). A matéria seca dos horizontes orgânicos foi convertida em carbono (t C ha⁻¹), multiplicando estes valores pela concentração de carbono na matéria seca. A quantidade de carbono armazenada no solo (t C ha⁻¹) foi calculada multiplicando-se a concentração de carbono pela densidade aparente e espessura da camada, com correção para o conteúdo em elementos grosseiros.

Resultados e Discussão

A concentração de carbono é significativamente superior nos resíduos orgânicos sob a espécie autóctone (QP), mas a quantidade de folhada é mais elevada sob a espécie introduzida (PM40 e PM15). O armazenamento de carbono sob PM40 é cerca de três vezes mais elevado que no solo original, seguindo a sequência PM40 > PM15 > QP (Quadro 1). Estes resultados parecem estar relacionados com a taxa de decomposição, pois sob as resinosas é notória, à

superfície, a presença de uma grande quantidade de restos orgânicos pouco decompostos; ao contrário, sob a folhosa observa-se menor quantidade de material orgânico, o que sugere uma mais rápida decomposição e conseqüente ligação à fração mineral. Resultados idênticos foram obtidos por Rapp (1984). Na resinosa as diferenças nesse parâmetro associadas ao efeito idade do povoamento parecem também dever-se à maior densidade de copado observada ao passar de *PM15* para *PM40*.

Quadro 1 – Matéria seca da folhada (MS), concentração de C e armazenamento de C nos horizontes orgânicos do solo

Povoamento	MS Folhada (t ha ⁻¹)	Concentração de C (%)	Armazenamento de C (t ha ⁻¹)
<i>Q. pyrenaica</i> (<i>QP</i>)	14,5 ^b	7,6 ^a	5,0 ^a
<i>P. menziesii</i> (<i>PM40</i>)	32,2 ^c	16,2 ^b	9,6 ^a
<i>P. menziesii</i> (<i>PM15</i>)	45,0 ^a	47,2 ^a	51,7 ^b

Para cada variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($P < 0,05$)

A concentração de carbono no solo mostra um gradiente vertical para *QP*, apresentando os valores mais elevados na camada 0-5 cm e os mais baixos na camada 10-20 cm. Na espécie introduzida (*PM15* e *PM40*) este gradiente não é visível (Quadro 2), o que pode estar relacionado com as perturbações causadas pela preparação do terreno (Alcázar et al., 2002), e posteriores operações de limpeza dos povoamentos. Quando se considera a camada 0-20 cm o solo contém 55,9, 82,1, e 86,3 t C ha⁻¹ sob *PM15*, *PM40* e *QP*, respetivamente. Em todas as camadas de solo observam-se valores significativamente mais baixos sob *PM15*.

Quadro 2 – Concentração (%) e armazenamento (t ha⁻¹) de carbono no solo de acordo com a profundidade nos povoamentos observados. Média (desvio padrão)

Prof (cm)	Povoamentos		
	<i>PM15</i>	<i>PM40</i>	<i>QP</i>
	Concentração de carbono no solo (%)		
0-5	3,0 (0,9) ^a	4,7 (1,0) ^b	5,8 (1,0) ^b
5-10	2,9 (1,0) ^a	4,7 (0,8) ^b	4,9 (0,3) ^b
10-20	3,0 (1,1) ^a	4,6 (0,8) ^b	4,5 (0,3) ^b
	Armazenamento de carbono no solo (t ha ⁻¹)		
0-5	15,2 (4,0) ^a	21,7 (3,6) ^b	25,0 (3,1) ^b
5-10	13,6 (4,3) ^a	19,8 (2,8) ^b	21,5 (1,1) ^b
10-20	27,1 (9,2) ^a	40,6 (6,0) ^b	39,8 (2,1) ^b

Para cada variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($P < 0,05$)

Apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas entre *PM40* e *QP* para o carbono armazenado nas camadas de solo (Quadro 2), 40 anos após a substituição das espécies ainda são observadas perdas de carbono sob *PM40* relativamente ao povoamento autóctone (Figura 1). As diferenças observadas nos solos sob *PM15* devem-se principalmente ao menor tempo de recuperação desde a perturbação causada aquando da instalação do povoamento (Dick et al., 1998).

A substituição da espécie autóctone (*QP*) por uma espécie de crescimento rápido (*PM*) produziu efeitos no armazenamento de C, dependendo do período de tempo considerado. O acréscimo de carbono em *PM40* comparativamente a *QP* é de 5,3 t C ha⁻¹, devendo-se este acréscimo essencialmente ao horizonte orgânico. Após 15 anos (*PM15*), a perda de carbono atinge 27,8 t ha⁻¹. Existem diversos fatores e processos que determinam a tendência de variação do carbono armazenado no solo, quando o tipo de vegetação e as práticas de gestão do solo sofrem modificações, entre os quais a idade assume elevada importância, como mostrado neste estudo.

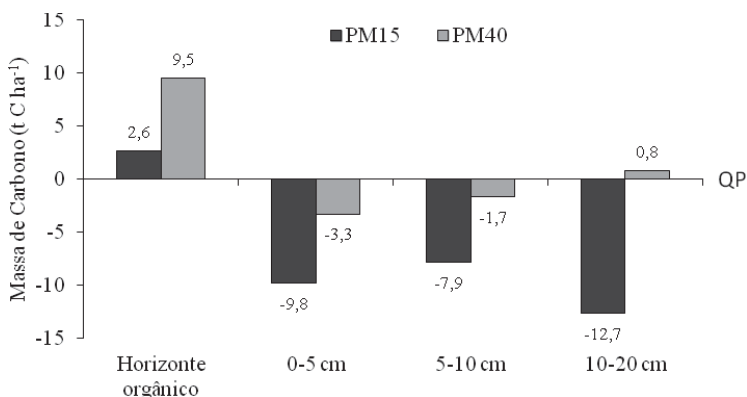


Figura 1 – Acréscimo (valores positivos) ou redução (valores negativos) do teor de C (t C ha⁻¹) ao longo do tempo, devido à substituição da espécie *QP* pela espécie *PM*

Bibliografia

- Agroconsultores and Coba. 1991. *Carta dos Solos do Nordeste de Portugal*. UTAD. Vila Real.
- Alcázar J, Rothwell RL, Woodard PM. 2002. Soil disturbance and the potential for erosion after mechanical site preparation. *Northern Journal of Applied Forestry* 19(1): 5-13.
- Dick WA, Blevins RL, Frye WW, Peters SE, Christenson DR, Pierce FJ, Vitosh ML. 1998. Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern Corn Belt. *Soil and Tillage Research* 47: 235-244.
- Eswaran H, Berg EVD, Reich P. 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Science Society of America Journal* 57: 192-194.
- INMG. 1991. *Normais Climatológicas da Região de "Trás-os-Montes e Alto Douro" e "Beira Interior" Correspondentes a 1951-1980*. Fascículo XLIX, Volume 3, 3ª Região, Lisboa.
- ISO. 1994. Organic and total carbon after dry combustion. In: *Environment soil quality*. ISO/DIS 10694.
- Oostra S, Majdi H, Olsson M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 364-371.
- Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: 241-257.
- Peltoniemi M, Mäkipää R, Liski J, Tamminen P. 2004. Changes in soil carbon stand age – an evaluation of a modeling method with empirical data. *Global Change Biology* 10: 2078-2091.
- Post WM, Kwon KC. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317-327.
- Rapp M. 1984. Répartition et flux de matière organique dans un écosystème à *Pinus pinea* L. *Annales des Sciences Forestières* 41(3): 253-272.
- Vallet P, Meredieu C, Seynave I, Bélouard T, Dhôte JF. 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. *Forest Ecology and Management* 257: 1314-1323.
- Wang QK, Wang SL. 2007. Soil organic matter under different forest types in Southern China. *Geoderma* 142: 349-356.

Determinación del potencial de secuestro de carbono en un humedal del mediterráneo español: La Albufera de Valencia

S. Ibáñez-Asensio¹, H. Moreno-Ramón^{1*}, A. Marqués-Mateu²

¹Departamento de Producción Vegetal, Universitat Politècnica de Valencia, España; *hecmoda@prv.upv.es

²Departamento de Ingeniería Cartográfica Geodesia y Fotogrametría, Universitat Politècnica de Valencia, España.

Resumen

Los humedales son grandes reservas de carbono orgánico y juegan un papel importante en el ciclo global y sus flujos asociados. Los cambios en el manejo de estas zonas húmedas pueden provocar diferencias significativas en cuanto a los resultados totales de fijación, y por lo tanto son un aspecto a cuidar en la lucha contra el cambio climático global. La Albufera de Valencia no es un humedal ajeno a este proceso y la cuantificación total de su potencial de fijación no ha sido aún realizada, siendo el objetivo principal de este trabajo determinar el contenido en carbono orgánico de sus suelos. Paralelamente también se ha medido la variación producida tras 4 años de cultivo de arroz sin quema de la paja, así como comparado la eficacia para fijar carbono de los diferentes usos que se dan en el humedal. Como resultados más relevantes podemos destacar que la fijación de los suelos de arrozal es un 22% menor que la de los suelos de los humedales artificiales o filtros verdes, y que la prohibición de la quema de rastrojos ha aumentado en un 40.3% la acumulación de carbono.

Introducción

Los suelos hidromorfos presentes en las zonas húmedas tienen una capacidad de secuestro de carbono superior a sus homólogos en condiciones de aeración, habiéndose estimado que a nivel mundial inmovilizan entre 3.0-5.35 Gt de carbono orgánico (Mitra et al. 2005). Son por tanto almacén del 20-25% del carbono total inmovilizado en los suelos (Zhang et al., 2008), y su manejo es clave para evitar que se conviertan en importantes fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (GEI). De hecho, recientes investigaciones han mostrado aumentos en el balance local de GEIs en zonas donde se han creado humedales artificiales para depurar aguas (Picek et al., 2007; Seong y Jamchaturapatr, 2009). La Albufera de Valencia es un humedal mayoritariamente destinado al cultivo del arroz, lo que ha transformado su funcionamiento y disposición natural desde la transformación del marjal en arrozal iniciada en 1650. Actualmente junto a este uso (que ocupa una extensión de unas 15000 ha, casi el 70% de la superficie total) entre los años 2007-2011 se han instalado en el Parque Natural tres humedales artificiales para fijar nutrientes y así reducir el elevado grado de eutrofización al que está sometido el lago (figura 1), desconociéndose qué comportamiento tienen respecto a la fijación de carbono en el suelo. Su manejo, caracterizado por el mantenimiento de una lámina de agua permanente, la existencia de vegetación natural y una ausencia total de laboreo que oxigene el topsoil, presenta importantes diferencias frente al tradicional cultivo del arroz, en cuyas tierras labradas se potencia la destrucción de la materia orgánica en superficie por aumento de la oxidación. Sin embargo tampoco se conoce con exactitud la influencia que ha podido tener sobre la fijación de carbono orgánico en los suelos de arrozal la implantación de las nuevas políticas medioambientales europeas. Desde 2008 está prohibida la quema de la paja del arroz, que tradicionalmente era quemada con el objeto de incorporar elementos minerales al suelo. Desde entonces la paja se incorpora y se deja descomponer en el campo, habiendo aumentado por tanto la cantidad de material orgánico aportado cada año. Con todos estos condicionantes, se pretende determinar la capacidad real

de almacenamiento de los suelos del humedal tanto espacial y como temporalmente, así como estudiar la influencia de estos nuevos usos y manejos.

Material y métodos

La experiencia se ha llevado a cabo durante dos campañas (2010 y 2014), habiéndose muestreado cada año el topsoil (0-30 cm) de 44 puntos distribuidos de forma radiales al lago. En total se ha estudiado los suelos de 9200 ha de marjal del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Este paraje natural es un humedal situado en la plana aluvial de Valencia entre los ríos Turia y Júcar. Con materiales de marcado carácter calcáreo, encontramos limos pardos y grises mezclados con arcillas y arenas de origen marino. Las muestras de topsoil fueron secadas al aire y posteriormente tamizadas a 2 mm para su análisis. El contenido en carbono orgánico (SOC) se determinó por medio de Walkey-Black y por ignición en mufla a temperatura entre 400 y 440 °C según la normativa vigente (Soil Survey Staff, 2004). El factor de conversión utilizado entre materia orgánica y carbono orgánico fue 1.724, propuesto Van Bemmelen e internacionalmente aceptado. La densidad aparente (ρ_a) de las muestras se determinó en agregados del suelo mediante el uso de un picnómetro de agua, calculándose el carbono orgánico total (SCD) según la siguiente expresión (Stolbovoy et al., 2006):

$$SCD(Mg\ ha^{-1}) = SOC(\%) \cdot \rho_a(g\ cm^{-3}) \cdot E(cm) \cdot (1 - EG)$$

Donde E= espesor y EG son elementos gruesos (u/u)

Los valores obtenidos se utilizaron para representar mediante un Sistema de Información Geográfica el contenido en SCD por medio de una simulación gaussiana y krigeado a partir de la georreferenciación de puntos realizada con una estación Leica GPS 1200 de precisión centimétrica.

Finalmente se realizó un estudio con técnicas multivariantes para variables no paramétricas. Mediante el test de Mann-Whitney se analizó la significancia sobre la variable explicativa (SCD) de 3 variables con 2 niveles cada una: año de muestreo (2010 y 2014), uso o manejo (arrozal y humedal artificial), y cota o altura del terreno (por debajo del nivel del mar y por encima del nivel del mar).

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos del estudio de los dos periodos de trabajo nos indican que en 2014 hay un 40.3% más de carbono orgánico en el topsoil del Parque Natural (tabla 1 y figura 1a). Los suelos del Parque Natural de la Albufera de Valencia registran en la actualidad una acumulación media de carbono orgánico de 190.61 ton/ha, con un valor máximo registrado en la zona de arrozal del sector oriental, en el *tanquet* de la Ratlla (386.98 ton/ha). Si comparamos el valor medio con datos bibliográficos podemos observar que la acumulación de carbono en la Albufera de Valencia es considerable, por lo que un mal manejo puede incrementar la emisión de gases de efecto invernadero. Bernal y Mitsch (2008) registran valores de SCD entre 68.9 y 147.3 ton/ha en humedales de Costa Rica y EEUU, aunque su origen es completamente distinto a los nuestros pues son humedales de zonas forestales o de zonas cercanas a ríos. Por otro lado, Zhang et al., (2008) registra en los 24 cm superficiales de suelos de humedales chinos un valor de 79 ton/ha en zonas de pradera margosa y de 179 Ton/ha en una marjal, dato muy similar al obtenido por nosotros.

Tabla 1: Valores estadísticos de carbono orgánico total en suelos

Estadísticos	2010	2014
	SCD (Ton/ha)	
Media	113.79	190.61
Mediana	115.93	187.85
Desviación Estándar	31.17	72.06
Coefficiente de Variación (%)	0.27	0.38
Mínimo	56.76	56.42
Máximo	181.67	386.98
Sesgo estandarizado	0.06	1.04

Respecto a la variación de los valores de SCD según el uso del terreno (figura 1b), el topsoil del arrozal presenta de media un 21% menos de carbono en superficie que el de los humedales artificiales, siendo esta diferencia atribuible al manejo del cultivo; durante los periodos en los que no hay lámina libre de agua sobre la superficie, y tras el laboreo, la oxidación de la materia orgánica se ve acelerada, acumulándose escaso carbono orgánico al tiempo que se provocan mayores emisiones al ambiente. De este modo podemos estimar que, de presentar toda la zona la capacidad de fijación de carbono medida en los filtros verdes en el conjunto de datos (con un valor medio 190.24 ton/ha), la cantidad de carbono orgánico secuestrado en el Parque superaría en 41.9 ton/ha a la situación actual.

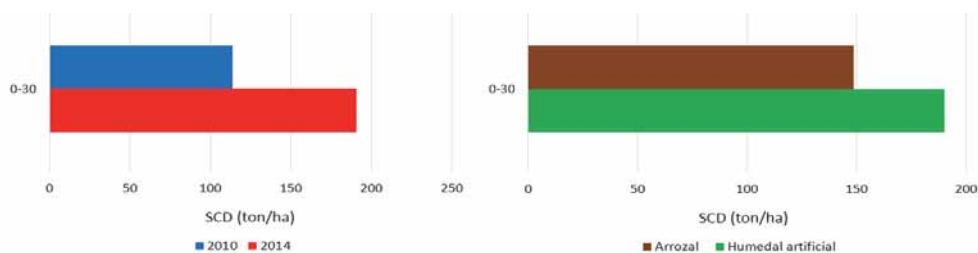


Figura 1. Distribución del carbono orgánico acumulado (ton/ha) en el topsoil según: a) fecha de muestreo y b) manejo o uso del terreno

El estudio estadístico reveló que las variables año y uso son estadísticamente significativas con un *p-value* inferior al 95%, mientras que la cota no mostró influencia significativa sobre la distribución espacial de carbono. Es de suponer que en las zonas naturales prácticamente inaccesibles por la maleza (y por lo tanto no muestreadas en este estudio) y en las matas (zonas dentro del lago con vegetación natural) este valor será mucho mayor si atendemos al 44.25 % de materia orgánica registrado por Boira (2012).

Por lo que respecta a la distribución espacial (figura 2) en el Parque Natural se observan mayores contenidos en carbono orgánico acumulado en la zona circundante al lago en ambos años, exactamente donde se encuentran los llamados *tancats* (parcelas por debajo del nivel del mar y del lago que fueron ganadas por aterramiento en el pasado, y que se comportan como unidades hidrológicas independientes separadas del resto por motas perimetrales). Junto a este anillo circular se observa, de forma mucho más marcada en 2014, una mayor acumulación en una amplia franja situada de Norte a Sur-Este, siendo ésta dirección la de la salida natural de las aguas del Parque (en el extremo sudeste) así como coincidente con el principal cauce que aporta sedimentos y aguas a la zona (el barranco del Poyo, en el sector Norte, en cuya desembocadura se encuentra el humedal artificial del *tancat* de Pipa)

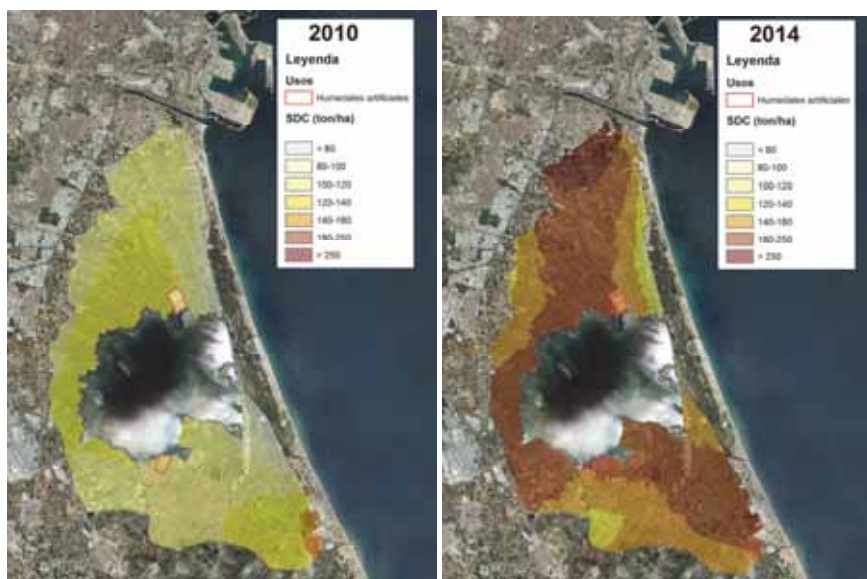


Figura 2. Distribución del carbono orgánico acumulado (ton/ha) en el topsoil en 2010 y 2014.

A modo de conclusión podemos decir que el manejo agrícola reduce la capacidad de almacenamiento de carbono de los suelos a la vez que se observa como en los humedales artificiales estudiados, al mantener las condiciones anaerobias en todo el perfil, se produce una mineralización más lenta de la materia orgánica y por lo tanto se da un proceso de acumulación mayor que en el arrozal. Sería por tanto interesante calcular a las diferentes profundidades del perfil los valores de carbono orgánico acumulados, pues aunque no sean potencialmente mineralizables, pueden dar una estima aproximada del valor real de secuestro de carbono del Parque Natural.

Bibliografía

- Bernal, B; Mitsch, W.J. 2008. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecological Engineering*, 34: 311–323.
- Boira, H. 2012. *La vegetación de los Humedales litorales Valencianos*. Bases para su conservación. Universitat Politècnica de Valencia. Valencia.
- Mitra, S; Wassmann, R; Vlek, P. 2005 An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current science*, 88: 25-35
- Picek, T; Cizková, H; Dusek, J. 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland-plants as important sources of carbon. *Ecological Engineering*, 31:98–106.
- Seong, J.; Iamchaturapatr, J. 2009. Carbon capture and sequestration by a treatment wetland *Ecological Engineering* 35: 393–401.
- Soil Survey Staff. 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations Report No. 42*, Version 4.0 Burt, R.; eds. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Washington.
- Stolbovoy, V; Filippi, N; Montabarekka, L; Piazzì, M; Petrella, F; Gallego, J; Selvaradjou, S. 2006. *Validation of the EU soil sampling protocol to verify the changes of organic carbon stock in mineral soil (Piemonte region, Italy)* EUR 22339 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Zhang, W.J; Xiaoa, H.A; Tonga, C.L; Sua, Y.R; Xianga, W.S; Huang, D.Y; Syers, J.K; Wua, J. 2008. Estimating organic carbon storage in temperate wetland profiles in Northeast China. *Geoderma* 146: 311–316

Thermal and chemical approaches to assess the stability of a vine stock biochar and cattle manure compost applied to a vineyard soil

G. Torres-Sallan^{2,3}, O. Ortiz¹, V. Carabassa¹, J.M. Alcañiz^{1,2*}

¹Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM, Cerdanyola del Vallès, Spain

²Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra, España; *JoseMaria.Alcaniz@uab.es

³Teagasc, Johnstown Castle, Wexford, Ireland

Abstract

A vineyard soil (*fluventic Haploxerept*) was amended with slow pyrolysis biochar made of vine stocks, with cattle manure compost or the mixture of both at a rate of 5 Mg C ha⁻¹. Total organic-C, dichromate reactive-C, weight loss at 375°C, at 1000°C and after long H₂O₂ oxidation were analyzed in organic amendments and soil samples from treated plots. Comparison of dichromate reactive-C to total-C in both amendments indicates a greater stability of biochar than compost, as expected, but weight losses by H₂O₂ oxidation were high in both materials indicating that this biochar can be almost destroyed by this treatment. In soil samples of treated field plots, weight losses by H₂O₂ oxidation have good correspondence with those at 375°C indicating that this method may be an acceptable alternative to attack organic compounds without damaging soil samples by heating, including biochar treated soils. For control soil and compost treated one intensive dichromate oxidation roughly correspond (85%) with total organic C determined by dry combustion, but in biochar treatments is clearly underestimate, indicating that organic matter of this biochar is less oxidizable by dichromate. These results reflect the limitations of dichromate oxidation for good estimations of total organic content in soil amended with biochar, but also suggest the suitability to estimate their recalcitrance or stability, as reported by others authors. All this results indicate that while biochar supplies a very stable carbon in soil, compost provides a more labile one. A combination of both would be the best amendment practice to enhance soil fertility.

