



# CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS Y CAMBIO GLOBAL



Valencia, del 8 al 11 de Septiembre de 2009

J. Sánchez Díaz y S. Asins Velis (Eds.)

**CONTROL  
DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS  
Y CAMBIO GLOBAL**

Libro de Actas

**IV SIMPOSIO SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN  
DE LOS SUELOS Y CAMBIO GLOBAL**

Valencia, 8-11 septiembre 2009

*J. Sánchez Díaz y S. Asins Velis, Editores*

Diseño de cubierta:

Juan Sánchez Díaz, Antonio Valera Lozano y Carmen Antolín Tomás

© Luis Recatalá Boix – Juan Sánchez Díaz

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre  
Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana)  
Camí de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia)

1ª ed. Septiembre 2009

I.S.B.N.: 978-84-613-4144-3

Edición de: Juan Sánchez Díaz – Sabina Asins Velis

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre  
Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana)  
Camí de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia)

Imprime: Collado Oliver

# IV SIMPOSIO SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS Y CAMBIO GLOBAL

---

## Comité Organizador

- Presidente:** Juan Sánchez Díaz (CIDE-Universitat de València)
- Secretaria:** Sabina Asins Velis (CIDE-CSIC)
- Vocales:** Juan M. Gisbert Blanquer (Universitat Politècnica de València)  
Luis Recatalá Boix (CIDE-Universitat de València)  
Carmen Antolín Tomás (CIDE-Universitat de València)  
Sara Ibáñez Asensio (Universitat Politècnica de València)  
Antonio Valera Lozano (CIDE)  
Carlos Año Vidal (CIDE-Universitat de València)  
Ester Carbó Valverde (CIDE-Universitat de València)  
Yolanda Carrión Marco (CIDE-CSIC)  
Francisco J. Díez Ranera (CIDE-Generalitat Valenciana)  
Gemma Jiménez Martí (CIDE)  
Cristina Millán –Scheiding (CIDE)  
Héctor Moreno Ramón (Universitat Politècnica de València)
- Miembros:** Beatriz Ábalos Martínez (CIDE)  
Mireia Alcantara Rodríguez (CIDE)  
Adrian Pastor Soriano (CIDE)  
Fernando Requena Tierno (CIDE)  
Daniel Sacristán Moraga (CIDE)  
Miguel Segura Sempere (CIDE)  
Elena Torres Fernández (CIDE)  
Fernando Visconti Reluy (CIDE)



## **Comité Científico**

José Aguilar Ruiz (Universidad de Granada)  
Juan Albaladejo Montoro (CEBAS, CSIC, Murcia)  
Carmen D. Arbelo Rodríguez (Universidad de La Laguna)  
Nicolás Bellinfante Crocci (Universidad de Sevilla)  
Ramón Bienes Allas (IMIDRA-Comunidad de Madrid;Universidad Alcalá de Henares. Madrid)  
Rosa Calvo de Anta (Universidad de Santiago de Compostela)  
Rafael Espejo Serrano (Universidad Politécnica de Madrid)  
Carlos Dorronsoró Fernández (Universidad de Granada)  
Juan Gisbert Blanquer (Universitat Politècnica de València)  
Juan José Ibáñez Martí (CIDE, Valencia)  
Raimundo Jiménez Ballesta (Universidad Autónoma de Madrid)  
Felipe Macías Vázquez (Universidad de Santiago de Compostela)  
M<sup>a</sup> José Marqués Pérez (IMIDRA-Comunidad de Madrid)  
Armando Martínez Raya (CIFA, Granada)  
Roque Ortiz Silla (Universidad de Murcia)  
Juana González Parra (Universidad Complutense de Madrid)  
Ildefonso Plá Sentís (Universitat de Lleida)  
Jaume Porta Casanellas (Universitat de Lleida)  
Antonio Rodríguez Rodríguez (Universidad de La Laguna)  
Mariano Simón Torres (Universidad de Almería)

## **ORGANIZA**

Departamento Biología Vegetal. Universitat de Valencia  
Departamento de Producción Vegetal. Universidad Politécnica de Valencia  
Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE)

## **PATROCINA**

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo  
Universitat de València  
Universitat Politècnica de València  
Consejo Superior de Investigaciones Científicas  
Generalitat Valenciana  
Centro de Investigaciones sobre Desertificación

## **COLABORA**

European Society for Soil Conservation (ESSC)



# ÍNDICE

<b>Área temática 1: DEGRADACIÓN DE SUELOS .....</b>	<b>15</b>
DEGRADACIÓN DE TIERRAS Y DESERTIFICACIÓN: ASPECTOS ÉTICOS Y SOCIALES