Introduction

In the last years, the use of organic amendments to improve soil fertility has acquired a new added value as a tool to contribute to carbon sequestration and hence mitigate the consequences of green house gases emissions (GHG). For this purpose, carbon stability of any kind of organic material being applied to soil is one of the main conditions (properties) that should be taken into account. Transformation of different types of biomass by pyrolysis is a feasible way to increase C stability which leads to the production of biochar, a charcoal intended to be mixed with soil to improve their fertility (Lehmann et al., 2006).

Many types of biochar are experimentally produced from wood, agricultural residues, municipal wastes including sewage sludge, or some industrial organic residues. The nature of feedstock and the pyrolysis conditions (mainly temperature) are very important for the resulting biochar properties. For this reason each biochar may have different effects on a given soil, and diverse types of biochar may have diverse effects on different soils.

This use of biochar is promoted as a negative-C strategy, thus contributing to mitigate GHG emissions, (Macías et al., 2010) but this environmental benefit may be lost if the feedstock or its derived biochar needs long distance transport or if it competes with other priority uses of biomass. Therefore, the production of biochar near the biomass source and the selection of a residual biomass as a feedstock for biochar production should be the best practice.

The evaluation of biochar stability is one of the key topics to be studied in order to predict its residence time, its reactivity and the potential effects on the microbial activity (Lehmann et al., 2009). Several types of chemical tests have been proposed for this purpose: acid hydrolysis, chemical oxidation with potassium permanganate or dichromate, hydrogen peroxide, weight losses at different temperatures or thermogravimetric analysis, among others (Cheng et al., 2006; Knicker et al., 2007; Calvelo-Pereira et al., 2011).

In this work we selected a biochar made from uprooted vine stock that was applied in a near vineyard soil. The aim of this study was to compare the stability of the organic matter of this biochar and that of a compost made of cattle manure that is currently used as organic amendment in this vineyard, and of a combined treatment of both amendments.

Material and Methods

a) Biochar and compost

Biochar was obtained from woody part of uprooted vine stocks by slow pyrolysis. This feedstock was charred during 3 hours at a pyrolysis temperature of 400°C-450°C, recovering the 35% of the initial biomass. Charcoal pieces removed from pyrolysis chamber conserved the original vegetal structure and were crushed to obtain a more homogeneous material.

Compost was obtained from cattle manure mixed with straw and other plant remains. During the thermophilic phase of composting (2-3 weeks) the temperature reached 65°C and then the compost was left to mature along 6-8 weeks.

b) Soil and study area

Experimental plots were located in a slightly alkaline, loamy texture, and rich in gravel *fluventic Haploxerept*, near Poblet (Tarragona, NE Spain), developed over stony quaternary deposits, cultivated as vineyard for at least 20 years. Organic C content of this soil is around 1%.

c) Experimental design

Three types of amendments were used to increase the organic content of soil (5 Mg-C ha⁻¹): biochar (SB plots), cow manure compost (SC plots), and a mixture of biochar and compost which contained 50%C from each material (SBC plots). Triplicate plots of 33 m² were set up for each treatment, in addition of three additional control (S) plots. Soil samples were taken in the Ap horizon, at a depth of a 0-10 cm, air dried and sieved to 2 mm.

d) Chemical analysis

Organic C was measured by 0.4N K₂Cr₂O₇ oxidation in 18M H₂SO₄/14M H₃PO₄ at 150°C during 10 minutes and then titrated with ferrous ammonium sulphate solution (Nelson and Sommers, 1982). Total C was analysed by dry combustion (LECO). The weight loss by progressive H₂O₂ oxidation at increasing temperatures was calculated as the weight difference before and after the treatment (Mikutta et al, 2005). Chemothermal oxidation was carried out following Gélinas et al. (2001) and Brändli et al. (2009) at 375°C during 18 h and heated again at 1000°C during 6 h, measuring the weight losses at each stage.

f) Data analysis

Analytical data were compared by ANOVA after checking for normality and homoscedasticity. When significant effects were found, the PLSD test was used to compare treatments or raw materials.

Results and Discussion

Table 1 shows some characteristics related to the estimation of the organic content of the selected biochar and compost. Total-C and weight losses at low and high temperature indicate that this biochar has very high ash content. This is probably due to the long residence time inside the pyrolysis furnace or to the presence of soil mixed with the feedstock. Compost has a similar ash content but total-C concentration halves. Weight losses by H₂O₂ attack (mainly

C and H) relative to total-C are lower in biochar, indicating higher resistance to this oxidation, but the greater discrimination is found in dichromate analysis where 80% of the biochar-C resists this oxidation.

Table 1. Some relevant data of organic materials tested: B (Biochar), BC (Biochar + compost), C (Compost). Units g kg⁻¹. Mean and standard error of 12 replicates. *F* and *P*-values of the ANOVA tests are displayed and different letters were used inside a row to indicate significant differences (*P*<0.05).

Parameter	B	BC	C	<i>F</i>	<i>P</i>
Weight loss 1000°C	571.91±23.33 b	587.62±22.09 b	511.08±11.74 a	4.19	0.0249
Weight loss 375°C	447.40±33.02	505.35±22.24	445.00±10.84	2.22	0.1267
Weight loss H ₂ O ₂	380.49±10.50 b	299.47±13.91 a	273.19±0.14 a	30.29	0.0038
K ₂ Cr ₂ O ₇ - C	85.01±1.02 a	134.20±2.03 b	198.23±9.95 c	133.49	<0.0001
Total - C	412.0	277.1	215.0		

Weight losses at 1000°C clearly overestimate the organic content of these soils samples (table 2) due mainly to the loss of crystalline water and to a small quantity of carbonates (mean CaCO₃ equivalent content 1.05 g kg⁻¹) and other mineral elements. Losses at 375°C reflects better the total organic matter content and have a good correspondence with losses by long H₂O₂ oxidation, indicating that this chemical oxidation may be an acceptable alternative to destroy organic compounds without damaging samples by heating, including biochar treated soils.

For control soil and compost treated one intensive dichromate oxidation roughly correspond (85%) with total organic C determined by dry combustion, but in biochar treatments is clearly underestimate (table 2), indicating that organic matter from this biochar is less oxidizable by dichromate as is also observed in table 1.

Table 2. Weight loss at 1000°C, 375°C and after H₂O₂ oxidation, dichromate oxidizable carbon and total organic carbon (g kg⁻¹) of experimental soil (S) amended with biochar (SB), compost (SC) or a mixture of both (SBC). *F* and *P*-values of the ANOVA tests are displayed and different letters indicate the existence of significant differences (*P*<0.05).

Parameter	S	SB	SBC	SC	<i>F</i>	<i>P</i>
Weight loss 1000°C	50.25±1.30a	74.33±2.51b	70.87±2.80b	70.47±2.66b	20.99	<0.0001
Weight loss 375°C	29.20±0.36a	47.62±3.24b	43.75±3.09b	46.93±2.01b	12.23	<0.0001
Weight loss H ₂ O ₂	31.25±1.74a	51.62±4.19c	40.14±1.82b	45.03±1.51c	11.51	<0.0001
K ₂ Cr ₂ O ₇ - C	10.15±0.33a	12.85±1.19b	14.24±0.90b	18.61±1.01c	14.94	<0.0001
Total - C	12.50±0.92a	38.47±3.62c	20.53±7.08b	22.03±5.04b	19.64	0.0003

These results reflect the limitations of dichromate oxidation for good estimations of total organic content in soil amended with biochar, but also suggest its suitability to estimate their recalcitrance or stability (Manning and Lopez-Capel, 2009; Calvelo Pereira et al., 2011). In our study, the lack of significant differences of weight loss in the range 375°C-1000°C between the control soil and the soil amended with compost indicate that the same type of organic matter was lost in these two cases, suggesting that no thermostable C at high temperatures was present in the compost. By the contrary, small but significantly higher weight losses in the same temperature range were found in samples of soil amended with biochar, with or without compost, suggesting that small amounts of thermostable C was present in biochar. A similar pattern of weight loss was found when samples were oxidized with H₂O₂, although Mikutta et al. (2005) had proposed that pyrogenic organic matter mainly resists this chemical oxidation.

The fact that different organic amendments show different behaviour in soil has evident implications for soil management. Bot and Benites (2005) pointed that the labile C fraction could directly affect the biochemical and physical properties of the soil, while the resistant or stable fraction contributes mainly to complex properties such as nutrient holding capacity.

Organic amendments that combine labile and recalcitrant organic matter, like compost and biochar, would be a good strategy to improve soil fertility.

Acknowledgements

This research was carried out as part of a project (ref. AGL2012-40037-C02-01) funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness, by means of FEDER funding.

References

- Bot, A.; Benites, J. The importance of Soil organic matter. FAO 80. Rome, 2005, 95p
- Brändli, R. C.; A. Bergsli, U. Ghosh, T. Hartnik, G. D. Breedveld & G. Cornelissen. 2009. Quantification of activated carbon contents in soils and sediments using chemothermal and wet oxidation methods. *Environmental Pollution*, 157(12): 3465-3470.
- Calvelo Pereira, R., Kaal, J., Camps Arbustain, M., Pardo Lorenzo, R., Aitkenhead, W., Hedley, M., Macías, F., Hindmarsh, J., Maciá-Agulló, J.A. 2011. Contribution to characterisation of biochar to estimate the labile fraction of carbon. *Organic Geochemistry*, 42 (11), pp. 1331-1342
- Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., Engelhard, M.H., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry* 37, 1477–1488.
- Gélinas, Y.; Prentice, K. M.; Baldock J. A.; Hedges, J. I. 2001. An Improved Thermal Oxidation Method for the Quantification of Soot/Graphitic Black Carbon in Sediments and Soils. *Environmental Science & Technology*, 35: 3519-3525.
- Hina, K., Bishop, P., Arbustain, M.C., Calvelo-Pereira, R., Maciá-Agulló, J.A., Hindmarsh, J., Hanly, J.A., Macias, F., Hedley, M.J., 2010. Producing biochars with enhanced surface activity through alkaline pretreatment of feedstocks. *Australian Journal of Soil Research* 48, 606–617.
- Knicker, H., Müller, P., Hilscher, A., 2007. How useful is chemical oxidation with dichromate for the determination of “black carbon” in fire-affected soils? *Geoderma* 142, 178–196.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S., 2009. Stability of biochar in soil. En: *Biochar for Environmental Management*. Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Science and Technology. Earthscan, London, pp. 183–205.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M., 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 395–419.
- Macías, F., Camps Arbustain, M., 2010. Soil carbon sequestration in a changing global environment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15, 511–529.
- Manning, D. A. C. & E. Lopez-Capel. 2009. Test procedures for determining the quantity of biochar within soils. In: Lehmann, J. & S. Joseph (Eds.). *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, London, UK.
- Mikutta, R.; Kleber, K.; Kaiser.; Jahn. 2005. Review: Organic Matter Removal from Soils using Hydrogen Peroxide, Sodium Hypochlorite, and Disodium Peroxodisulfate. *Soil Science Society of America Journal*. 69: 120-135.
- Nelson, D. W.; Sommers L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: A. L. Page, R. H. Miller & D. R. Keeney (eds), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Second edition. American Society of Agronomy, Inc., Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA, 1982. ISBN: 0-89118-072-9.

Valorización de plantas invasoras mediante la elaboración de biochar

R. Saiz Rubio^{1*}, J.R. Verde¹, F. Macías-García¹, F. Macías¹

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; ruthsaizrubio@gmail.com

Resumen

Las plantas invasoras causan multitud de impactos en las comunidades bióticas, afectando directa e indirectamente a la biodiversidad y funciones del ecosistema. Suponen además importantes riesgos, especialmente por la frecuencia con que producen o facilitan la propagación de incendios. Los sistemas de gestión para erradicarlas son cuantiosos y no siempre eficientes. La valorización pirolítica de la biomasa de plantas invasoras antes de la producción de semillas puede ser una buena alternativa. El objetivo de este trabajo es (i) producción de biocarbón mediante pirólisis (300-350°C) de *Acacia melanoxylon*, (ii) analizar las características y propiedades de los biocarbones obtenidos para su utilización en gestión y recuperación ambiental. Los métodos usados para la caracterización de los biocarbones incluyen: análisis elemental CHNSO, % cenizas, contenido de nutrientes y metales pesados, pH y conductividad eléctrica, formas de C, contenido y formas de P, CIC, SEM, TGA y DTA. Los resultados muestran que en los productos pirolizados aumenta el % de C respecto a la materia prima, convirtiéndose en C recalcitrante, reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero. Además aumenta el contenido en P y los biocarbones son ricos en nutrientes. La valorización energética de plantas invasoras mediante su conversión en biocarbón puede ser una buena herramienta para su control, obteniendo además otros efectos positivos como la fijación de C, produciendo materiales de amplia utilización potencial en el suelo como C recalcitrante, estructurante, fertilizante, enmendante, adsorbente de aniones, metales y agua.

Introducción

Se denominan plantas invasoras a aquellas especies procedentes de un área geográfica diferente que se introducen de forma intencionada o accidental en una zona, llegando a naturalizarse, es decir, con capacidad de reproducirse y propagarse aumentando su extensión y afectando de alguna forma al ecosistema que invade (Fagúndez Díaz, et al., 2007). Casi el 50% de las especies alóctonas son introducidas por la jardinería, en segundo lugar por la agricultura (18%) y en porcentaje similar se encuentran las especies introducidas de forma involuntaria, como consecuencia del comercio y la movilidad de personas y mercancías (Sanz Elorza, et al., 2004). Las plantas invasoras presentan multitud de impactos en las comunidades bióticas, afectando directa e indirectamente a la biodiversidad y las funciones del ecosistema y desplazando a las poblaciones locales (Weidenhamer & Callaway, 2010). Además pueden suponer importantes riesgos económicos y peligros a la salud pública (alergias, toxicidad, etc.) (Liao, et al., 2013) e incrementan el riesgo y la propagación de incendios. Por ello, se han desarrollado numerosos sistemas de gestión: mecánicos (poda, quemas), químicos (herbicidas) y biológicos, que no siempre son suficientemente efectivos. Las principales plantas invasoras en la Península Ibérica pertenecen a los géneros *Acacia*, *Robinia* y *Hackea*. La valorización pirolítica de la biomasa de plantas invasoras antes de la producción de semillas puede ser una buena alternativa para reducir su expansión. Este proceso consiste en la transformación térmica de la biomasa en ausencia de oxígeno, obteniendo energía, biocarbones, biodiesel y gases de combustión. El biocarbón o “biochar” presenta un alto contenido en carbono recalcitrante, que al aplicarlo al suelo sirve como reserva para el secuestro de carbono atmosférico, ayudando a mitigar el cambio climático (Lehmann & Joseph, 2009; Macías & Camps Arbostain, 2009). Además posee propiedades que mejoran la calidad del suelo. En este estudio se utilizará *Acacia melanoxylon* para la producción de

biocarbón mediante el proceso de pirólisis. Esta especie, procedente de Australia que puede llegar 40m de altura se introdujo como planta ornamental, forestal, árbol de sombra y fijadora de suelos. Puede soportar sequía, altas temperaturas, suelos contaminados y mal drenaje (ISSG, s.f.).

Material y métodos

Como materia prima para la producción del biocarbón se utilizó *Acacia melanoxylon*. El tronco se separó a su vez en tres partes: corteza (C), parte clara del tronco (B) y parte oscura del centro del tronco (O). La pirólisis se realizó en un reactor experimental que consiste en dos estufas conectadas, de forma que en la primera de ellas se produce la combustión de madera, y el gas sin oxígeno que se genera pasa a la segunda cámara donde se produce la pirólisis. Las condiciones de operación variaron en temperatura (300-350°C) y tiempo de residencia en la cámara (2-3h). Las distintas muestras de biocarbón se nombrarán con la letra B seguidas de la letra del material del que proceden, el tiempo de pirólisis y la temperatura (Ej. BC2h350 Biochar de Corteza 2h a 350°C). Los métodos utilizados son: análisis elemental (C, N, H) se realizó con un analizador Leco TruSpec CNS y el S con Leco SC-144DR. Las cenizas se determinaron por combustión a 1000°C durante 4h. El %O se estima como: $O = 100 - (C + N + H + S + \text{cenizas})$. El contenido total de nutrientes y metales pesados se determinó por espectroscopia de absorción atómica con el equipo Perkin Elmer Atomic Absorption Spectrometer 1100B, previamente las muestras fueron sometidas a digestión ácida con microondas. El pH y la conductividad se midió en una solución de biocarbón en agua desionizada (1:5). La CIC se determinó por el método Peech and col. (1947). Para determinar la fracción lábil de C se utilizaron dos reactivos: pirofosfato sódico para determinar el C extraíble (Cex) (Bascomb, 1986) y dicromato potásico para determinar el C orgánico oxidable (Coxi) por el método Sauerlandt. El Cnox se calcula por diferencia entre %C - %Coxi. El contenido en P Total se determinó por el método del ácido ascorbico y el P disponible para las plantas por el método Olsen. Con el fin de estudiar las formas de P inorgánico presentes, se llevo a cabo el procedimiento de Chang & Jackson (1957) con modificaciones de Kuo (1996). Este método se basa en la solubilidad selectiva de los fosfatos en diferentes extractantes y considera la presencia del P en las siguientes formas: P soluble en agua y ligado al Ca cambiante, P ligado al aluminio y al hierro, P soluble en reductores, P ocluido en óxidos de Fe y Al y P ligado al Ca. Además las muestras fueron analizadas con microscopía electrónica (SEM) con un Zeiss EVO LS15. Para probar la existencia de diferencias significativas entre tratamientos se realizaron análisis de la t de Student y ANOVA utilizando el paquete estadístico "IBM SPSS Statistics".

Resultados y discusión

Tabla 1. Composición elemental de la materia prima y los biocarbones producidos.

	Muestra	%C	%N	%H	%S	% Cenizas	%O	O/C	H/C	pH
Materia prima	C	46,75	1,69	5,94	0,20	2,74	42,69	0,68	1,52	5,05
	B	45,40	0,34	6,18	<0,01	1,40	46,67	0,77	1,63	5,82
	O	47,90	0,31	6,13	0,02	0,95	44,69	0,70	1,54	5,31
Biocarbones	BC2h350	64,48	2,23	4,19	0,128	5,48	23,48	0,27	0,78	6,84
	BO3h350	71,92	0,40	3,86	0,053	2,33	21,44	0,22	0,64	5,03
	BO2h300	68,00	0,36	4,31	0,010	2,03	25,30	0,23	0,74	7,27
	BB3h350	69,93	0,65	4,30	0,010	3,54	21,57	0,23	0,67	7,06
	BB2h350	69,97	0,69	3,88	0,021	3,58	21,86	0,28	0,76	7,15
	BB2h300	69,68	0,58	4,32	0,004	3,45	21,97	0,24	0,74	7,62

Se observa que el contenido en C del tronco es alrededor del 45%. Tras el proceso de pirólisis se consigue fijar parte del C, aumentando su porcentaje hasta el 72%, sin que se observen diferencias significativas entre las distintas partes, aunque es ligeramente inferior en la corteza. EL C incrementa su recalcitrancia. Desaparecen las formas extraíbles con pirofosfato lo que puede influir sobre la obtención de energía por los microorganismos. (Tabla 2). Todo el C aparece como no oxidable o como oxidable por $K_2Cr_2O_7$. Ambas formas, especialmente la primera pueden resistir siglos o milenios sin ser oxidadas en los suelos.

Tabla 2.- Formas de C presentes en el biocarbón.

Muestra	%C _{ox}	%C _{cx}	%C _{nox}
BC2h350	50,59	0,13	13,89
BO3h350	41,14	0,31	30,78
BO2h300	53,19	0,13	14,81
BB3h350	46,13	0,31	23,80
BB2h350	38,58	0,25	31,39
BB2h300	43,96	0,41	25,72

Para los nutrientes hay diferencias entre cada una de las partes del tronco. Son mayores en la corteza (1050mg/kg P, 21700mg/kg Ca, 7325mg/kg K, 2200mg/kg Mg). También son más altos Fe (201mg/kg), Al (240mg/kg), Na (1053mg/kg) y Mn (105mg/kg).

En el estudio de las formas del P, observamos diferencias significativas entre las distintas partes del tronco. Se concluye que el P se acumula principalmente en la corteza, y su concentración disminuye hacia el interior del tronco, donde se encuentra en muy baja concentración y en formas inorgánicas principalmente. En cuanto a las formas de P inorgánico, predomina el P asociado al Ca, seguido de los fosfatos ocluidos en óxidos de Fe y Al (P ocluido).

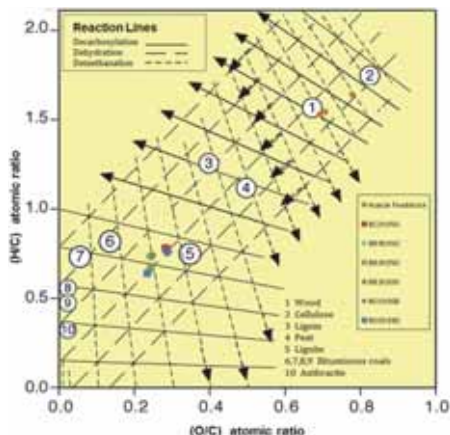


Figura 1. Diagrama de Van Krevelen donde se representan los ratios atómicos de las diferentes muestras de biochar y la materia prima.

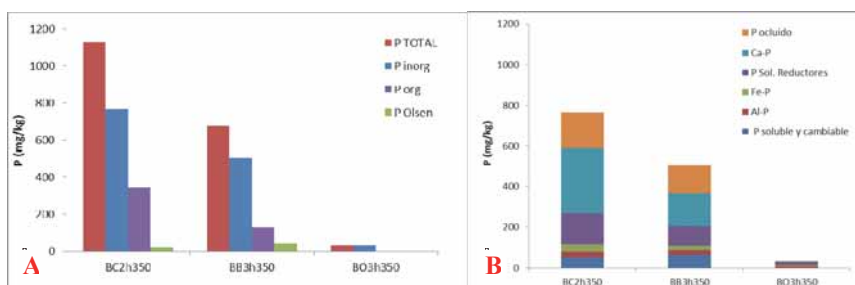


Figura 2. Formas de P presentes en una muestra de biochar de corteza, parte blanca y parte oscura. En la gráfica B se detalla el fraccionamiento de P inorgánico.

En la Figura 3 se observan las imágenes de SEM. En ellas se aprecia como el biocarbón conserva la estructura celular vegetal, distinguiéndose la pared celular y los poros en las correspondientes al tronco, esto es importante ya que afecta a la capacidad de retención de agua y la interacción con microorganismos del suelo. La de la corteza es más irregular, acumulando importantes cantidades de sales. También podemos observarse distingue como en

la parte blanca del tronco (B) se concentra mayor número de agregados salinos que en el interior (C). La composición de estos agregados es principalmente de carbonato cálcico y menor grado potásico.

Tabla 3. CIC (cmoles(+)/kg biochar) de cada una de las partes del tronco.

Muestra	pH	Al	Ca	Mg	Na	K	Total
BC2h350	5,42	<0,062	2,39	0,94	0,51	1,20	5,03
BO3h350	4,64	<0,062	1,46	0,20	1,08	0,19	2,93
BB3h350	5,47	<0,062	1,58	0,59	1,02	4,12	7,31

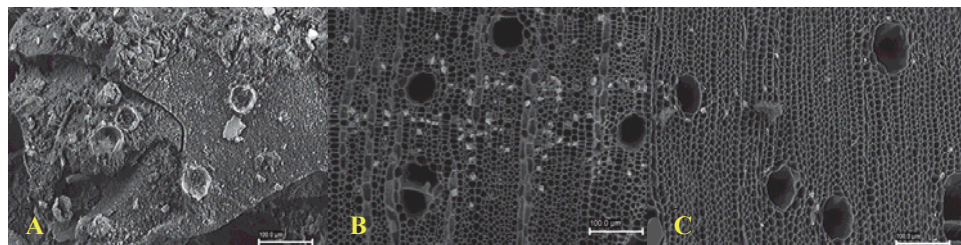


Figura 3. Imágenes de SEM de las diferentes muestras de biocarbón. A) Biocarbón de corteza, B) Biocarbón de parte blanca del tronco, C) Biocarbón de la parte central del tronco.

Mediante el proceso de pirólisis se transforma una planta invasora potencialmente peligrosa para los ecosistemas en un biocarbón con propiedades para la fijación de C, alto contenido en nutrientes que puede utilizarse como enmendante de suelos y elaboración de tecnosoles. Para optimizar el proceso de producción habría que aprovechar también la energía que se genera, así como los bioaceites y biogases. Esta alternativa de lucha frente a las plantas invasoras reduciría el uso de herbicidas y del fuego, reduciendo la superficie ocupada por especies alóctonas.

Bibliografía

- Bascomb, C., 1986. Distribution of pyrophosphate extractable iron and Organic carbon in soils of various groups. *Journal of Soil Science*, Issue 19, pp. 251-256.
- Chang, S. & Jackson, M., 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, Issue 84, pp. 133-144.
- Fagúndez Díaz, J. et al., 2007. *Plantas Invasoras de Galicia. Biología, distribución e métodos de control.* s.l.:Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.
- ISSG, n.d. *Global Invasive Species Database.* [Online] Available at: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=197&fr=1&sts=sss&lang=EN> [Accessed 01 04 2014].
- Kuo, S., 1996. Phosphorus. In: *Methods of Soil Analysis: Part 3- Chemical Methods*. Madison, WI: D.L. Sparks, pp. 869-919.
- Lehmann, J. & Joseph, S., 2009. *Biochar for environmental Management: science and technology*. London: Earthscan Publications.
- Liao, R., Gao, B. & Fang, J., 2013. Invasive plants as feedstock for biochar and bioenergy production. *Bioresource Technology*, Issue 140, pp. 439-442.
- Macías, F. & Camps Arbestain, M., 2009. Alternativas para el secuestro de Carbono en suelos y biomas.. *Aprendiendo de la naturaleza, aprendiendo de los Suelos, s.l.: Academia de Ciencias de Andalucía.*
- Sanz Elorza, M., Dana Sánchez, E. D. & Sobrino Vesperinas, E., 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Weidenhamer, J. & Callaway, R., 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *J Chem Ecol*, Issue 36, pp. 5-69.

Effect of Biochar in water stable aggregate formation

L. Moragues-Saitua^{1*}, N. Gartzia-Bengoetxea¹, O. Fernández-Ugalde², A. Arias-Gonzalez¹

¹ NEIKER-Tecnalia, Basque Institute for Agricultural Research and Development. Forestry Unit. 812 Bizkaia Science and Technology Park. 48160 Derio (Bizkaia) *e-mail:lmoragues@neiker.net

² Department of Mineralogy and Petrology, Science and Technology Faculty, University of the Basque Country

Abstract

There exists limited information about how biochar affect soil aggregation. Soil aggregation is a key parameter in soil structure and therefore in soil quality. The aim of this study was to evaluate the effect of biochar addition with and without mineral nitrogen in organic matter dynamics and microbial activity in a clayey loam acidic forest soil, in the Atlantic coast of the Iberian Peninsula. A control soil treatment without amendment and two treatments of a C4 plant derived biochar were analysed: 9 Mg C-biochar ha⁻¹ and 9 Mg C-biochar ha⁻¹ with 0.8% of ammonium nitrate. Soil cores were incubated and fractionated by wet sieving at days: 0, 1, 3, 7, 14 and 28. Soil respiration was also determined at each incubation date; and organic carbon (OC) and ¹³C were analysed in each aggregate fraction. The results confirmed that the addition of biochar followed the hierarchical model of aggregation: the isotopic analysis reflected an enrichment in the ¹³C content within the micro-aggregates (magg), from the day 1 to the day 28, but resulting in a modification on the formation of water stable macro-aggregates (Magg). The addition of biochar didn't allow the formation of water stable Large Magg (LMagg) at short term. The interactive effect of biochar, mineral N, soil microorganism's activity and soil aggregation remain still unknown and complex.

Introduction

Biochar application to soils is being considered as a strategy to sequester carbon (C) from a climate change mitigation perspective. In addition, biochar has higher surface area and greater porosity relative to other types of soil organic matter (SOM) and can therefore, improve soil aggregation and soil structure through interactions with native SOM, minerals, microorganism (Six et al., 2004). Understanding the process of how aggregates are formed and stabilized help us to understand and predict the retention and movement of gases, water and solutes in soil; the growth, vigour and productivity of plants; and the activity, growth and movement of soil organisms (Six et al., 2004). Hence, to gain an insight in the effect of biochar amendment in soil aggregation has a potential to understand a win-win strategy for ecosystem service delivery.

Data are scarce on soil aggregation of biochar amended soils. Furthermore, the existing information is still conflicting. Glaser et al. (2002) showed that a large proportion of biochar in Terra Preta was present in unprotected fractions. However, Brodowski et al. (2006) found that biochar was associated mainly with the magg (<250um) soil fraction and Liang et al. (2008) also demonstrated that biochar was predominately present in small soil aggregates, rather than as free organic matter. Brodowski et al. (2006) also observed that the small proportion of biochar particles in soil occurred in the LMagg fractions (> 2 mm) and biochar might act as a binding agent for organic matter in aggregate formation and then protect against degradation (Brodowski et al., 2006).

Biochar might be incorporated combined with nitrogen to prevent the absorption and fixing of available nutrients and soil moisture in the biochar due to its high adsorption capacity and increasing cation exchange capacity (CEC). In addition, soil mineral N availability has been shown to influence the decomposition of OM and therefore the formation of Magg (Le Guillou et al., 2011). In this context, we hypothesized that the addition of biochar with and

without N will promote both the formation of Magg and magg but still following the hierarchical model of aggregation. The main objective was to study the formation at short term of water stable aggregates (WSA) in a clayey loam forest soil, with addition of biochar with and without N.

Materials and methods

1. Biochar characteristics

Miscanthus sp., a C4 plant, was pyrolysed at 450°C in a Pyreg® pyrolysis unit. The pH (1:5 H₂O) was 9.8, it contained a 87% of C, and a C:N ratio of 168. A subsample of biochar was also charged with 0.8% N in NH₄NO₃ form, resulting in a C:N ratio of 77. The dry biochar was grounded in a mortar before applied in the assay and the particle size distribution was >2mm:1.5%; 2000-250 µm: 24.9%; 250-53 µm: 63.3% and <53 µm:10%

2. Soil collection and experimental design

The soil was collected from a pine (*Pinus radiata* D.don) plantation where the annual mean temperature is 11.7°C and the annual precipitation is 1204mm, in the Karrantza valley, in Bizkaia (UTM 30N ETRS89, 475081, 4786389). Samples were collected randomly, for the first 10cm. The soil was clayey loam texture, with a pH of 4, and 2 % of organic carbon (OC) content.

The soil was air-dried and passed through a 250µm sieve to ensure that all Magg were disrupted. The light OM and sand fraction >250 µm were heated at 105°C for 24h to avoid seed germination during incubation and added to <250 µm fraction (Fernández-Ugalde et al., 2011).

30 g of air-dried soil was mixed with biochar as follows: 9 Mg C-biochar ha⁻¹ (Bio), 9 Mg C-biochar ha⁻¹ with 0.8% of N (BioN), and the control (Ctrl). The samples were then packed into stainless steel cores (diameter = 5 cm, height = 2.5 cm), resulting in a bulk density of 1.2 Mg m⁻³, and closed at the bottom by a nylon mesh of 53 µm. The cores were wetted up to field capacity with deionized water. Each core was suspended inside a sealed 0.5L glass jar with deionized water in a beaker minimize desiccation (Cosentino et al., 2006) and incubated in aerobic conditions at 25 °C in the dark for 28 days. In total, 48 cores (3 treatments × 6 sampling dates × 3 replicates).

3. Soil sampling and analysis

At days 0, 1, 3, 7, 14 and 28 of the incubation, three replicates per treatment were processed for aggregate-size fractionation, total organic C and ¹³C isotope analyses. In addition, soil respiration was determined each sampling date by alkali tramps (NaOH) and titration with HCl to phenolphthalein end point.

For the fractionation, the soil sample was crumbled by its natural failures to pass through a 5mm sieve, and dried at 40°C for 24h. The dry aggregates were submerged in deionized water within a 2mm sieve for 5min, and then sieved in a wet sieving apparatus for 3min with an amplitude of 1.3 cm and 35 times min⁻¹. The fractions retained in each sieve were recuperated and dried at 40°C. The rest was sieve again, as in the figure 1. Silt and clay fraction aggregates were separated by centrifugation.

The OC and N were determined for each fraction using a LECO TruSPEC® CHN-S elemental analyser, and ¹³C analysis by Carlo Erba NA 1500 (Milano, IT) elemental analyzer coupled to a VG Isochrom continuous flow IRMS (Isoprime Inc., Manchester, UK).

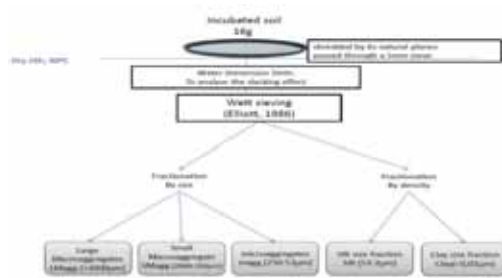


Figure 1.- Aggregate-size fractionation protocol for incubated samples

Results and discussion

In this study, the tested clayey loam soil (the control treatment) followed the hierarchical model of aggregation according to the observations suggested by Elliot (1986). When increasing aggregate size class increased OC proportion (Figure 2), and when a dispersive force was applied (i.e. slaking and wet sieving) Magg gradually broke down into magg (Table1). Therefore, soil organic matter might be the major factor influencing soil water-stable aggregation as stated by Tisdall and Oades, 1982. But the addition of biochar (with and without N) resulted in a change in the aggregate dynamics that didn't allow the formation of water stable LMagg at short term as it occurred in Ctrl (Figure 3), probably due to the biochar properties and its adsorption capacity, and its interaction with the binding agents of it stage. Biochar amendment resulted in a SMagg broke down into magg (table 1) as revealed by the data obtained in the isotopic analysis, which presented an enrichment (Fernández-Ugalde et al., 2011;) ($F=5.59$, $p=0.02$, $df=2$) in the ^{13}C content within the magg of Bio samples, from the day 1 to the day 28. These results confirmed a transfer of added OM from Magg to magg, an observation established in the hierarchical model of aggregation (Six et al., 2004).

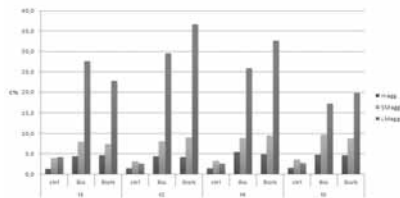


Figure 2.- Mass balance (%) of larger fractions obtained at different fractionation time (days 1,3,14 and 28), for different treatments

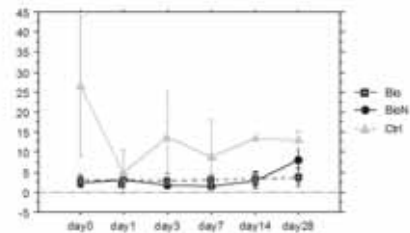


Figure 3.- LMagg (>2mm) proportion (%) dynamic for each treatment, during the time.

The addition of biochar also resulted in a significant increase in soil microbial respiration ($F=17.7$, $p=0.02$, $df=2$). The activity of the microorganisms produces binding agents that promote the formation of Magg (Six et al., 2004). This response could be related to the decomposition of readily decomposable compounds and to the oxidative activity (Le Guillou et al 2011). However, in our case, the higher soil respiration rate did not influence the formation of Magg. In addition, and probably due to suppression by the addition of mineral N, the respiration rates on N charged biochar containing soils were 10 times lower than in the biochar amended soils, but still with no influence on Magg formation.

Besides, the addition of biochar charged with N did affect the hierarchical model of aggregation as observed by the weak correlations between Magg and magg (Table 1), and the results didn't fulfil clearly what is established by the model, although showed a similar

pattern. This coincides with the conclusions obtained by Le Guillou et al. (2011), who confirmed the hypothesis that an addition of mineral N in combination to high C:N added OM to soil microbial communities adapted to low soil mineral N content depresses soil microbial activity. So differences might be explained by the effect on the microbial community response and its activity, but more research is needed to explain it. Aggregation and whether another substrate, plant-roots, mycorrhizal fungi or active-C source might be needed to increase WSA in biochar-amended soils.

Bio	LMagg	SMagg	magg	silt	clay	Ctrl	LMagg	SMagg	magg	silt	clay
Bio N											
LMagg	1	0,52	-0,53	-0,15	0,01	LMagg					
SMagg	0,69*	1	-0,89***	-0,39	0	SMagg	0,13				
magg	-0,52	-0,51	1	0,03	0,02	magg	-0,89***	-0,21			
silt	-0,40	-0,36	-0,38	1	-0,36	silt	-0,43	-0,47	-0,43		
clay	0,14	0	0,03	-0,36	1	clay	0,22	0	-0,1753	-0,24	

Table1. - Correlations (Adjusted p-values by Holm's method: *<0.1 and ***<0.0001) between the mass balance values of each fraction during the time. The values are presented for each treatment in a different corner: BioN in the right down side corner, Bio in the middle up corner and the control in the left down corner.

In conclusion, when biochar is added, the soil still follows the hierarchical model of aggregation, where gradually, presented a stabilization within the magg and consequently within Smagg. The interactive effect of biochar, mineral N, soil microorganisms activity and soil aggregation remain still unknow and complex.

References

- Brodowski, S., B. John, H. Flessa and W. Amelung, 2006. Aggregateoccluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57: 539–546
- Cosentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2053-2062.
- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 627–633.
- Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Barré, P., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., Imaz, M.J., Bescansa, P. 2011 Effect of carbonates on the hierarchical model of aggregation in calcareous semi-arid mediterranean soils. *Geoderma* 164: 203-214.
- Golchin, A., Baldock, J.A., Oades, J.M., 1998. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 245–266.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002): Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review. *Biology and Fertility of Soils* 35, 219–230.
- Six, B., Lehmann, J., Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*. 35: 219-230
- Le Guillou, C., Angers, D.A., Leterme, P., Menasseri-Aubry, S. 2011. Differential and successive effects of residue quality and soil mineral N on water-stable aggregation during crop residue decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 1955-1960
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, S. Sohi, J.E. Thies, J.O. Skjemstad, F.J. Luizão, M.H. Engelhard, E.G. Neves and S. Wirick, 2008. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochim Cosmochim.* 72: 6069–6078
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage research* 79: 7-31
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Sciences*. 62: 141-163.

Producción y Caracterización de Biocarbones obtenidos a partir de la pirólisis de carozo de maíz

M. T. García Ares^{1*}, F. Macías García², M. Bao³, F. Macías¹

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España; *mariateresa.garcia.ares@outlook.es

²Tratamientos Ecológicos del Noroeste, A Mina, s/n, Touro, España

³Departamento de Ingeniería Química, ETSE, Universidad de Santiago de Compostela, España

Resumen

La producción de biocarbones para su aplicación en tareas de remediación o con la intención de mejorar las propiedades de los suelos es una alternativa a la gestión de residuos y un avance mediante el secuestro de carbono en la lucha para mitigar el forzamiento climático. En el presente trabajo se describe parte del trabajo realizado dentro del grupo AMBIOSOL para la caracterización de biocarbones producidos a partir del carozo de maíz, recogido de campos agrícolas a las afueras de la ciudad de Santiago de Compostela (NO España).

Introducción

El ser humano ha contribuido al actual cambio climático conforme el IPCC y le corresponde también intentar invertir o al menos amortiguar la actual situación de calentamiento global. Entre las técnicas posibles para lograr esto, se encuentran las técnicas de secuestro de carbono en suelos, que suponen, entre otras, el uso de la agricultura de conservación (concepto FAO), frenar la deforestación, la conservación de los humedales, la recuperación de suelos degradados, y evitar la erosión y pérdida de los horizontes húmiferos debido a los incendios forestales. Estas medidas ambientales deberían ser prioridades en las políticas medioambientales, puesto que son técnicas win-win, con doble ventaja, puesto que por un lado contribuyen a combatir el forzamiento climático y mejorar la calidad del aire y por otro también aumentan la fertilidad y productividad de los suelos. Otra de las posibilidades es la producción de Tecnosoles (Macías & Arbestain, 2010) enriquecidos en biocarbones (concepto *biochar*) a imagen de los suelos antropogénicos Terra Preta encontrados en la Cuenca del Amazonas producidos por las poblaciones originarias mediante prácticas con fuego entre 500 y 2500 años BP. La pirólisis de residuos o subproductos orgánicos implica la producción de un material carbonoso con alto contenido en materia recalcitrante (Lehmann 2007), más resistente a la mineralización y que por tanto, secuestra carbono en suelos (Fig. 1 y 2).

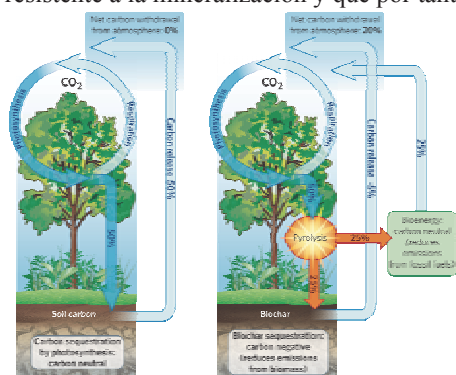


Fig.1: Reducción del CO₂ en la atmósfera, mediante biochar (IBI, 2014)

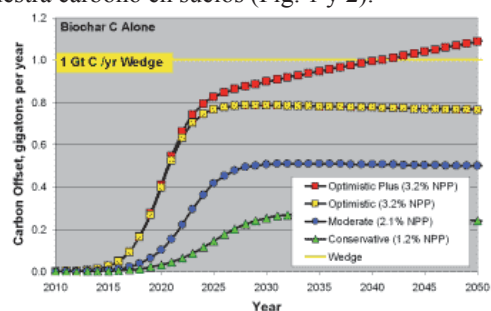


Fig.2: Cuatro escenarios posibles empleando tecnología negativa en carbono, mediante biochar producido a partir de residuos agrícolas y forestales (IBI, 2014)

Asimismo, el biochar puede ayudar a incrementar la biodisponibilidad de los nutrientes (Xu et al. 2013, Yao et al. 2010) y a retener toxinas (Lehmann et al. 2001), a dar estructura al suelo debido a sus propiedades de porosidad, capacidad de retención de agua, interacciones con la matriz mineral (Teixeira et al. 2010) y porque es un soporte para las comunidades microbianas (Thies et al. 2009). La presencia de ácido piroleñoso parece ser una fuente de carbono metabolizables para los organismos del suelo (Steiner et al. 2008).

En este trabajo se presentan algunos datos de caracterización del biochar producido por nuestro grupo de investigación en las dependencias de la mina de Touro, mediante equipos de pirólisis experimentales producidos con el propósito de fabricar biocarbones para aplicar en tecnosoles y elaborar así el Tecnosol Terra Preta.



Fig. 3: Imágenes de biochar tratados en distintas cargas de pirólisis.

Material y métodos

Se pirolizó carozo de maíz recogido de campos agrícolas en las afueras de Santiago de Compostela (A Coruña, España) y, tras dejarse secar al aire libre, se introdujo en las cámaras de pirólisis. Las primeras muestras fueron troceadas para asegurar una distribución más uniforme del calor y asegurar que la pirólisis llegaba al centro de la partícula, pero finalmente se comprobó que podía introducirse el carozo entero, como se observa en la imagen del medio en la Figura 3, y que se obtenían igualmente biocarbones con un alto contenido en carbono. Se dispone de tres pirolizadores, uno de ellos pequeño, y los otros dos más grandes. Todos son discontinuos y operan por cargas y se distinguen solo en el método de calentamiento del lecho del material a pirolizar. El pirolizador pequeño fue el primero en fabricarse, como proyecto piloto, y el calor está suministrado por los gases en contacto directo con la biomasa, producto de la combustión de leña en una cámara adyacente. Los 2 pirolizadores grandes calientan la biomasa por contacto directo del gas producto de la combustión de propano (bombonas que alimentan el sistema) con el lecho de biomasa, a presión ambiente. El sistema no permite determinar de forma sistemática temperaturas, masas, tiempos de permanencia, velocidades de calentamiento etc., por lo que en este estudio no se incluyen esos datos.

El análisis elemental fue hecho mediante LECO Truspec CHN. El contenido de cenizas se determinó en una mufla a 1000°C durante 4 h. El contenido en S se determinó mediante un analizador LECO SC-144-DR. Los espectros de C-NMR (1D Cross Polarization-Single Polarization) se realizaron en un 11.7 T Varian VNMRS-500-WB. El espectro ATR-FTIR se obtuvo con un Jasco FT/IR-4200. El contenido en metales fue determinado en espectroscopía de absorción y emisión atómica (Perkin Elmer 1100B). El contenido en fósforo total se determinó mediante el método azul del ácido ascórbico-fosfomolibdeno (Murphy & Riley, 1962). El fósforo disponible se determinó por el método Olsen (Olsen et al. 1954), mientras que la especiación de fósforo inorgánico se hizo con modificaciones del método de Chang & Jackson (1957). El espectro de difracción de las muestras se hizo con un equipo XRD (Bruker RX analyser). Las imágenes SEM y el estudio EDS del biochar se hicieron con microscopía electrónica de barrido, con el microscopio JEOL JSM6700F.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se recoge el Diagrama de Van Krevelen para algunos biocarbonos obtenidos en nuestros pirolizadores. Como se puede observar, la relación atómica H/C, O/C de nuestros biocarbonos es muy similar a los valores que se tienen para algunos carbonos bituminosos e incluso antracita, pero con la diferencia de que el contenido en oxígeno de nuestros biocarbonos es mayor.

El contenido en carbono de nuestros biocarbonos se mueve entre un 65%, para las muestras menos carbonizadas, hasta un 85% para algunas muestras muy bien pirolizadas y todas ellas presentan bajos contenidos de azufre (inferiores al 0,2%) y de nitrógeno (inferiores al 0,8%), aunque este cae dentro de lo usual encontrado en la bibliografía para los biocarbonos. Lo mismo sucede con el K, estando nuestras muestras muy enriquecidas en potasio,

llegando incluso hasta 60000 ppm, aunque la mayoría de las muestras contiene una media de 25000 ppm. Con respecto al fósforo, se encuentra que la mayoría es inorgánico, aumentando su concentración en las muestras con mayor contenido en cenizas, siendo las fracciones más abundantes, aquellas del fósforo ligado al Ca en posiciones de intercambio y también la fracción soluble en sistemas reductores-quelantes, en referencia a fosfatos de hierro cubiertos por óxidos de hierro. El valor del P Olsen coincide en la mayor parte de las muestras con el total de la fracción soluble ligada a Ca.

Los espectros de resonancia magnética de distintas muestras de biocarbonos muestran que un mayor contenido en carbono total, implica una mayor fracción de aromaticidad. Así para una muestra con un 85,22% de carbono total, se halló que el contenido de aromáticos era del 91%. Cuando el grado de carbonización era menor, se observaban cadenas alquílicas, que estaban oxigenadas para el biocarbón con menor contenido en carbono, presentando éste también grupos carbonilo. El espectro FTIR arroja resultados similares, indicando la presencia de cadenas alquílicas C-H y C-O para la muestra menos carbonizada, y aumentando la señal de aromáticos para mayores contenidos en carbono y para la muestra con el 85,22% presentando un espectro que recordaba al del grafito.

El microscopio electrónico arroja información acerca de la microestructura. En las muestras muy carbonizadas se observa muy bien el macroporo, mientras que su desarrollo no es tan marcado en las muestras menos carbonizadas, que aún conservan parte de la estructura original de la pared vegetal (Fig. 5 y 6). En algunos biocarbonos, puede observarse además la presencia de fitolitos. El análisis EDS muestra la presencia de mucho potasio, en la matriz carbonácea, en las zonas del biocarbón con el poro bien desarrollado. Aparece en estas áreas prácticamente solo C y K, con cierta presencia de oxígeno mientras que las formaciones minerales tienen Fe, Mg, Si, Al, Ca, Zn, Mn, Na y Cl además de O, C y K. También aparece Ca, P, O y S, ligado a la pared carbonácea. Los estudios de difracción de rayos X muestran la presencia de los siguientes minerales cristalinos: ilita, feldespato, silvita, ferrihidrita, calcita,

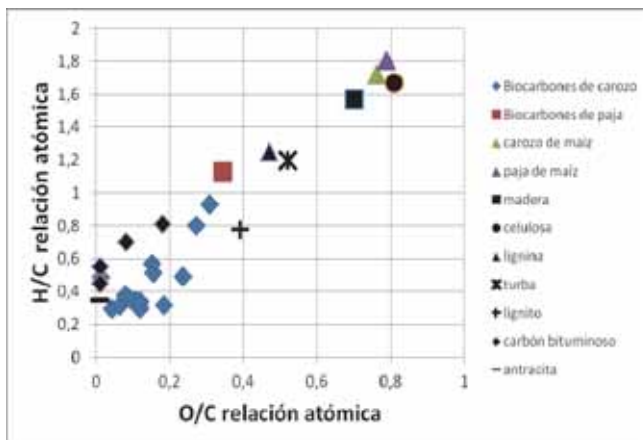


Fig.4: Diagrama de Van Krevelen

caolinita, bohmita, cuarzo, hidroxiapatita, estruvita, leucosfita, aunque la mayor parte de los minerales estarán en forma amorfa.

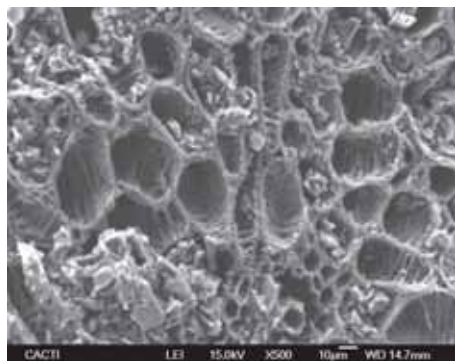


Fig. 5: Biocarbón con un 63,9% de carbono

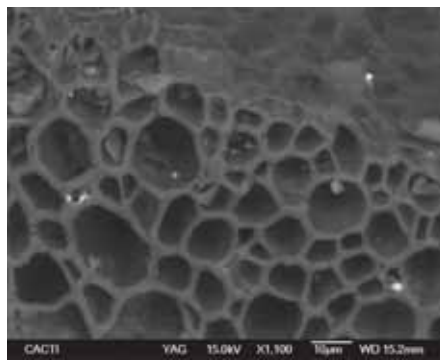


Fig. 6: Biocarbón con un 85,74% de carbono

Estos datos arrojan más información sobre la estructura de los biocarbones, pero aún queda más esfuerzo para poder determinar con mayor precisión todas sus propiedades y garantizar así que su aplicación, en caso de hacerse, sea totalmente segura y ambientalmente favorable.

Bibliografía

- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, Vol. 27: 31-36.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate USDA Circ. 939 U.S. Gov. Print Office, Washington, D. C., USA
- Chang S.C., Jackson, M.L., 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, 84: 133-144
- Macías & Arbstein, 2010. Soil carbon sequestration in a changing global environment. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 15, 16 :511-529
- Xu, G., Wei, L., Sun, J., Shao, H., Chang, S., 2013. What is important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? *Ecological Engineering* 52, 119-124
- Yao, F., Arbstein, M.C., Virgel, S., Blanco, F., Arostegui, J., Maciá-Agulló, J.A., Macías F., 2010. Simulated geochemical weathering of a mineral ash-rich biochar in a modified Soxhlet reactor. *Chemosphere* 80, 724-732
- Lehmann, J., Rillig, M., Thies, J., Masiello, C., Hockaday, W., Crowley, D., 2001. Biochar effects on soil biota. A review. *Soil Biology and Biogeochemistry* 43, 1812-1836
- Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. *Nature* 447, 143-144
- Teixeira, W., Coimbra, G., Santana, R., Ferreira-Neves, A., Moreira, A., Benites, V., Steiner, C. As propriedades físicas dos horizontes antrópicos (Terras Pretas de Índio e Terras Mulatas) na Amazonia. Chapter in: *As Terras Pretas de Índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. EMBRAPA, EDUA, 2010.
- Thies, J., Rillig, M. Characteristics of Biochar: biological properties. Chapter in: *Biochar for environmental management*. Lehmann, J., Steiner, J., eds. 2009.
- Steiner, C., Das, K., García, M., Förster, B., Zech, W., 2008. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia* 51, 359-366
- International Biochar Initiative, consultado abril 2014: <http://www.biochar-international.org/>

Formação em Ciência do Solo nos ensinos básico e secundário em Portugal

C. Alexandre^{1*}, C. Ferreira², J.A. Andrade¹, F. Fonseca³, J. Bonito⁴

¹ Departamento de Geociências e Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrâneas (ICAAM), Universidade de Évora, Portugal; *cal@uevora.pt

² Departamento de Geografia. Faculdade de Letras da Universidade do Porto. Investigadora do CEGOT;

³ Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal;

⁴ Universidade de Évora. Centro de Investigação Didática e Tecnologia na Formação de Formadores da Universidade de Aveiro, Portugal.

Resumo

Tendo como um dos seus fins “a difusão da Ciência do Solo”, a Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS) tem tido muito maior envolvimento na promoção das Ciências do Solo (CS) no ensino superior do que no ensino básico e secundário e na divulgação. Procurando avaliar a necessidade de corrigir esta situação e as possíveis formas de a materializar, no contexto das limitações da SPCS, apresenta-se um breve ponto de situação das CS no ensino básico e secundário em Portugal e do envolvimento de outras sociedades científicas da CS na divulgação e no ensino pré-universitário.

Introdução

A Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS) tem mais de 50 anos de história na promoção do estudo do recurso solo e do ensino das Ciências do Solo (CS) ao nível universitário em Portugal. Por contraste, o envolvimento e apoio ao ensino nos níveis básico e secundário tem ocorrido sempre de forma pontual, casuística e dependente de oportunidades e interesses individuais de alguns sócios. No entanto, um dos fins essenciais da SPCS é promover “a difusão da Ciência do Solo” (alínea f do art.º 3º dos Estatutos), portanto, sem discriminação entre níveis de ensino e abrangendo também a divulgação em geral.

Por outro lado, existem várias recomendações para a inclusão das CS em todos os níveis de ensino. Destaca-se a Declaração de Princípios Sobre o Solo Português (CNA, 1975) que adoptou para Portugal a *European Soil Charter*, aprovada pelo Conselho da Europa em 30 de Maio de 1972, onde se refere, “Os princípios de salvaguarda do solo devem figurar nos programas de ensino, a todos os níveis, como matéria educativa prioritária.” (ponto 11). Mais recentemente, a *Revised European Charter for the Protection and Sustainable Management of Soil*, de 2003, manteve o mesmo princípio: “*Interdisciplinary teaching on soil and its sustainable preservation should be part of the curriculum at all educational levels.*” (alínea c do ponto 6).

Partindo do interesse de alguns membros da SPCS que se constituíram na Comissão de Ensino e Divulgação (CED), apresenta-se um breve ponto de situação das CS no ensino básico e secundário em Portugal e do papel de outras sociedades da CS na sua difusão.

Ciências do Solo no ensino não superior: súmula histórica e perspectiva actual

O ensino formal das CS em Portugal terá começado com o início do ensino agrícola (Ricardo, 1990). Embora haja registos do ensino de matérias de agricultura a partir de 1791, na Universidade de Coimbra, é o Decreto extraparlamentar de 16 de Dezembro de 1852 que marca o arranque do ensino agrícola em Portugal, com a sua organização em 3 níveis: “1º grau ou mecânico” (elementar); “2º grau ou artístico” (médio); “3º grau ou científico” (superior). A importância da agricultura para a vida dos povos justifica que a abordagem predominante no estudo do solo tenha começado por ser eminentemente agrícola e químico-

agrícola (Ricardo, 1990). No entanto, para além da sua ligação ao ensino agrícola, datam já do século XIX várias iniciativas para a inclusão das CS no ensino regular. O Quadro 1 apresenta uma súpula histórica da evolução em Portugal dos ensinos básico e médio (secundário), de vertente agrícola e não agrícola.

Quadro 1. Súpula histórica das CS no ensino básico e secundário (adaptado de Ricardo, 1990).

Ano	Ensino elementar agrícola	Ensino elementar não agrícola
1852	(1852-1899) Granjas ou Quintas Regionais	
1899	de Ensino.	(~1852-1931) Ministério da Instrução Pública criou para o Ensino Primário as disciplinas de “Agricultura” ou “Botânica e Agricultura”. ¹
1911	(1911-1975) Reforma do ensino agrícola de Brito Camacho; Recriou o ensino elementar agrícola – Escolas Práticas de Agricultura. ¹	
1931		
1975		-
Ensino médio agrícola		Ensino médio não agrícola
1852	(1852-1864) Escolas regionais de Lisboa,	
1864	Évora e Viseu (transferida para Coimbra). ²	
1886		
1905	(1886-1975) Recriado o ensino secundário agrícola; funcionou até 1975. ³	(1905) Reforma da Instrução Pública dos liceus. ²
~1960		(~1960-1975) Liceus: ensino muito irregular nas disciplinas de Ciências da Natureza e Geografia.
1975		
Ensino unificado (básico e secundário)		
1976	(1976-1985) Solo nas disciplinas de Ciências da Natureza (ensino básico), Geografia, Biologia	
1985	(ensino secundário) e Geologia (ensino complementar). ⁴	
1986	(1985-2014) Solo nas disciplinas de Ciências Naturais (ensino básico), de Geografia (ensino	
2014	básico e secundário), de Biologia e Geologia, de Biologia e de Geologia (ensino secundário). ⁴	

¹ Ensino segundo a perspectiva agrícola e químico-agrícola do solo.

² (1982-1950) Ensino adoptando os conceitos litológico e químico-agrícola do solo.

³ (1950-2014) Início do conceito pedológico na disciplina de “Agrologia, meteorologia e climatologia”, introduzido por Joaquim Botelho da Costa a partir de 1936 na disciplina de Física Agrícola (Instituto Superior de Agronomia).

⁴ O conceito pedológico é o que tem predominado no ensino unificado, básico e secundário.

Actualmente as CS continuam a ocupar um lugar de destaque na alfabetização em Ciências da Terra. Várias Sociedades Científicas e Organizações espanholas constituíram uma Comissão *ad hoc* com o sentido de reflectir, discutir e definir a literacia em Ciências da Terra do aluno que conclua a escolaridade obrigatória (Pedrinaci et al., 2013). Partindo da ideia-chave “A humanidade depende do planeta Terra para a obtenção dos seus recursos e deve fazê-lo de uma forma sustentável” (p. 126), considera-se que o solo “*es esencial para diversos organismos y para la humedad, constituyendo el sustento de la agricultura. El suelo es un recurso tan importante como frágil. Se desarrolla lentamente a partir de la meteorización de los materiales superficiales y constituye el sustento de las actividades agrícolas. La principal amenaza del suelo es su degradación y erosión*” (p. 126).

As Ciências do Solo no ensino básico¹

No primeiro ciclo do ensino básico o Estudo do Meio constitui uma área curricular disciplinar de frequência obrigatória, estando o solo associado aos Blocos 3 e 6.

O Bloco 3 compreende “conteúdos relacionados com os elementos básicos do meio físico (o ar, a água, as rochas, o solo), os seres vivos que nele vivem, o clima, o relevo e os astros” (ME, 2004, p. 115).

¹ A escolaridade obrigatória em Portugal é de 12 anos. A educação formal organizada em ensino básico e em ensino secundário. O ensino básico é composto por três ciclos: 1º ciclo – 4 anos; 2º ciclo – 2 anos; 3º ciclo – 3 anos. O ensino secundário integra 3 anos.

No 1.º ano (6-7 anos de idade), o aluno deve:

- “identificar cores, sons e cheiros da natureza”, de plantas, do solo, do mar, dos cursos de água dos animais, do vento, entre outros.

No 3.º ano (8-9 anos de idade), o solo é estudado com:

- “os seres vivos do ambiente próximo”, identificando alguns fatores do ambiente que condicionam a vida das plantas e dos animais (água, ar, luz, temperatura, solo)”, realizando experiências.
- “aspectos físicos do meio local”, mediante a recolha de amostras de diferentes tipos de solo para identificar algumas das suas características (cor, textura, cheiro, permeabilidade) e para procurar o que se encontra no solo (animais, pedras, restos de seres vivos).

No 4.º ano (9-10 anos de idade), são abordados aspectos físicos do meio com o objectivo de:

- “compreender que a água das chuvas se infiltra no solo dando origem a lençóis de água”.

O Bloco 6 é dedicado à descoberta das inter-relações entre a natureza e a sociedade. Nele, no 3.º ano de escolaridade, caso seja significativa a nível do local da escola, estuda-se a agricultura do meio local, identificando alguns factores naturais com influência na agricultura, entre os quais se considera o clima, o relevo e o solo.

No segundo ciclo do ensino básico o Ministério da Educação e Ciência descreveu, em 2013, o conjunto de metas curriculares que os alunos da disciplina de Ciências Naturais devem atingir, privilegiando os temas organizadores e os conteúdos essenciais que constavam no Programa da antiga disciplina de Ciências da Natureza, datado de 1991.

Assim, no 5.º ano de escolaridade (10-11 anos de idade) a área aglutinadora de conteúdos onde se incluem as CS é designada por “A água, o ar, as rochas e o solo – materiais terrestres”, subdividida na “Importância das rochas e do solo na manutenção da vida”. Neste ano propõe-se que se estude: a composição do solo; as suas propriedades; os factores que condicionam a formação e a evolução de um solo; solo e agricultura; e conservação do solo.

No 6.º ano de escolaridade (11-12 anos de idade), o solo é retomado numa perspectiva de “agressões do meio e integridade do organismo”: os microrganismos. Neste subdomínio, inclui-se a poluição (tipos, poluentes mais frequentes e seus efeitos na saúde humana e medidas antipoluição).

No 3.º ciclo do ensino básico as CS voltam no 8.º ano (13-14 anos de idade), agora no subdomínio “Sistema Terra – da célula à biodiversidade”, integrado na unidade temática “Terra – um planeta com vida”. Ainda no mesmo ano o solo surge associado aos ecossistemas e à ideia-chave da “sustentabilidade da Terra”. Nesse âmbito estudam-se as dinâmicas de interacção nos ecossistemas através das suas principais características, dos níveis de organização biológica e da interacção entre os seres vivos e o ambiente. Nesta última rubrica abordam-se os factores abióticos (luz, água, solo temperatura e vento), os factores bióticos e a influência dos factores abióticos e bióticos na evolução ou na extinção de espécies.

As Ciências do Solo no ensino secundário

As CS são também objecto de estudo nos principais sistemas educativos do mundo. A exploração e a modificação dos solos é domínio educativo em Espanha, França, Bélgica, Reino Unido e Timor-Leste e Portugal. No caso do ensino secundário português, para o qual não existem definidas metas curriculares, os atuais programas das disciplinas de Biologia e Geologia, de Geografia e de Geologia contemplam conteúdos de CS.

Papel das Sociedades da Ciência do Solo no ensino e na divulgação

Assinalam-se no Quadro 2 algumas sociedades científicas da CS que se destacam pela difusão de materiais didácticos na internet bem como por outro tipo de acções dirigidas a alunos pré-universitários e ao público em geral.

Quadro 2. Sociedades com elevada difusão de materiais para alunos (básico e secundário), professores e público em geral, por produção directa (X) e/ou indirecta (+) em parcerias com outras entidades.

Sociedades Científicas da Ciência do Solo	Material na internet dirigido para				Colaboração c/ outras entidades
	Básico	Secund.	Profess.	Divulgação	
Australian Society of Soil Science (ASSS)	X	X	X	-	1
British Society of Soil Science (BSSS)	X	X	-	X	-
Canadian Society of Soil Science (CSSS)		+	-	+	2(*)
German Soil Science Society (GSSS)	+(**)	+	+	+	3
New Zealand Society of Soil Science (NZSSS)	-	+	-	+	4
Soil Science Society of America (SSSA)	+	+	+	+	5
Sociedade Brasileira Ciência do Solo (SBSCS)	X	X	X	X	6

1 – Iniciativas de âmbito geral com envolvimento da SSSA, ex: WCSS Monitoring Soil Science Project for Schools; 2 – Virtual Soil Science Learning Resource, da University of British Columbia e outras instituições, (*) Em 2012 este projecto recebeu o Canadian Network for Innovation in Education Award; 3 – Bodenwelte, Bundesverband Boden e.V., (**) também inclui material para pré-escolar; 4 – Science Learning Hub, New Zealand government (The University of Waikato); 5 – Dig It! The Secrets of Soil, parceria com a National Association of Conservation Districts e a Smithsonian Institution; 6 – Envolvimento no ensino da C. Solo em todos os níveis, ex.: VII Simpósio Brasileiro de Educação em Solos em 2014.

Considerações finais

O ensino das CS em Portugal começou em meados do século XIX associado ao ensino agrícola. Na actualidade o solo está formalmente presente em todos os níveis de ensino não superior. As maiores sociedades científicas da CS estão cada vez mais envolvidas na divulgação e no ensino pré-universitário, frequentemente em parceria com outras entidades dedicadas a essa actividade. Esta pode ser uma solução especialmente interessante para sociedades pequenas, como é o caso da SPCS.

Bibliografia

- CNA. 1975. *Declaração de Princípios Sobre o Solo Português*. Comissão Nacional do Ambiente. Lisboa.
- CO-DBP. 2003. *Revised European Charter for the Protection and Sustainable Management of Soil adopted by the Committee of Ministers of the Council of Europe at its 840th meeting on 28 May 2003*. Committee for the activities of the C.E. in the field of biological and landscape diversity, 10.
- Pedrinaci, E., Alcalde, S., Alfaro, P., Almodóvar, G., Barrera, J. L., Belmonte, A. et al. 2013. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 21(2), 117-129.
- Ricardo, R. Pinto. 1990. O ensino da Ciência do Solo em Portugal – Passado, presente e futuro. *Pedon*, Nº 8, 181-209. Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo, Lisboa.

Ações de ensino/divulgação do recurso natural solo: propostas didáticas

C. Ferreira^{1*}, F. Fonseca², C. Alexandre³, J. Bonito⁴

¹Departamento de Geografia da Faculdade de Letras da Universidade do Porto, Investigadora do CEGOT;
[*dra.carmenferreira@gmail.com](mailto:dra.carmenferreira@gmail.com)

²Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172,
5301-855 Bragança, Portugal

³Departamento de Geociências e Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrâneas (ICAAM),
Universidade de Évora, Portugal;

⁴Universidade de Évora. Centro de Investigação Didática e Tecnologia na Formação de Formadores da
Universidade de Aveiro, Portugal

Resumo

O reconhecimento de que o recurso natural solo é uma componente chave dos ecossistemas e que não é um recurso natural inesgotável tem estimulado a necessidade de consciencializar as gerações mais jovens da importância do solo e da conservação deste recurso. O solo está formalmente presente em todos os níveis de ensino não superior do sistema educativo português. Com este trabalho pretende-se mostrar algumas das ações de ensino e divulgação que a Comissão para o Ensino e Divulgação da Ciência do Solo (CED), da Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS), tem feito nos vários níveis de ensino.

Introdução

Durante as duas últimas décadas do século XX, ocorreu uma modificação na perceção geral da importância do solo como um componente chave dos ecossistemas, o que contribuiu para o reconhecimento da necessidade de manter ou melhorar a sua capacidade de realizar uma multiplicidade de funções (Nortcliff, 2002). Por outro lado, tomou-se consciência que o solo não é um recurso inesgotável, que usado de forma imprópria ou sob má gestão pode perder-se num período de tempo relativamente curto, e com uma capacidade de recuperação muito lenta. Estes aspetos estimularam a necessidade de consciencializar as gerações mais jovens da importância do solo e da conservação deste recurso. A Comissão para o Ensino e Divulgação da Ciência do Solo (CED) tem colaborado nesta tarefa de consciencialização da importância do recurso natural solo, prestando apoio em ações de ensino e divulgação sobretudo escolas do 1.º e 2.º ciclos do ensino básico, bem como em eventos de divulgação que versam esta temática.

O solo está formalmente presente em todos os níveis de ensino não superior do sistema educativo português. No 1.º ciclo, é na disciplina de Estudo do Meio, concretamente no “Bloco 3 - À Descoberta do Ambiente Natural”, que o recurso solo é um dos conteúdos dos elementos básicos do meio físico a ser estudado (Ministério da Educação, 2004). Ao nível das atividades laboratoriais, as metas curriculares da disciplina de Ciências Naturais, do segundo ciclo do ensino básico português, consideram a temática da “importância das rochas e do solo na manutenção da vida”. Definem, como objetivo geral, que o aluno deve “Compreender que o solo é um material terrestre de suporte de vida”. Ao nível dos descritores, preconizam “Identificar os componentes e as propriedades do solo, com base em atividades práticas laboratoriais”.

O ensino das ciências deve fomentar o desenvolvimento de competências por parte do aluno que lhe permita enfrentar as mudanças e participar numa sociedade democrática (Galvão *et al*, 2000). Tais competências não se coadunam com um ensino científico compartimentado em conteúdos desligados da realidade. A valorização do quotidiano para um ensino contextualizado, procura contribuir para uma educação para a cidadania responsável.

Ações de ensino/divulgação no âmbito do recurso natural solo - propostas didáticas

A Comissão para o Ensino e Divulgação da Ciência do Solo (CED) tem colaborado com as escolas do ensino básico, nomeadamente na disciplina de Ciências da Naturais (2.º ciclo), sobretudo com o apoio ao desenvolvimento de atividades laboratoriais que permitem dar cumprimento a uma das metas curriculares da disciplina de Ciências Naturais, “importância das rochas e do solo na manutenção da vida”. A curiosidade natural das crianças é estimulada com a apresentação de várias imagens de paisagens agrícolas e florestais onde se conseguem distinguir perfis de solos que apresentam cores diferentes. Os alunos vão associando que a cada cor do solo corresponde um diferente tipo de solo e que estes terão propriedades diferentes.

Após a observação, exploração e discussão das imagens, os alunos conseguem formular uma questão “Por que motivo existem diferentes tipos de solos?”

Na sala de aula, através da observação de exemplares de rochas e minerais e de amostras de perfis de solo (fig. 1) é mostrado aos alunos o caminho desde a rocha à formação do solo. Também se faz referência à composição do solo (matéria mineral e matéria orgânica) e às propriedades morfológicas, físicas e químicas do solo.



Fig. 1. A formação da matéria mineral do solo. Perfil do solo. Fonte: Foto de F. Fonseca.

É então pedido aos alunos que, através de uma pequena saída de campo nas proximidades da escola, recolham amostras de rochas e, no mesmo local, recolham também amostras de solo. Essas amostras de solo são depois trabalhadas na sala de aula (fig. 2) para que os alunos percebam a relação existente entre, por exemplo, as diferentes texturas das amostras de solo recolhidas e a capacidade de infiltração da água nessas amostras de solo.



Fig. 2. Processo de preparação de amostras de solo (crivagem). Fonte: Foto de F. Fonseca.

De modo a dar a conhecer aos alunos as principais potencialidades e limitações dos solos ao uso sustentável em agricultura, pastagem e floresta, refere-se a necessidade da avaliação das características e qualidades do solo.

O conhecimento assim obtido é disponibilizado sob diversas formas, nomeadamente mapas de solos e de aptidão da terra. As análises laboratoriais também são muito úteis na elaboração de

planos de fertilização, de modo a preservar o recurso solo e a controlar custos económicos e ambientais.

A nível de eventos, a CED colaborou com a Universidade do Porto (UP) na MOSTRA UP, uma exposição anual, que tem por objetivo dar a conhecer aos estudantes do ensino básico e secundário a oferta formativa de uma das maiores Universidades do país.

Os estudantes dos dois níveis de ensino, dos mais pequenos aos que estão prontos para entrar no ensino superior, podem, deste modo, questionar docentes e investigadores sobre as temáticas dos respetivos cursos e interagir com os estudantes do ensino superior nas diversas actividades promovidas pelos diferentes cursos das diversas faculdades da UP.

O Departamento de Geografia e, concretamente, a docente e os estudantes da Unidade curricular Erosão e Conservação do Solo, organizam todos os anos experiências simples na Mostra UP que visam sensibilizar os alunos dos diferentes níveis de ensino, para os efeitos da precipitação em solos com diferentes tipos de coberto e em solos impermeabilizados (fig. 3). Os visitantes, sobretudo os mais pequenos, interagem com as experiências e tiram, por observação, as principais conclusões relativamente ao processo de infiltração da água no solo com diferentes cobertos e solo a nu; à produção de escoamento superficial bem visível no solo impermeabilizado; e a perda de sedimentos e formação de sulcos na caixa onde existe solo sem coberto.



Fig. 3. Caixas de erosão, onde estão representados um solo sem vegetação e pedregoso; um com vegetação e outro impermeabilizado. Fonte: Fotos de C. Ferreira

Como as Escolas que visitam a MOSTRA UP, são de áreas do País com características diversas, isto é, quer de áreas urbanas quer de áreas rurais, estas experiências conseguem mostrar aos alunos o que se pode passar em cada uma destas áreas quando ocorrem episódios chuvosos e não existe solo (por estar impermeabilizado) ou não existe coberto vegetal (por terem ocorrido incêndios florestais).

Os alunos acabam por inferir com estas simples experiências que, nas cidades, as respostas dos cursos de água a precipitações intensas e prolongadas no tempo, são muito mais rápidas, podendo provocar cheias, uma vez que o solo nas cidades está, na sua maior parte, impermeabilizado, dificultando por isso os processos de infiltração da água no solo e favorecendo o escoamento superficial que alimentará, rapidamente, esses cursos de água. Por sua vez, os alunos que vivem em áreas rurais, com predomínio de floresta, conseguem perceber também os impactes dos incêndios florestais no solo. Depois da ocorrência dos incêndios, tendo sido destruída a vegetação na área ardida, esta ficará mais suscetível à ocorrência de fenómenos erosivos quando ocorrerem as primeiras chuvas após incêndio. Verificam como se podem formar sulcos e/ou ravinas em solos desprovidos de vegetação. É pela interação dos alunos das Escolas visitantes com os estudantes universitários que estão a realizar estas experiências, que as perguntas de uns e as respostas de outros sugerem medidas

de mitigação para estes problemas. Surgem, deste modo, algumas sugestões de medidas a tomar para as questões colocadas para as áreas urbanas, como seja, a da criação de mais espaços verdes que permitam maior infiltração da água e, ao mesmo tempo, permitam que todos os seus habitantes usufruam desses mesmos espaços como espaços de lazer. As sugestões dos alunos para as áreas rurais acabam por estar relacionadas com uma melhor gestão da floresta: cultivo de espécies arbóreas autóctones como por exemplo, o carvalho, castanheiro, sobreiro, etc., conscientes de que os pinheiros e os eucaliptos que dominam a nossa paisagem florestal são “amigos do fogo”. O pinheiro por ter resina que alimenta a combustão e por ter pinhas que podem “explodir” e “provocar incêndios noutras áreas” e os eucaliptos porque as folhas têm “um óleo pegajoso que pode também alimentar o fogo”. Têm consciência, sobretudo os alunos do 9º ano de escolaridade, que os eucaliptos são uma espécie florestal introduzida e, por isso, não autóctone. Quando se lhes pede para relacionarem um país onde domina esta espécie, é a Austrália, “o país dos cangurus”, o país mais mencionado. Queremos acreditar que os alunos quando saem da área da realização destas experiências, vão mais conscientes da necessidade de preservar este recurso natural tão importante para toda a vida na Terra. É a base da vida no nosso planeta.

Considerações finais

A realização destas acções, para além de contribuírem para a aprendizagem da importância do solo, pode também ser muito valiosa para a consciencialização da conservação deste recurso. Estas crianças serão as “zeladoras do planeta Terra” num futuro muito próximo, podendo já hoje influenciar os adultos que as circundam.

Para além de dar continuidade às acções que já estão em curso, nos dias em que se celebra o solo (dia mundial do solo, dia nacional da conservação do solo) a CED pretende desenvolver acções de sensibilização quer junto das camadas jovens (escolas e eventos temáticos), quer dos agricultores (cooperativas agrícolas), sobre as boas práticas agrícolas e sobre a importância que cada vez mais tem o solo nas suas diversas funções e sobre a melhor forma de se respeitar a natureza e o ambiente, preservando o solo.

Bibliografia

- Galvão, C. *et al.* 2000. *Ciências: competências essenciais no Ensino Básico* (documento de trabalho). Ministério da Educação/Departamento de Educação Básica, Lisboa.
- Ministério da Educação. 2004. *Organização Curricular e Programas do Ensino Básico: 1.º Ciclo*. Lisboa: Editorial do Ministério da Educação.
- Neto, H. 2011. *Novo Despertar*. Edições Livro Directo.
- Nortcliff, S. 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 161-168.

El aprendizaje basado en proyectos en la enseñanza de los procesos de degradación y regeneración de suelos

M. Tejada, I.A. Gómez*

Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, España;

*iangel@us.es

Resumen

Este trabajo presenta los resultados de una experiencia realizada con alumnos de la asignatura Degradación y Regeneración de Suelos del Grado en Ingeniería Agrícola de la Universidad de Sevilla. En esta materia los alumnos deben comprender los procesos de degradación y los principios básicos de la regeneración de tierras, así como conocer los parámetros indicadores de la calidad del suelo y las técnicas de biorremediación de suelos contaminados. En este contexto, el Aprendizaje Basado en Problemas (ABP) constituye una metodología que mejora la comprensión de los estudiantes, al tiempo que los enfrenta a problemas reales. Para aplicar esta metodología se ha diseñado un experimento en el que los alumnos deberán seguir la evolución de la actividad deshidrogenasa en un suelo contaminado con un xenobiótico orgánico y otro inorgánico y enmendado con dos fuentes de materia orgánica. Los resultados obtenidos permitieron a los alumnos adquirir las competencias específicas de la materia a través de un aprendizaje autorregulado y cooperativo.

Introducción

La Ciencia del Suelo se convirtió en una disciplina científica en el siglo XIX, concretamente a partir de 1883 con la defensa de la tesis de Dokuchaev: *El Chernozem Ruso*. El material del que se ocupa esta disciplina, el suelo, tiene unas características y un comportamiento únicos (Churchman, 2010). Esto hace que la enseñanza de la Ciencia del Suelo no pueda seguir los principios generales de otras disciplinas, sino que requiera unas estrategias y manera de pensar especiales, de forma que abarca un amplio espectro de estudios que van desde la ciencia pura hasta la aplicada, inclinándose hacia el aspecto más práctico de este intervalo (Churchman, 2010).

Tal como ponen de manifiesto Hartemink y McBartney (2008), esta disciplina juega un papel relevante en la búsqueda de soluciones a importantes problemas del mundo real, tales como el cambio climático o la degradación medioambiental. En este sentido, los datos aportados por la Ciencia del Suelo son de interés tanto para los políticos que toman decisiones que afecten al suelo, como para profesionales de otras áreas afines, por ejemplo, ingeniería, medio ambiente, geomorfología, etc. (Sánchez-Marañón, 2007). Por tanto, la primera competencia que deben adquirir los estudiantes universitarios es entender dichas interconexiones.

El suelo es la base de todos los ecosistemas terrestres y en consecuencia desempeña en ellos múltiples funciones, entre las que se encuentran el reciclaje biogeoquímico y la amortiguación de los efectos negativos que producen su degradación, tanto física como química (Bridges y Oldeman, 1999). Por consiguiente, poder disponer de parámetros edafológicos que informen de una manera rápida y precisa sobre la calidad de un suelo es de vital importancia para poder conservar este valioso recurso y preservarlo de los procesos de degradación. En este contexto, los parámetros bioquímicos son los más sensibles a los cambios físicos y químicos en el suelo y, dado que son esenciales para que este realice sus funciones de manera correcta, su medida dará una idea de la actividad metabólica del suelo y ayudará a entender la funcionalidad del mismo. Así pues, la determinación de los parámetros relacionados con esta actividad puede ser útil para transmitir a los alumnos la idea de un suelo vivo del que dependen los sistemas naturales. En este sentido, uno de los parámetros utilizados como indicador de la actividad

metabólica del suelo es la actividad deshidrogenasa, ya que, se ha encontrado una buena correlación entre ésta y la respiración del suelo (von Mersi y Schinner, 1991).

Uno de los retos que ha tenido que asumir la Universidad como consecuencia de la implantación del Espacio Europeo de Educación Superior (EEES) ha sido la renovación de las metodologías de enseñanza. Esta renovación persigue como fin último que sea el propio alumno el protagonista del proceso de enseñanza-aprendizaje (De Miguel, 2006). En este contexto, el Aprendizaje Basado en Problemas (ABP) es afín al Sistema de Crédito Europeo, ya que enfatiza el papel del alumno en el proceso de enseñanza-aprendizaje, al tiempo que constituye una metodología orientada a la adquisición de unos aprendizajes aplicados para resolver situaciones reales (Escribano y Del Valle, 2008). Por otro lado, la aplicación de los conocimientos del ABP abre las posibilidades a los perfiles profesionales, una de las características de las competencias que deben adquirir los alumnos. Además, la identificación y resolución del problema planteado exige la búsqueda de una solución creativa, aplicando conceptos interdisciplinares afines a varias materia académicas, lo que potencia el aprendizaje autorregulado y creativo (Sánchez-Marañón, 2007).

Atendiendo a lo expuesto hasta ahora, el objetivo del presente trabajo es diseñar una experiencia docente usando como hilo conductor la medida de la actividad deshidrogenasa del suelo, de manera que el alumno pueda entender la implicación de dicha actividad en los procesos metabólicos del suelo, así como adquirir las competencias específicas de la materia y llegar a resolver problemas de contaminación de suelos mediante el uso de la biorremediación.

Material y métodos

Esta experiencia se ha realizado en la asignatura de Degradación y Regeneración de Suelos de Cuarto curso del Grado en Ingeniería Agrícola por la Universidad de Sevilla, durante el curso 2013-2014. Se trata de una asignatura optativa de 6 ECTS (150 horas) con el 40% de clases presenciales. Entre las competencias específicas, se ha marcado que los alumnos adquieran conocimientos sobre la calidad y procesos de degradación y contaminación de suelos, así como que comprendan los principios básicos de la restauración de tierras.

El experimento planteado a los estudiantes fue el seguimiento de la evolución de la actividad deshidrogenasa en un suelo contaminado y enmendado con un residuo orgánico. El suelo usado fue un Xeric Haplocalcid (Soils Taxonomy, 2010).

Dado que sólo se pudieron hacer dos grupos de alumnos (DRS1 y DRS2), se diseñaron dos experimentos de 60 días de duración. En uno de ellos se contaminó el suelo con el herbicida diflufenican a una dosis de 200 mL ha⁻¹ y en el otro se contaminó el mismo suelo con 500 ppm de cadmio. Además, para que los alumnos comprendiesen el papel de la materia orgánica en la biorremediación y en la actividad metabólica del suelo, se utilizaron, en ambos casos, como enmiendas dos residuos orgánicos diferentes, un compost de residuos sólidos urbanos (RSU) y gallinaza (G). Los dos residuos se añadieron en la cantidad suficiente para que hubiese un 3% de materia orgánica en el suelo.

La toma de muestras se realizó en los siguientes días: 1, 7, 15, 30, 45 y 60. Se hizo de esta manera para que hubiese una distribución homogénea a lo largo del periodo experimental.

Por último, para minimizar los errores experimentales, cada tratamiento se realizó por triplicado. Así pues, el diseño experimental quedó de la siguiente manera:

Tabla 1. Diseño de los dos experimentos realizados

Suelo contaminado con herbicida	Suelo contaminado con metal pesado
S: Suelo control	
S+G: Suelo con gallinaza	
S+RSU: Suelo con compost de RSU	
S+H: Suelo contaminado con diflufenican	S+Cd: Suelo contaminado con cadmio

S+G+H: Suelo contaminado con diflufenican y enmendado con gallinaza	S+G+Cd: Suelo contaminado con cadmio y enmendado con gallinaza
S+RSU+H: Suelo contaminado con diflufenican y enmendado con RSU	S+RSU+Cd: Suelo contaminado con cadmio y enmendado con RSU

La medida de la actividad deshidrogenasa se realizó mediante el método de García *et al.* (1993), el cual se les proporcionó a los alumnos. Además se les proporcionó bibliografía específica sobre este parámetro y los factores que en él influyen, asimismo, se les explicó el fundamento del método y el manejo del material necesario. Por otro lado, midieron también el contenido en ácidos húmicos y fúlvicos (Kononova, 1966; Yeomans y Bremner, 1988), así como la cantidad de carbono soluble (Ciavatta *et al.*, 1991).

Finalmente, ambos grupos tuvieron que exponer los resultados de sus experiencias con el objeto de poner en común lo aprendido por cada uno de ellos.

Resultados y discusión

En la tabla 2 se pueden observar los resultados de la actividad deshidrogenasa obtenida por ambos grupos. Dado que el suelo y los residuos orgánicos fueron los mismos para los dos grupos, estos se repartieron el trabajo para determinar la actividad enzimática en estas muestras. Esto hizo que los grupos se tuvieran que coordinar y prestasen mayor atención al trabajo de laboratorio, ya que, los datos obtenidos tenían que compartírselos entre ambos.

Con estos resultados los alumnos pudieron observar el efecto negativo de contaminantes orgánicos e inorgánicos en la actividad deshidrogenasa, así como la rapidez con la que responde esta actividad enzimática.

Por otro lado, al tratarse de pocos alumnos, tuvieron la posibilidad de trabajar todos al mismo tiempo en el laboratorio, lo que les permitió intercambiar opiniones sobre la evolución de sus muestras de una manera continua.

También pudieron observar que la presencia de residuos orgánicos en el suelo palió los efectos de los contaminantes. En este sentido, el grupo DRS2 se cuestionó porque la diferencia en la actividad deshidrogenasa en el suelo contaminado con cadmio era tan parecida cuando se enmendaba con ambos residuos orgánicos, teniendo en cuenta que esa diferencia era más marcada en el suelo sin contaminar e incluso en el contaminado con herbicida. A raíz de esta cuestión se les proporcionó a los alumnos la metodología para determinar los ácidos húmicos y fúlvicos, así como el carbono soluble. Debido a la limitación de tiempo impuesta por la programación de la asignatura, se recomendó a los alumnos que sólo hicieran la determinación de estos parámetros en los suelos enmendados y sin contaminar.

En la tabla 3 se recogen los datos obtenidos por los dos grupos de ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y carbono soluble. Estos resultados permitieron explicar, con apoyo experimental, el diferente comportamiento de los dos residuos en el suelo y ante los contaminantes. Los estudiantes pudieron comprobar como el contenido en ácidos húmicos incide en la adsorción de metales en el suelo, mientras que el residuo con mayor contenido en carbono soluble produce una mayor atenuación del efecto perjudicial del herbicida. Como consecuencia, establecieron la hipótesis de que un mayor contenido en carbono soluble implica una mayor disponibilidad de nutrientes para los microorganismos del suelo, lo que implica un aumento de la actividad metabólica del suelo. Así pues, dado que el herbicida es una fuente potencial de materia orgánica para los microorganismos del suelo, se producirá una degradación más rápida de este con la gallinaza que con el RSU. Sin embargo, como el metal pesado no se degrada, es más importante la adsorción, lo que produce una fijación del metal en la materia orgánica. Por consiguiente, concluyeron que el RSU, al tener mayor contenido de ácidos húmicos, retiene una mayor cantidad de cadmio.

A modo de conclusión se puede decir que el ABP es un método de enseñanza muy útil en asignaturas como la que nos ocupa, con una gran carga práctica. Esta metodología de enseñanza ha permitido que los alumnos adquieran las competencias específicas de la asignatura enfrentándose a un problema real. Por otro lado, ha permitido también que los alumnos se familiaricen con el método científico y tomen sus propias decisiones ante los problemas que habitualmente pueden surgir en un trabajo de investigación.

Tabla 2. Evolución de la actividad deshidrogenasa ($\mu\text{gINTF g}^{-1} \text{h}^{-1}$) durante el periodo experimental para los dos grupos y todos los tratamientos.

GRUPOS DRS1 y DRS2												
	1	7	15	30	45	60						
S	2,5	2,4	2,4	2,3	2,3	2,2						
S+RSU	2,7	3,0	3,3	3,7	4,1	4,7						
S+G	3,0	3,3	3,7	4,1	4,7	5,2						

GRUPO DRS1							GRUPO DRS2						
	1	7	15	30	45	60		1	7	15	30	45	60
S+H	2,2	2,1	1,8	1,6	1,5	1,3	S+Cd	1,8	1,6	1,3	1,1	1,0	0,9
S+RSU+H	2,3	2,5	2,8	3,2	3,7	3,9	S+RSU+Cd	2,2	2,4	2,7	2,9	3,4	3,5
S+G+H	3,1	3,3	3,4	3,7	4,0	4,3	S+G+Cd	2,4	2,5	2,7	2,9	3,3	3,6

Tabla3. Contenido en ácidos húmicos, ácido fúlvicos y carbono soluble del suelo con enmendado con los dos residuos orgánicos (RSU: compost de residuo sólido urbano y G: gallinaza)

	ácidos húmicos (mgC Kg^{-1})						Ácidos fúlvicos (mgC Kg^{-1})						Carbono soluble (mgC Kg^{-1})					
	1	7	15	30	45	60	1	7	15	30	45	60	1	7	15	30	45	60
S+RSU	923	930	940	949	958	966	718	739	795	850	945	1020	434	453	490	538	571	601
S+G	630	634	642	649	658	669	796	836	881	924	1065	1226	476	490	543	580	617	640

Bibliografía

- Churchman GJ. 2010. The philosophical status of soil science. *Geoderma* 157: 214–221.
- Ciavatta C, Govi M, Vittori Antisari L, Sequi P. 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 22, 795–807.
- De Miguel M. 2006. Metodologías para optimizar el aprendizaje. Segundo objetivo del Espacio Europeo de Educación Superior. *Revista Interuniversitaria de Formación del Profesorado* 20: 71-92
- Escribano, A. y Del Valle, A. 2008. *El aprendizaje basado en problemas. Una propuesta metodológica en Educación Superior*. Ed. Narcea, 2008.
- García C, Hernández T, Costa F, Ceccanti B, Masciandaro G. 1993. The dehydrogenase activity of soils an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. In: J. Gallardo-Lancho, Editor, Proceedings of the XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca, Spain (1993), 89–100.
- Hartemink AE, McBratney A. 2008. A soil science renaissance. *Geoderma* 148: 123–129.
- Kononova MM. 1966. *Soil Organic Matter*, second ed. Pergamon Press, Oxford.
- Von Mersi W, Schinner F. 1991 An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with idodnitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils* 11: 216-220.
- Soil Survey Staff, 2010. *Keys to Soil Taxonomy*. USDA-NCRS 11th ed.
- Sánchez-Marañón M. 2012. La medida de la respiración del suelo como herramienta docente en edafología. *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo* 2(3): 26-37
- Yeomans JC, Bremner JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19, 1467-1476.

Nuevas tecnologías aplicadas a la enseñanza de la Ciencia del Suelo

I.A. Gómez*, M. Tejada

Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, España;
*iangel@us.es

Resumen

La construcción del Espacio Europeo de Educación Superior (EEES) coloca al alumno en el centro del proceso de enseñanza-aprendizaje, de manera que se está produciendo una transición del modelo educativo centrado en la enseñanza hacia un modelo centrado en el aprendizaje. Como consecuencia, el docente pasa a tener un papel motivador, facilitando la construcción del aprendizaje cooperativo.

Entre las posibles herramientas para conseguir esta finalidad, están las webs interactivas, los blog científicos y divulgativos, los videos científicos y el acceso a artículos científicos y de divulgación.

En este trabajo se proponen algunos recursos fácilmente aplicables en la enseñanza de la Ciencia del Suelo.

Introducción

La implantación del Espacio Europeo de Educación Superior supone la transición desde un modelo educativo centrado en la enseñanza hacia un modelo centrado en el aprendizaje. Este proceso focaliza su atención en el alumno, por lo que el papel del docente pasa a tener un valor motivador, incentivando la participación del estudiante y facilitando la construcción de un aprendizaje colaborativo (Hmelo-Silver y Barrows, 2006; Palomares et al, 2007). Por tanto, este nuevo modelo, impulsado por el llamado “proceso de Bolonia”, tiene como finalidad conseguir un aprendizaje significativo que permita a los alumnos seguir aprendiendo de manera continua durante toda su vida profesional. En definitiva, persigue “enseñar a aprender” (Fernandez March, 2006).

Como consecuencia de la aplicación de este modelo, los resultados del aprendizaje se valoran en términos de competencias genéricas y específicas y el trabajo del estudiante se mide utilizando el Sistema Europeo de Transferencia de Créditos (ECTS). Dicho sistema fija su atención en la estimación del tiempo que el alumno debe emplear para adquirir tales competencias, entendidas como la capacidad que tiene éste para desarrollar determinadas funciones (Rodríguez Sánchez, 2011). Ello implica que se ha de estimular la adquisición de procedimientos de autoaprendizaje y la valoración del trabajo organizado, sistemático y continuo de forma que el alumno se convierta en un aprendiz activo, autónomo, reflexivo, crítico y cooperativo con el objeto de mejorar sus posibilidades de inserción laboral (Fernández March, 2006; Rodríguez Sánchez, 2011).

Para conseguir este fin, el docente debe cambiar su actitud frente al proceso de enseñanza-aprendizaje poniendo en práctica nuevas estrategias de acción a la hora de elaborar la programación de las asignaturas. Para ello puede ser de gran interés el uso de las nuevas tecnologías de la información (TIC), lo que supone una renovación en los procesos pedagógicos que permita aprovechar toda la potencialidad que tienen estas tecnologías. Las TIC ayudan a que se lleve a cabo una formación continua al permitir el acceso a contenidos virtuales que no están sujetos a las exigencias de tiempo y espacio propias de la enseñanza tradicional (Andrade et al, 2010).

Utilizar las TIC como herramienta docente ayuda a flexibilizar el aprendizaje, fomentar el protagonismo del alumno y mejorar la presentación y comprensión de la información. En síntesis pueden llegar a ser una gran fuente de posibilidades de aprendizaje contextualizado (Andrade et al, 2010; Esteve, 2009). No obstante, en muchos casos el uso de estas tecnologías

se reduce a la proyección de presentaciones Power-Point (Esteve, 2009) o a usar las plataformas de enseñanza virtual como meros espacios virtuales donde “colgar” las presentaciones utilizadas.

El manejo de estas nuevas tecnologías de la información y la comunicación tiene una serie de ventajas en la enseñanza de cualquier disciplina, pero si cabe, éstas se hacen más patentes en asignaturas de carácter general con un número elevado de alumnos. A modo de ejemplo, puede ser interesante el uso de material en diferido, como vídeos o simuladores, que muestre técnicas o procedimientos que bien por el elevado número de alumnos, o bien por su elevado coste no puedan utilizarse en directo.

En este sentido, la enseñanza de la Ciencia del Suelo tiene un carácter especial ya que es una disciplina universitaria compleja debido a su interconexión con otras ciencias y a la gran cantidad de terminología nueva que se introduce en cada clase (Porta et al, 2008). Hay que tener en cuenta que los datos aportados por la Edafología son de gran interés para disciplinas como ingeniería agronómica, ingeniería forestal, ingeniería civil o medio ambiente. Por ello, cobra gran importancia que los alumnos puedan poner en práctica los conocimientos adquiridos mediante resolución de problemas reales que les permita potenciar un aprendizaje autorregulado y cooperativo. En asignaturas con pocos alumnos, como ocurre con la Degradación y Regeneración de Suelos, esto se puede alcanzar, por ejemplo, mediante el aprendizaje basado en problemas. No obstante, en asignaturas con mayor número de alumnos, por ejemplo Edafología, esto no es viable por la temporalización de las clases teóricas y prácticas. Así pues, en estos casos sería interesante recurrir a herramientas virtuales que permitan alcanzar los fines antes expuestos.

Teniendo en cuenta todo lo expresado hasta ahora, el objetivo de este trabajo es hacer una propuesta de manejo de diferentes herramientas virtuales para la enseñanza de la Ciencia del Suelo que puedan ser integradas tanto en protocolos de prácticas como en presentaciones de clases teóricas.

Desarrollo de la propuesta.

Como ya se ha comentado es habitual el uso de presentaciones en Power-Point en las clases teóricas, así como “subir” los archivos a la plataforma de enseñanza virtual en formato “pdf” para que el alumno disponga de la información recibida en la clase. Por otro lado, en la mayoría de los casos los protocolos de prácticas se limitan a exponer el desarrollo del método que debe aplicarse para determinar un parámetro concreto. Sin embargo, existen otros recursos menos utilizados que pueden ayudar a dinamizar y hacer más interactivas tanto las clases teóricas como las prácticas.

En el caso de la teoría, las presentaciones pueden ser reforzadas con el uso de material polimedia, vídeos de libre acceso en internet, blogs científicos, webs interactivas o el acceso a artículos científicos o de divulgación que facilitarán al alumno el aprendizaje de ciertos conceptos de corte más aplicado tales como la descripción morfológica y química de un perfil de suelo con fines clasificatorios o la toma de una muestra compuesta de suelo para realizar un análisis de carácter agronómico.

La integración de estos vídeos en la presentación tiene la ventaja de poder seleccionar la parte que interesa del mismo, evitando que sea demasiado largo y que los alumnos pierdan la concentración. En cambio, presentan como inconveniente que cuando se les proporciona el archivo “pdf” a los alumnos, pierden el vínculo. Por tanto, se debe incluir a la vez el vínculo a la dirección URL que permita acceder directamente al recurso y mantenerlo al transformar la presentación en “pdf”. De esta manera los alumnos podrán tener conexión directa en el momento que estén estudiando y el profesor no pierde tiempo en el aula seleccionando la parte que le interesa. Asimismo, en el documento “pdf” que se le facilita al alumno, se puede incluir una selección de vínculos a páginas web, vídeos o artículos de interés tanto



divulgativos como científicos que no serán mostrados en clase por la falta de tiempo, pero que el alumno podrá consultar como material adicional.

En las sesiones prácticas el estudiante habitualmente dispone de un protocolo en el se recoge el fundamento de la determinación que va a realizar, así como de la metodología que va a aplicar. Generalmente, en este caso, se cuenta con poco tiempo para introducir el tema y no es viable el acceso a webs o videos durante la explicación del profesor. Sin embargo, si es posible proporcionar material *on line* como información adicional que mejore la comprensión de la práctica. En este sentido, y dado que actualmente los alumnos disponen de móviles y tabletas de última generación, hay un interesante antecedente no publicado aún, realizado por los profesores J.F. Beltrán y M.A. López del Departamento de Zoología de la Facultad de Biología de la Universidad de Sevilla, que consiste en el uso de códigos QR para que el alumno pueda acceder a este material durante el desarrollo de la práctica, mejorando así la calidad docente de la misma. Esta innovación docente podría aplicarse fácilmente a la enseñanza práctica de la Ciencia del Suelo, incluyendo en los protocolos o en los puestos de laboratorio dichos códigos Bidi.

Un ejemplo en las clases de teoría: La materia orgánica del suelo.

Se va a usar como ejemplo la composición y comportamiento de la materia orgánica del suelo para reflejar que tipo de recursos se les puede suministrar a los estudiantes para que adquieran procedimientos de autoaprendizaje y suscitar en ellos un mayor interés por el tema.


Durante el desarrollo de la clase teórica se podría acceder a los siguientes recursos:



Recurso electrónico	Descripción	Código QR
http://www.edafologia.net	Excelente página web del profesor C. Dorronsoro Fernández, donde se recoge una amplia información sobre Ciencia del Suelo, que permite al alumno realizar una serie de ejercicios prácticos muy útiles para su formación.	
http://www.youtube.com/user/valenciaupv	Canal de Youtube con varios videos sobre propiedades de suelos, descripción de perfiles y toma de muestras.	

La página web del profesor Dorronsoro contiene gran cantidad de recursos, tales como ejercicios prácticos que permite que los alumnos apliquen los conocimientos adquiridos durante la clase magistral. Un ejemplo de aplicación sería realizar uno de estos ejercicios en clase para explicarles el funcionamiento de esta página y que luego ellos puedan utilizarla como recurso adicional.

Por otro lado, el Canal de Youtube de la Universidad Politécnica de Valencia contiene una serie de videos que pueden ayudar a comprender los procesos del suelo. En este ejemplo se ha utilizado un video donde se pone de manifiesto la velocidad de mineralización de la materia orgánica en función de la naturaleza de esta.

Como material adicional se podrían proporcionar los siguientes recursos:


Recurso electrónico	Descripción	Código QR
http://www.edafologia.net	Excelente página web del profesor C. Dorronsoro Fernández, donde se recoge una amplia información sobre Ciencia del Suelo, que permite al alumno realizar una serie de ejercicios prácticos muy útiles para su formación.	

http://www.madrimasd.org/blogs/universo/	Un universo invisible bajo nuestros pies, blog del Dr. Juan José Ibáñez, Científico Titular del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-Universidad de Valencia). El código QR dirige a un artículo sobre el humus en el suelo.	
http://www.fao.org	Página de la FAO se puede encontrar información adicional sobre procesos del suelo así como su relación con la agricultura	

En el material adicional se proporciona, a parte de la página del profesor Dorronsoro, algunos documentos que pueden servir para ampliar los conocimientos sobre el tema. El blog “Un Universo invisible bajo nuestros pies” de J. Ibáñez, contiene tanto artículos científicos como de opinión sobre temas de interés en la Ciencia del Suelo. En este caso se le facilita al estudiante tanto la página principal como un artículo sobre el humus y su clasificación en los suelos. Finalmente se ha elegido también un documento de la FAO realizado por Bot y Benites (2005) sobre la influencia de la materia orgánica en la resistencia del suelo a la sequía y la relación con la producción de alimentos.

Un ejemplo en las clases de prácticas: La descripción morfológica del suelo.

Como ejemplo de las prácticas se va a utilizar la descripción morfológica del suelo. De la misma manera que en las clases teóricas, se utilizarán los códigos QR para suministrar al alumno información que puedan utilizar en prácticas con el fin de facilitar su aprendizaje.

Recurso electrónico	Descripción	Código QR
http://www.youtube.com/user/valenciaupv	Canal de Youtube con varios videos sobre propiedades de suelos, descripción de perfiles y toma de muestras.	

El video que se aporta versa sobre la descripción del perfil del suelo. En él, el alumno puede ver como se puede conocer la textura a mano y la estructura del suelo, asimismo, puede comprobar como se establecen los límites de los horizontes del suelo.

Bibliografía

- Andrade ML, Covelo EF, Vega FA. 2010. Ventajas del uso de las TIC en la enseñanza/aprendizaje de la materia Contaminación de Suelos. *Rev. de Ciências Agrárias* 33: 257-266.
- Esteve F. 2009. Bolonia y las TIC: de la docencia 1.0 al aprendizaje 2.0. *La cuestión Universitaria* 5: 59-68.
- Fernández March A. 2006. Metodologías activas para la formación de competencias. *Educatio S XXI* 24: p. 35-56.
- Hmelo-Silver CE, Barrows HS. 2006 Goals and Strategies of a Problem-based Learning Facilitator. *Interdisciplinary Journal of Problem-based Learning*. 1: 21-39.
- Palomares T, Fernández K, Modroño JI, González J, Sáez FJ, Chica Y, Torres A, Chomón MJ, Bilbao P. 2007. Las Tecnologías de la Información y Comunicación en la enseñanza universitaria: influencia sobre la motivación, el autoaprendizaje y la participación activa del alumno. *Revista de Psicodidáctica* 12: 51-78.
- Rodríguez Sánchez M. 2011. Metodologías docentes en el EEES: de la clase magistral al portafolio. *Tendencias pedagógicas* 17: 83-103.
- Porta J, López-Acevedo M, Poch RM. 2008. *Introducción a la Edafología*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

Uso de la toposecuencia de Grignon para la enseñanza de conceptos básicos de Edafología en campo

J. Michelin¹, D. Montagne¹, R. Paradelo^{1*}, E. Vaudour¹

¹AgroParisTech, Département SIAFEE (Sciences et Ingénierie Agronomiques, Forestières, de l'Eau et de l'Environnement), UFR Dynamique des Milieux et des Organisations Spatiales, Thiverval-Grignon (Francia); *remigio.paradelo@agroparistech.fr

Resumen

En este trabajo se presenta la secuencia de perfiles del parque de Grignon (Francia), por su gran interés pedagógico para la enseñanza de la Edafología en AgroParisTech, ya que constituye la primera práctica de campo de los alumnos de Grado, y por lo tanto, el primer contacto de los futuros Ingenieros con los suelos.

Introducción

El Instituto Nacional de Agronomía de Grignon, fundado en 1867 y hoy parte de AgroParisTech, es la escuela de agronomía más antigua de Francia (Delfour, 2000), y durante décadas ha jugado un papel destacado en la enseñanza de la Edafología. Cuenta con un dispositivo histórico de parcelas de experimentación agrícola, establecido por Pierre-Paul Deherain en 1875, el segundo más antiguo del mundo tras el de Rothamsted (Boulaïne, 1989), y los suelos del parque en el que se encuentra han sido objeto de numerosos estudios, en particular sobre la génesis de los suelos desarrollados sobre loess y el proceso de iluviación de arcilla. No menos importante, los suelos de Grignon sirven además para la iniciación de los alumnos de la Escuela al estudio de la Edafología desde hace décadas.

El trabajo de campo, reconocido por docentes y estudiantes de todo el mundo como una de las técnicas pedagógicas más efectivas para el aprendizaje de la Edafología (Field et al., 2011), tiene una presencia acorde a esta relevancia en los planes de estudio de AgroParisTech, con prácticas de campo en todos los cursos de nivel Grado y Máster. En este sentido, se dispone de varias secuencias conocidas de suelos que se utilizan en diferentes etapas de la formación (Figura 1).

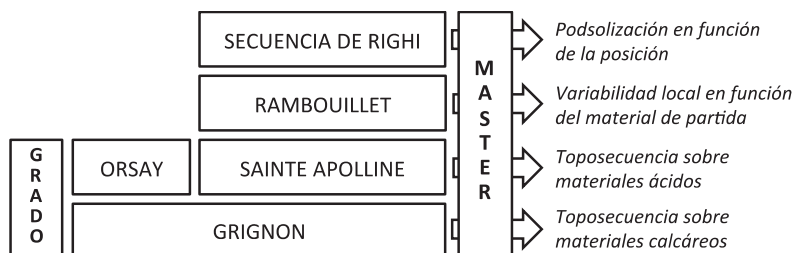


Figura 1. Secuencias de suelos utilizadas para las prácticas de campo de Edafología en AgroParisTech.

La toposecuencia de Grignon es la más utilizada y desde un punto de vista docente es especialmente relevante por ser el escenario de las primeras prácticas de campo de los futuros Ingenieros. En este trabajo se describe esta primera sesión de campo, titulada “*Los suelos: un medio estructurado y vivo*”, con especial atención al desarrollo de la misma y a los objetivos pedagógicos.

Material y métodos

La sesión se encuadra dentro de la asignatura “Ecosistemas Continentales y Ciclos Biogeoquímicos”, en la que se enseñan Edafología, Biogeoquímica, Bioclimatología y

Ecofisiología, y que se desarrolla durante el mes de octubre, es decir, al principio del primer año de los estudios de Ingeniería. Las prácticas de campo tienen lugar inmediatamente después de las dos primeras lecciones magistrales de Edafología, en las que se presentan nociones básicas de organización y componentes del suelo. Dentro de la misma asignatura se incluyen seminarios prácticos sobre el funcionamiento físico, químico y biológico de los suelos, que tienen lugar tras las prácticas de campo.

La secuencia edáfica se compone de cuatro perfiles elegidos sobre un total de 10 posibles, situados en tres puntos de la ladera Sur del valle del Gally (Figura 2), en el parque forestal de Grignon, unos 40 km al oeste de París. Los perfiles estudiados tienen las características generales siguientes:

1. Neoluvisol¹ (Haplic Luvisol) en alto de meseta calcárea, desarrollado sobre cobertura de loess. Suelo profundo, parcialmente descarbonatado, con procesos de iluviación de arcilla.
2. Calcosol (Calcaric Phaeozem) en borde de meseta calcárea, desarrollado en coluvión poco espeso y material de alteración de la caliza Luteciense. Suelo rico en materia orgánica, carbonatado en todo el perfil, con abundantes fragmentos de caliza.
3. Coluviosol (Luvic Calcisol) en zona de pendiente suave cerca del fondo del valle, formado sobre depósitos coluviales compuestos principalmente por loess. Se trata de un suelo policíclico, que consta de un Luvisol formado sobre loess, enterrado por aportes coluviales, posteriormente descarbonatados y en proceso de evolución hacia un nuevo Luvisol. Se presentan dos perfiles de este suelo: uno bajo bosque (3a) y otro bajo cultivo intensivo (3b).

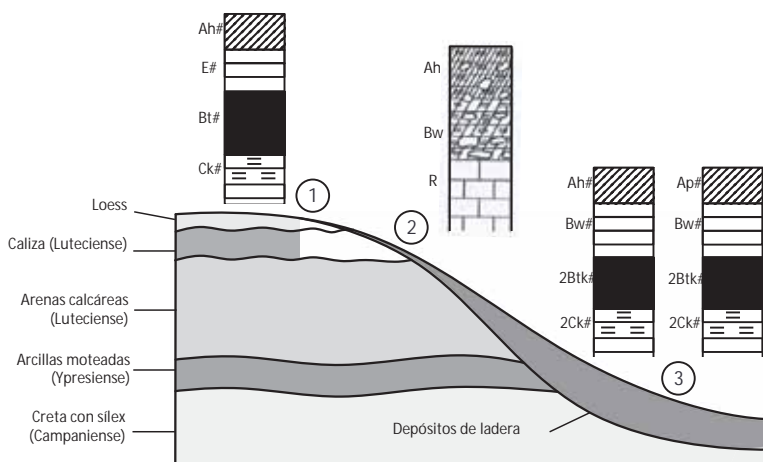


Figura 2. Diagrama esquemático de la secuencia edáfica de Grignon.

Las prácticas de campo tienen una duración de 3 horas, con grupos de 25 a 30 alumnos por docente. La sesión empieza en una de las calicatas del punto 1, donde cada alumno recibe el material necesario para la descripción de un perfil (pala, cuchillo, metro, agua, HCl diluido). En un primer momento los alumnos reciben explicaciones teórico-prácticas básicas para la observación e interpretación del perfil (color, estructura, textura, elementos gruesos, test HCl, actividad biológica), y proceden a definir los horizontes del suelo y describir las propiedades de cada uno de ellos. A continuación se realiza una interpretación de la formación del suelo, y por último se hace una interpretación de utilización potencial, orientada en especial a la

¹ Se indica el nombre en el sistema francés para la clasificación de suelos (AFES, 2009), con el equivalente WRB (FAO, 2006) entre paréntesis.

evaluación de la aptitud agrícola. En el resto de los perfiles se repite la misma metodología, siendo los alumnos los encargados de la descripción de manera más autónoma.

Resultados y discusión

La sesión de campo pretende hacer descubrir a los estudiantes las características esenciales de la cubierta edáfica: un medio vivo y estructurado al nivel del paisaje, del perfil y del horizonte. Para ello, se presenta la variabilidad espacial de los suelos y de sus propiedades a través de características fácilmente observables. En cada uno de los perfiles de la secuencia, al mismo tiempo que se realiza la descripción, se hace hincapié en aquellos aspectos que mejor permiten ilustrar los objetivos generales de la sesión.

- Perfil 1. El suelo del perfil 1 permite introducir la noción de formación superficial, en este caso limos de origen eólico. La existencia de distintas estructuras en cada horizonte (migajosa en el horizonte Ah, poliédrica subangular en el horizonte E, prismática en el Bt y masiva en el Ck) proporciona la base para una adecuada comprensión del concepto de estructura, sus tipologías y su origen. El horizonte Ck, compuesto casi exclusivamente por limo, permite a los alumnos identificar esta clase de partículas. La transición de color entre el loess carbonatado (horizonte Ck) que constituye el material parental del suelo, y los horizontes superiores (descarbonatados) proporciona una observación perfecta del frente de transformación edáfica. Finalmente, al tratarse de un suelo profundo, bien drenado, descarbonatado en superficie, sin elementos gruesos, de textura fina (franco-limosa) y en posición plana, es un ejemplo perfecto de suelo de elevada potencialidad agrícola.

- Perfil 2. El suelo del perfil 2 sirve para presentar las características de los suelos formados sobre rocas consistentes frente a aquellos formados sobre formaciones superficiales blandas. Se destacan el menor espesor del suelo, la presencia de abundantes elementos gruesos, y una textura más gruesa. La comparación con el primer perfil pone de manifiesto el papel del relieve como factor diferenciador de los suelos, al destacar el hecho de que el perfil 2 está situado en la ladera y el primero en una posición estable en lo alto de la meseta. Con respecto a la potencialidad agrícola, se destaca el efecto negativo del menor espesor y de la abundancia de elementos gruesos (por encima del 50%), lo que reduce la reserva de elementos y de agua, y dificulta la labor de labor y la penetración de las raíces.

- Perfil 3a. En este punto se destaca en particular el papel del relieve en las propiedades de los suelos. Se pone de manifiesto como el proceso de erosión que causa el adelgazamiento de los suelos en posiciones más elevadas (como en el punto 2) da lugar al mismo tiempo a la deposición de materiales en posiciones más bajas donde la pendiente es menor. De este modo, se presenta un nuevo tipo de formación superficial, el coluvión. Se destaca el fuerte espesor como característico de los suelos en esta posición, así como su elevada potencialidad agrícola, en este caso ligada al espesor, textura fina y buen drenaje.

- Perfil 3b. El interés principal de este perfil es la observación de la influencia antrópica sobre las propiedades de los suelos, por comparación con el perfil 3a, del que está separado apenas unos 20 metros, con la diferencia de que el perfil 3b se encuentra en una parcela agrícola y el 3a en una parcela forestal. Así, se destaca la aparición de un horizonte de labor característico, con estructura poliédrica (ya no migajosa como en los horizontes superficiales de los perfiles bajo bosque), notablemente compactado, y netamente diferenciado de los horizontes subyacentes por una transición brusca y perfectamente horizontal, a una profundidad que se corresponde a la del arado.

En su conjunto, la observación sucesiva de los perfiles que componen la secuencia pone de manifiesto el papel de factores como el material original, el relieve, o la actividad humana en la variabilidad espacial de la cubierta edáfica, y a la inversa, como esta diversidad de propiedades influye sobre las modalidades de gestión del suelo. Esta primera intuición de los

factores de formación sitúa además al objeto “suelo” en relación con los demás elementos del paisaje y con la actividad humana, destacando así el aspecto interdisciplinar de la Edafología.

Conclusión

La visita de la toposecuencia de Grignon permite a los estudiantes descubrir el elemento “suelo”, un primer paso para conocer y comprender los suelos en su contexto, ayudando a fijar conceptos clave vistos anteriormente en las sesiones de teoría y preparándoles para las sesiones posteriores (funcionamiento físico-químico y biológico, fertilización, evaluación de potencialidades). Al mismo tiempo, adquieren conceptos y habilidades básicos en Edafología: por una parte las bases para la observación y descripción de un perfil, pero también adquieren conciencia del suelo como un elemento heterogéneo; de las reglas para comprender la variabilidad de sus propiedades y los factores que la motivan; y de la influencia de las propiedades de los suelos sobre las actividades humanas, así como del efecto de las actividades humanas sobre el suelo.

Bibliografía

- AFES (Association Française pour l'Etude du Sol). 2009. *Référentiel Pédologique 2008*. Editions Quae. Versailles, Francia.
- Boulaine J. 1989. *Histoire des pédologues et de la science des sols*. INRA. Paris, Francia.
- Delfour F. 2006. *L'École d'agriculture de Grignon, de 1867 à 1918*. Tesis Doctoral, École des Chartes, <http://theses.enc.sorbonne.fr/2000/delfour>
- FAO. 2006. *World Reference Base for Soil Resources 2006*. FAO, Roma.
- Field DJ, Koppi AJ, Jarrett LE, Abbott LK, Cattle SR, Grant CD, McBratney AB, Menzies NW, Weatherly AJ. 2011. Soil Science teaching principles. *Geoderma* 167-168:9-14.

Herramientas para la transferencia del conocimiento geo-edáfico: aplicación a los viñedos de Secastilla (DO Somontano, NE-España)

D. Badía¹, J.A. Cuchi¹, J. Casanova¹, C. Martí¹, J.M. Rodríguez¹, J.M. Ayuso², J. Albar²

¹Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza; badia@unizar.es

²Viñas del Vero S.A.

Resumen

En este trabajo se muestran diversas herramientas con las que dar a conocer los suelos y su formación en el valle de Secastilla (D.O. Somontano). A la tradicional caracterización de las propiedades de suelos y su distribución, le acompaña la elaboración de cajas de piedras, monolitos de perfiles de suelos (para su observación en sala y en campo) y paneles que muestran desde la evolución geológica hasta el potencial de vigor del terreno. Suelos y geología se incorporan así como elementos con los que potenciar el turismo cultural y el enoturismo en el mundo rural.

Introducción

El suelo, dentro del contexto vitícola, puede considerarse como el nexo de unión entre las viñas y el material parental. El suelo, junto al clima, el relieve y el viñado, permiten diferenciar un determinado “terroir”, un espacio geográfico singular debido a las interacciones entre el medio físico y biológico y las prácticas vitivinícolas que en él se aplican (Morlat, 2010). En este trabajo se proponen diversas acciones para divulgar el conocimiento de los suelos de viñedos en el valle de Secastilla (D.O. Somontano), una zona de interés geomorfológico, geológico, edafológico y también histórico.

Material y métodos

Seleccionados los perfiles de suelos más representativos, se describen macromorfológicamente (FAO, 2006) y micromorfológicamente (Benyarku & Stoops, 2005), y se muestrean para su análisis. De la fracción de tierra fina, se analizan sus principales propiedades físicas y químicas (pH, carbonatos, materia orgánica, C_{EE}, iones en solución, porosidad, estabilidad estructural, CRAD, granulometría, CIC), se clasifican (IUSS, 2007) y se evalúa el potencial de vigor y de precocidad del terreno para la viña (Morlat, 2010). Además, se toman varios kilos de cada horizonte edáfico para disponerlos en cajas de metacrilato y elaborar los monolitos de perfiles. Se identifican los cantos y gravas presentes en los suelos, organizándose en cajas de madera, con una leyenda que indica su naturaleza, edad, origen y localización en la zona de estudio.

Área de estudio

Secastilla es una población localizada en el interfluvio Cinca-Ésera (NE-España). La precipitación media es de unos 625 mm/año y la temperatura media mensual de 12°C. Sus laderas están cultivadas con viñedos, almendros y olivos que, en el valle, van alternando con cereales de invierno. Estos cultivos se ven acompañados de bosquetes de carrascas (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* Desf. Samp.), quejigos (*Quercus cerrioides* Wilk & Costa) y pinos (*Pinus halepensis* Mill). La geomorfología, en la zona norte, se caracteriza por el predominio de laderas de fuerte pendiente asociadas a barrancos en V que desembocan casi simétricamente en las cuencas del Cinca y del Ésera. El relieve se suaviza hacia el sur para acabar en una depresión de morfología semicircular, asociada al diapiro de Secastilla.

En cuanto a la litología, en las laderas de la zona norte dominan los conglomerados poligénicos, de cemento calcáreo, alternando con delgadas capas de calcilitas rojas del Oligoceno superior y Mioceno inferior. Al pie de las laderas, aparecen depósitos detríticos del Pleistoceno inferior al Holoceno. A esas litologías dominantes hay que añadir la presencia de afloramientos de materiales del Triásico: arcillas con yesos (facies Keuper) y calizas y dolomías (facies Muschelkalk).

Resultados

La evolución geológica en el valle de Secastilla se sintetiza mediante bloques diagrama (Fig. 1) con el fin de explicar la presencia y distribución de los materiales parentales de los suelos de la zona. Por otro lado, la diversidad de litologías en el valle de Secastilla, y especialmente la alteración de los conglomerados que aportan multitud de cantos rodados, ha permitido elaborar cajas de piedras (Fig. 2).

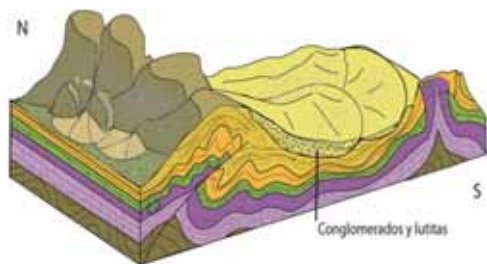


Figura 1. Bloque diagrama mostrando como en el Oligoceno se depositan los conglomerados y lutitas en Secastilla.

Figura 2. La diversidad litológica se muestra mediante cajas de piedras

Los perfiles de suelos, con muestras reales, se han dispuesto en cajas de metacrilato (Fig. 4). A través de itinerarios señalizados (Fig. 3), se pueden observar calicatas de los principales tipos de suelos en el propio campo.



Figura 3. Los monolitos de suelos ilustran la diversidad edáfica en sala



Figura 4. A través de itinerarios en campo pueden observarse los viñedos y sus suelos

Tabla 1. Principales propiedades de los suelos de Secastilla, según su posición en el relieve.

		RELIEVE				
		LADERA CONVEXA	LADERA RECTILÍNEA	LADERA CÓNCAVA	ABANICO ALUVIAL	
Material parental		Conglomerados	Lutitas	Arcillas con yesos (AY)	Depósito	Detrítico grueso (DA)
	(C)	Conglomerados y lutitas (C/L)	(L)		detrítico fino (DC)	
SUELO-WRB (IUSS, 2007)		Regosol léptico (calcárico, esquelético)	Regosol háplico (calcárico, esquelético)	Gipsisol háplico (arcilloso)	Regosol colúvico (calcárico)	Fluvisol (calcárico, esquelético)
Propiedades del suelo:						
CRAD	Muy baja	Moderada	Alta	Moderada	Alta	Muy baja
Textura en Ap	F-Arenosa	F-Arenosa	F-Limosa	F-arcillosa	Franca	F-Arenosa
Profundidad efectiva	Baja	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Caliza activa en Ap	Baja	Baja	Media	Baja	Media	Baja
Potencial de Vigor	Débil	Débil	Medio	Medio	Fuerte	Débil



Figura 5. Panel informativo. De los suelos al vino en el valle de Secastilla.

La alternancia de los mencionados conglomerados, con calcilutitas, en las laderas, así como de depósitos detríticos coluviales y aluviales de diferentes edades en los piedemontes, explican la variedad de suelos y sus propiedades (Tabla 1). Finalmente, se sintetiza en un panel (Fig. 4) la información obtenida, desde la evolución geológica hasta las propiedades edáficas citadas, responsables de sustentar unos viñedos capaces de generar peculiares vinos y de gran calidad.

Referencias

- Badía D, Cuchí JA, Ibarra P, Longares LA, Macías F, Martí C, Peña JL, Pérez C, Poch RM, Romero D, Sancho C, Saz MA, Silva J. 2009. *Itinerarios edáficos por el Alto Aragón*. Colección de Estudios Altoaragoneses, nº 28. Ed. Instituto de Estudios Altoaragoneses. 189 pp. Huesca.
- Badía D, Martí C, Cuchí JA, Casanova J. 2006. *Los suelos de los viñedos en la denominación origen Somontano de Barbastro*. 205 pp. Colección Ciencias, 8. Ed Prensas Universitarias de Zaragoza.
- Benyarku CA, Stoops G. 2005. *Guidelines for preparation of rock and soil thin sections and polished sections*. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida, Spain.
- Casanova J. 2009. *Caracterización de variedades de vid (Vitis vinifera L.) de la provincia de Huesca*. Tesis doctoral. 218 pp. Huesca.
- FAO. 2006. *Guidelines for soil description*. 97 pp. Roma.
- Instituto Geográfico Nacional. Centro nacional de información geográfica. Ministerio de fomento. <http://www.ign.es>
- Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Economía y Competitividad. <http://mapas.igme.es>
- IUSS. 2007. *Base de referencia mundial del recurso suelo: un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional*. Informes sobre recursos mundiales de suelos, 103. FAO. Roma.
- Morlat R. 2010. *Traité de viticulture de terroir*. Editions Tec & Doc. París.
- Plataforma de información sobre el territorio de la comunidad autónoma de Aragón. Acceso a cartografía, mapas y datos geográficos de Aragón. Gobierno de Aragón. <http://www.sitar.aragon.es>

El estudio del pH del suelo en el contexto de un curso de métodos de las ciencias naturales

M. Eugenio¹, A. Moyano^{1*}

¹ Dpto. de Didáctica de las Ciencias Experimentales. Universidad de Valladolid (UVa). C/Universidad s/n. 42004. Soria. España *gardini@pvs.uva.es

Resumen

En este trabajo se presentan los primeros resultados de una experiencia didáctico-pedagógica realizada en dos etapas distintas: por un lado, en el tercer curso del Grado en Educación Infantil (Facultad de Educación, Campus de Soria) y por otro, en el Máster en Profesor de Educación Secundaria Obligatoria y Bachillerato, Formación Profesional y Enseñanzas de Idiomas (Facultad de Educación, Campus de Valladolid), ambos de la UVa. El objetivo fundamental de la misma es contribuir a la formación de futuros profesores desde el área de didáctica de las ciencias experimentales mediante una propuesta en la cual el suelo es el recurso central de la estrategia didáctica. En esta experiencia participan 70 futuros profesores, a quienes se pretende facilitar la comprensión de la dinámica química del suelo y el juego de las variables que afectan a la distribución vegetal, mediante una serie de actividades sucesivas.

Partiendo de una estrategia inicial en el aula, laboratorio y salida al campo, se conduce a los estudiantes dentro de un modelo de indagación dirigida hacia un contexto donde se construyen y resuelven cuestiones relacionadas con aspectos cotidianos, permitiendo además al alumno tomar la iniciativa y reflexionar sobre las implicaciones de los contenidos teóricos que se tratan. Los primeros resultados muestran que la metodología puede ayudar a desarrollar una comprensión específica de las estructuras científicas e iniciar las lecciones basadas en modelos de indagación en alumnado que se encuentra en diferentes etapas educativas, como es el caso de Grado y Posgrado.

Palabras claves: experiencia docente, indagación, acidez, paisaje vegetal

Introducción

En la sociedad educativa actual, el aprendizaje y promoción experimental de la ciencia se relaciona mayoritariamente con estudios técnicos de los que se espera que en un futuro aporten desarrollo innovador y contribuyan a mejorar la sociedad (Fourez, 1997). Sin embargo, numerosos trabajos, entre otros algunos desarrollados por la Comisión Europea, demuestran que el interés por la ciencia y tecnología ha decaído significativamente entre los estudiantes (Windschitl, 2005; Rocard et al., 2007). Parece necesario modificar esta tendencia, de tal forma que si se quiere formar a más y mejores científicos, hay que ampliar el ámbito de la enseñanza de la ciencia y la tecnología, así como modificar la forma en que se están impartiendo los conocimientos (Gil et al., 1991; Evagorou et al., 2014).

Este cambio se debería iniciar en las escuelas y estar acompañado de una nueva pedagogía de la investigación. Los futuros maestros son los encargados de despertar el interés e introducir a los niños en los conocimientos y procedimientos científicos; para ello, es necesario que a su vez conozcan metodologías específicas e innovadoras que les ayuden a promover transversalmente la comprensión científica inicial.

Por otro lado, el suelo es un material con una morfología, propiedades y comportamientos propios, diferentes del material geológico, resultado de un conjunto de factores y procesos que interactúan (Porta y López Acevedo, 2008) y está en íntima interacción con la cubierta vegetal, de forma que ambos componentes se condicionan mutuamente de forma muy importante

En este trabajo se presenta los primeros resultados de una experiencia didáctico-pedagógica comparada donde se estudia el suelo y la acidez como determinante de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y de este modo responsable, en parte, del paisaje vegetal a él asociado.

Material y métodos

Mediante una propuesta didáctica-pedagógica construida aplicando el “Modelo 7E” (Eugenio y Moyano, 2014) sobre la base de una secuencia de actividades se fomenta el aprendizaje dinámico de la acidez suelo como regulador de la disponibilidad de nutrientes y determinante del paisaje vegetal asociado.

El trabajo abarca una serie de actividades llevadas a cabo en el aula, el campo y el laboratorio. El proceso de indagación se comienza mediante una encuesta inicial que sirve para conocer las ideas previas que tienen los participantes respecto a los núcleos de contenido de la propuesta: concepto e implicaciones del pH, nutrición vegetal, y paisajes vegetales dominantes o característicos. Mediante una lluvia de ideas se estimula la curiosidad del alumnado, y se introducen dudas en sus conocimientos previos. A continuación se sucede otra etapa que correspondería con la exploración científica, constituida por trabajo de laboratorio y campo, así como por procedimientos de búsqueda, análisis y clasificación de información, que fomentan habilidades como la extracción de conclusiones. Una encuesta final sirve para contrastar los conocimientos adquiridos, así como para conocer los juicios de valor emitidos sobre la conveniencia de este tipo de propuestas didácticas que integran contenidos relativos a diversas disciplinas. En este estudio han participado dos grupos de estudiante: uno del tercer curso del Grado en Educación Infantil (Facultad de Educación, Campus de Soria) y el otro del Máster en Profesor de Educación Secundaria Obligatoria y Bachillerato, Formación Profesional y Enseñanzas de Idiomas (Facultad de Educación, Campus de Valladolid), ambos de la Universidad de Valladolid, en total 70 estudiantes (60 de E. Primaria y 10 de Educación Secundaria). Las edades de los participantes se encuentran comprendidas entre los 20-30 años, siendo unos 60% de ellos menores de 23 años y un 87% son mujeres.

Resultados y discusión

Los primeros resultados parecen indicar que en los futuros profesores existe un mayor interés por la formación en ciencias mediante la indagación creativa e innovadora. A lo largo de los estudios de la enseñanza obligatoria, los alumnos de Educación han recibido una formación en ciencias experimentales en la que las prácticas de campo y laboratorio estaban ausentes y prácticamente no han trabajado siguiendo un método de indagación. Esta situación difiere significativamente de los estudiantes de Master. Los resultados guardan similitud con los encontrados por Hoban (1997), Gil Quillez, et al., (2008) e indican que la seguridad y confianza de los participantes aumenta mediante propuestas que impliquen actividades de metacognición (Anderson, 2002). Se detecta un bajo conocimiento de la fragilidad del recurso suelo y la escasa relación entre las propiedades de éste y sus implicaciones sobre el paisaje vegetal. Finalmente los contenidos metodológicos y científicos adquiridos en el laboratorio resultan de interés general.

Bibliografía

- Anderson, R.D. (2002). Reforming Science Teaching: What Research says about Inquiry. *Journal of Science Teacher Education*, 13(1):1-12.. Kluwer Academic Publishers, Printed in the Netherlands
- Eugenio, M & Moyano, A. (2014). Diseño de una propuesta didáctica para Educación Superior aplicando el modelo 7E. Interpretación de paisajes vegetales. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, Vol 5(2).

- Fourez, G. (1997). Alfabetización científica y tecnológica. Acerca de las finalidades de la enseñanza de las ciencias. Colihue: Buenos Aires.
- Gil Quilez, M. J., Martínez Peña, M. B., DE LA Gándara Gómez, M., Calvo Hernández, J. M. y Cortés Gracia, A. (2008). De la universidad a la escuela: no es fácil la indagación científica. *Revista Interuniversitaria de Formación del Profesorado*, 63 (22, 3), 81-100
- Porta, J; López-Acevedo, M. (2008). *Introducción a la Edafología: Uso y protección del Suelo*. Mundi-Prensa Libros, Madrid
- Rocard, M., Csermely, P., Jorde, D., Lenzen, D., Walweg-Henriksson, H. y Hemmo, V. (2007). *Science Education Now: A Renewed Pedagogy for the Future of Europe*. European Commission. Community Research. (http://ec.europa.eu/research/science-society/document_library/pdf_06/report-rocard-on-science-education_en.pdf).
- Windschitl, M. (2005). The future of science teacher preparation in America: Where is the evidence to inform program design an guide responsible policy decisions?, *Science Education*, 89 (4), 525-534.
- Evagorou, E , Guven, D; Mugaloglu, E. 2014. Preparing Elementary and Secondary Pre-Service Teachers for Everyday Science *Science Education International*. Vol. 25, Issue 1, 68-78

International collaboration for soil conservation teaching

N. Evelpidou¹, V. Antoniou¹, T. de Figueirido², F. Fonseca², C. Centeri³,
S. Cordier⁴, C. Zucca⁵, A. Merino^{6*}

¹ Faculty of Geology and Geoenvironment, National and Kapodistrian University of Athens, Greece

² Escola Superior Agricultura, Instituto Politecnico de Braganca, P-5301855 Braganca, Portugal

³ Institute of Environment and Landscape Management, Szent Istvan University, Godollo, Hungary

⁴ Department de Geographie, University of Paris 01 Est Creteil, France

⁵ Dipartimento Agriculture, University of Sassari, Sassari, Italy

⁶ Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, University of Santiago de Compostela; Spain.

*agustin.merino@usc.es

Abstract

This contribution summarizes the main activities carried out in two Erasmus Intensive Programmes involving five Universities from France, Hungary, Greece, Italy, Portugal, and Spain for six years. In each year a group of 25 students and 6 teachers participate for 15 days in different interactive teaching activities related to soil conservation. Different issues were taught and discussed in international collaboration. The main outputs of this collaboration teaching were interactive exercises and two handbooks.

Introduction

In the past decades there has been an increase in the number of projects, and publications and an overall increase in the demand for soil science expertise. Student numbers have also risen in many soil science departments and universities (Hartemink et al 2008). The special traits of our scientific discipline require a particular way of teaching. Given the rapid changes in soil science, teaching and learning methods require a continuous update to deliver graduates who are equipped with the right skills for the jobs that are available. Much of the teaching in soil science takes place for a wide and diverse student audience. Many of these students never intend being soil science professionals but there is an opportunity to impress upon them the importance of understanding soil properties and conservation within their discipline (education, geology, agriculture, geography). In addition, the international perspective of learning is necessary to prepare the future professionals to work in complex projects. Such teaching requires new ideas how to teach soil science in a changing world that demands specific as well as diverging expertise from our graduated students. The objective of this study was to create collaborative synergies for improving the teaching of soil conservation.

Material and methods

The activities were carried out in the frame of two Intensive Erasmus Programmes (UE), Soil Protection in Sloping Mediterranean Agri-Environments (2009-2010) and Run off Erosion (2012-2014), funded by the National Agencies of Lifelong learning Programme-ERASMUS in Portugal and Greece, respectively.

The courses were focussed for graduate and postgraduate students of agriculture, geology, biology and geography. These two projects were designed as 'hands on' programmes, comprising theoretical background together with a strong component of application exercises (computer, field and laboratory work) and field trips. All subjects follow the sequence theory, application exercises and discussions. Independent work is stimulated, either in classroom or tutored, during and after course. Remote assistance is provided by teaching staff, through e-learning tools, especially but not exclusively for final report writing. Actually, and in line with the Erasmus operational objectives, ICT are intrinsic to the programme, as an on-line

part of the course available in English, in partial fulfilment of the general expected result of progressing towards a specifically oriented training transnational platform. Lectures and all working material, and evaluation were in English.

The courses were carried in Portugal, Greece and Spain. The presentations of the respective countries were given not only by teachers but also with the collaboration of students. The field trips addressed the main aspects to preserve the soil and waters in different cases, such as urban lands, coastal areas, dunes, intensively managed plantations and agricultural soils. Practices in the GIS laboratory were implemented to understand the main models on soil erosion. Advanced laboratory practices were aimed to use radiocarbon and Optically Stimulated Luminescence OSL were useful tool for reconstructing colluviation processes.

Results and discussion

Four main blocks were established:

- i) general soil properties: During the course the students learned the general properties of soil from the Mediterranean Europe. The influence of different factors of soil formation, such as bedrocks, climates, plant cover, topography and time were studied.
- ii) mechanisms and factors of soil and land degradation: To understand the main processes of erosion and soil conservation specific lectures, practices in class and field were designed. The relationships between soil porosity, soil hydraulic properties and run off.
- iii) laboratory and field techniques to measure the current and geological soil erosion. Field measurements and experimental simulations were carried out. Radiocarbon and optically stimulated luminescence dating was applied for dating slope deposits.
- iv) models for estimating soil erosion were considered. Practices with both empirical and physical models were carried out. Different applications of Geographical Information Systems (GIS) were taught.
- v) General and specific techniques to control erosion in managed soils were showed. The effect of management and intensive perturbations were discussed.
- vi) Study cases. The study cases included examples of agricultural soils (Portugal, Greece and Hungary), vineyards and oliveyards (in Portugal and Greece), agroforestral systems (Italy), intensively managed forest soils (Spain), wildfires (Portugal, Greece and Spain), coastal erosion (Greece). Attention was also paid to abandoned lands, which was identified as one of the main problem in the Mediterranean region.

Interactive exercises to favour in international collaboration between teachers and students of different countries and backgrounds were developed. Two handbooks, *Soil Protection in Sloping Mediterranean Agri-environment_Lectures and exercises*, and *Run off Erosion*, were published.

References

Hartemink, A.E., McBratney, A., Minasny, B., 2008. Trends in soil science education: Looking beyond the number of students. *J. Soil Water Conserv.* 63, 76–83.

Adsorción y desorción de Cr(VI) en serrín de pino y cenizas de combustión de biomasa de roble

N. Seco Reigosa¹, M.J. Fernández-Sanjurjo¹, E. Álvarez-Rodríguez¹, A. Núñez-Delgado^{1*}, L. Cutillas-Barreiro², J.C. Nóvoa-Muñoz², M. Arias-Estévez²

¹Dept. Edafología e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior. Campus de Lugo. Univ. Santiago de Compostela, España; avelino.nunez@usc.es.

²Dept. Biología Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias. Campus de Ourense. Univ. Vigo, España

Resumen

Se estudia la capacidad de adsorción y desorción de cromo sobre serrín de pino y cenizas de combustión de biomasa de roble. Ambos materiales presentan un bajo porcentaje de adsorción, 23% en el serrín y 17% en las cenizas de roble. Los porcentajes de desorción del cromo previamente adsorbido son muy altos en el serrín de pino (98%), y menos elevados (66%) en las cenizas de roble. Las isoterms de adsorción se ajustan a los modelos de Langmuir y de Freundlich, de modo que no presentan un límite máximo fácilmente estimable para la adsorción del Cr. En vista de los resultados, tanto el serrín de pino como las cenizas de roble se muestran como materiales con baja capacidad de retención de cromo, por lo que no serían bioadsorbentes de elección para este contaminante.

Introducción

El cromo en el medio ambiente se encuentra principalmente en las formas trivalente y hexavalente (Cr(III) y Cr(VI)). El Cr(VI) se considera muy tóxico y es altamente soluble, lo que lo hace móvil en el suelo y en ambientes acuáticos, con la consecuente promoción de su difusión y extensión de su toxicidad en los ecosistemas, mientras que el Cr(III) no es tóxico a bajas concentraciones y su movilidad es baja debido a que el Cr(OH)₃ es poco soluble.

A lo largo de los años se han desarrollado varios procedimientos para eliminar el Cr(VI) presente en aguas residuales, como el intercambio iónico sobre resinas poliméricas, y la coagulación/floculación o la reducción/precipitación-química/sedimentación. Estos métodos se ven limitados en su aplicación por su poca eficacia en el tratamiento de grandes volúmenes, su alto coste de operación o los subproductos resultantes del proceso, como lodos con alta concentración de metales pesados (Leyva-Ramos *et al.*, 1994).

En los últimos años han proliferado los estudios sobre diversos tipos de adsorbentes para eliminar Cr(VI) de disoluciones acuosas, incluyendo carbón activo, alúmina activada, zeolitas naturales y varios biosorbentes (Khezami y Capart, 2005; Selvi *et al.*, 2001). Generalmente se considera interesante utilizar materiales residuales que se produzcan abundantemente en el área en cuestión, lo que facilitaría el aprovisionamiento del adsorbente y la valorización de esos residuos.

Pero, aparte de la importancia de cuantificar la adsorción de cromo en distintos sustratos para depurar aguas, es del mismo modo esencial estudiar los procesos de adsorción y desorción cuando una serie de materiales sólidos contactan con líquidos en el medio ambiente. En un estudio previo, Fernández-Pazos *et al.* (2013) estudiaron la retención de Cr en suelos forestales y de viñedo tratados o no con concha de mejillón, así como en la propia concha, en materiales de escombrera pirítica y en residuos finos de pizarrera, encontrando elevada retención de Cr en el material pirítico (94%), y resultados mucho más pobres en el resto de sustratos (adsorción de Cr <22%).

Con el fin de complementar los estudios precedentes, los principales objetivos de este trabajo son: en primer lugar determinar la capacidad de adsorción y desorción de Cr(VI) que presenta las muestras del serrín de pino y de cenizas de roble ensayadas, y en segundo lugar evaluar el grado de ajuste de los resultados de adsorción y desorción a las isotermas de Langmuir y Freundlich, para predecir la posible saturación de los distintos materiales por Cr(VI).

Material y Métodos

Para la realización de este ensayo se ha utilizado serrín de pino comercial y cenizas domésticas de combustión de biomasa de roble. Antes de los análisis todas las muestras fueron secadas al aire. En todos los casos se realizaron determinaciones por medio de procedimientos estandarizados. Las características generales de las muestras se presentan en las Tablas 1 y 2. En la Tabla 1 se observa que las cenizas de roble presentan un pH muy elevado (11,19), mientras que el del serrín es ácido (4,91). Las cenizas de roble presentan mayores niveles de todos los parámetros, salvo de C y Cd.

Tabla 1. Características químicas generales de los materiales utilizados

	Serrín de pino	Cenizas de roble
pH agua	4,91	11,19
C (%)	46,13	6,69
N (%)	0,03	0,10
Ca (mg Kg-1)	8087,79	81031,57
Mg (mg Kg-1)	164,46	24505,42
Na (mg Kg-1)	98,35	8095,54
K (mg Kg-1)	540,67	70661,17
Fe (mg Kg-1)	234,22	41425,21
Mn (mg Kg-1)	97,18	6778,98
Cu (mg Kg-1)	14,87	590,58
Zn (mg Kg-1)	50,82	728,98
Cd (mg Kg-1)	0,39	0,18
Ni (mg Kg-1)	<0.005	51,51
Cr(mg Kg-1)	5,19	66,67
Al (mg Kg-1)	260,65	20218,62
As (mg Kg-1)	0,39	4,00

En el ensayo de adsorción de Cr se siguió una metodología análoga a la propuesta por Arnesen y Krogstrad (1998) para la adsorción de F. En la disolución de equilibrio se determinaron el pH y el cromo. Los datos de adsorción de Cr(VI) se ajustaron a los modelos de Langmuir y Freundlich. Una vez realizado el ensayo de adsorción, se le añadieron a cada muestra 30 mL de NaNO₃ 0,01M para proceder a la desorción del Cr(VI) más lábil. Las muestras se agitaron durante 24 horas, y se centrifugaron y filtraron en las mismas condiciones que en el ensayo de adsorción (Arnesen y Krogstrad, 1998). Se determinó el pH de todas las muestras igual que en la adsorción, y se cuantificó el cromo desorbido. Todos los ensayos de adsorción-desorción se realizaron por triplicado

Resultados y discusión

En la tabla 2 se observa que cuando se añaden 100 mg L⁻¹ de Cr(VI), la máxima adsorción se obtiene con el serrín (22,9%), pero su desorción es muy elevada (98,2% del Cr previamente

adsorbido), por lo que la retención global incluso se ve más favorecida en las cenizas de roble (adsorción del 16,6%, y desorción del 66% del Cr previamente adsorbido). Son resultados muy modestos si se comparan con los de Higuera *et al.* (2009), que obtuvieron eficiencias del 82% en la eliminación de Cr(VI) usando hoja de café, o con los de Acosta *et al.* (2010) utilizando cáscara de tamarindo. Bajas capacidades de adsorción (del orden del 40-50%) también fueron encontradas por Campos (2008), en un ensayo en el que utilizaba cáscara de *Opuntia* sp. como material bioadsorbente.

Tabla 2. Concentración de Cr(VI) adsorbido y desorbido y porcentajes de adsorción y desorción cuando se añaden 100 mg L⁻¹ de Cr(VI)

	Cr		Cr	
	adsorbido (mg kg ⁻¹)	% Adsorción	desorbido (mg kg ⁻¹)	% Desorción
Cenizas de roble	166,2	16,6	109,8	66,0
Serrín de pino	229,2	22,9	225,2	98,2

Algunos investigadores, estudiando materiales bioadsorbentes, observaron que el valor óptimo de pH para la retirada de Cr(VI) de la disolución está comprendido entre 1,0 y 2,5 (Wang *et al.*, 2009), debido a que los grupos activos del biosorbente son protonados, adquiriendo carga positiva, pudiendo atraer a las especies de Cr(VI) que a pH ácido presentarían carga negativa (HCrO₄⁻, Cr₂O₇²⁻, CrO₄²⁻) (Higuera *et al.*, 2009). Wang *et al.* (2009) encontraron una disminución de la adsorción de Cr(VI) a pH superiores a 4, atribuyéndolo a la competencia entre los oxianiones de Cr(VI) y los OH⁻.

En el presente estudio, las cenizas de roble presentan un pH muy superior a 7, por lo que en ellas el mecanismo de adsorción tiene que ser diferente al de la protonación en medio ácido. Respecto al serrín, al presentar un pH ácido la interacción se producirá entre los grupos funcionales de los compuestos orgánicos cargados positivamente y los aniones de Cr(VI). En el presente estudio los mecanismos responsables de la adsorción de Cr(VI) por parte de los dos tipos de residuos podrían ser, por un lado, los señalados anteriormente, y por otro, enlaces de H y fuerzas de Van der Waals (Boddu *et al.*, 2003), que no implican liberación de grupos OH⁻.

En la Tabla 2 se muestra la desorción en cada muestra a partir del Cr(VI) adsorbido cuando se añaden 100 mg L⁻¹ de este elemento. Las cenizas de roble desorben cromo en gran medida, concretamente el 66%. En el serrín de pino el Cr(VI) está muy débilmente retenido, ya que libera el 98% del Cr(VI) previamente adsorbido. González-Sánchez *et al.* (2010), en ensayos con cáscara de naranja, obtuvieron desorciones del 83%.

Los datos de las isotermas de adsorción se ajustaron a los modelos de Langmuir y de Freundlich (Tabla 3). La adsorción de Cr(VI) se ajusta bien a ambos modelos, pero ligeramente mejor al de Freundlich, por lo que no presentan en principio un máximo de adsorción de Cr(VI) predecible. Esto coincide con lo señalado por otros autores, aunque en otros estudios el modelo de la isoterma de Langmuir se adapta mejor a los datos de adsorción de Cr(VI) (Tenorio-Rivas, 2006; Vinodhini y Nilanjana, 2009).

Tabla 3. Constantes de las isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir

Material	Freundlich			Langmuir		
	K _f	n	R ²	b	q _{max}	R ²
Cenizas de roble	1,920	1,117	0,990	0,002	942,963	0,986
Serrín de pino	3,141	0,842	0,997	0,200	19,184	0,995

En conclusión, las cenizas producidas en la combustión de biomasa de roble, así como el serrín de pino empleados en este estudio, son poco eficaces para retirar Cr(VI) de la

disolución, pues a su baja capacidad de adsorción se suma una alta tasa de liberación del elemento previamente adsorbido, particularmente en el caso del serrín. Además, las isothermas de adsorción de Cr(VI) de las muestras estudiadas se ajustan tanto al modelo de Langmuir como al de Freundlich, por lo que su máximo de adsorción no es fácilmente predecible.

Bibliografía

- Acosta, I.; López, V.; Coronado, E.; Cárdenas, J.F. y Martínez, V. M. 2010. Remoción de Cromo (VI) en Solución Acuosa por la Biomasa de la Cáscara de Tamarindo (*Tamarindus indica*). *Biotecnología*, 15 (3):11-23.
- Arnesen, A. K. M. y Krogstad, T. 1998. Sorption and desorption of fluoride in soil polluted from the aluminium smelter at Ardal in Western Norway. *Water, Air, Soil Pollution*, 103: 357-373.
- Boddu, V.M.; Abburi, K.; Talbott, J.L. y Smith, E.D. 2003. Removal of hexavalent chromium from wastewater using a new composite chitosan biosorbent, *Environmental Science & Technology*, 37 (19): 4449-4456.
- Campos Medina, E. 2008. Estudio de la adsorción de cromo hexavalente utilizando como biomaterial la *Ectodermis de Opuntia*. *Quivera*, 1:16-31.
- Fernández-Pazos, M. T. B. Garrido-Rodríguez, J. C. Nóvoa-Muñoz, M. Arias-Estévez, M. J. Fernández-Sanjurjo, A. Núñez-Delgado, E. Álvarez 2013. Cr(VI) Adsorption and Desorption on Soils and Biosorbents. *Water Air and Soil Pollution*, 224: 1366.
- González Sánchez, H.M.; Bautista Mata, D.C.; Sandoval Ibarra, P.; Cárdenas González, J.F.; Martínez Juárez, V.M. y Acosta Rodríguez, I. 2010. Biadsorción de cromo VI en solución por la cáscara de naranja (*Citrus sinensis* Osbeck). XX Congreso Nacional de geoquímica. México.
- Higuera Cobos, O.F.; Florez García, L.C. y Arroyave Londoño, J.F. 2009. Estudio de la biosorción de cromo con hoja de café. *Revista Ingeniería e Investigación*, 29: 59-64.
- Khezami, L. y Capart R. 2005. Removal of Chromium(VI) from Aqueous Solution by Activated Carbons: Kinetic and Equilibrium Studies. *Journal of Hazardous Materials*, B123: 223-231.
- Leyva Ramos, R.; Juárez Martínez, A. y Guerrero Coronado, R.M. 1994. Adsorption of Chromium (VI) from Aqueous Solutions on Activated Carbon. *Water Science and Technology*, 30: 191-197.
- Selvi, K.; Pattabhi S. y Kadirvelu K. 2001. Removal of Cr(VI) from Aqueous Solution by Adsorption onto Activated Carbon. *Bioresources Technology*, 80: 87-89.
- Tenorio Rivas, G. 2006. Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Vinodhini, V. y Nilanjana D. 2009. Biowaste materials as sorbents to remove chromium (VI) from aqueous environment. a comparative study. *Journal of Agricultural and Biological Science*, 4: 19-23.
- Wang, X.S; Li, Z.Z; Tao, S.R (2009). Removal of chromium (VI) from aqueous solution using walnut hull. *Journal of Environmental Management*, 90:721-729



ISBN 978-84-8408-769-4

www.andavira.com

VI CONGRESO IBÉRICO DE LA CIENCIA DEL SUELO
CICS 2014
SANTIAGO DE COMPOSTELA

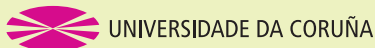
ORGANIZAN



COLABORAN



Universida de Vigo



PATROCINAN



andavira
e d i t o r a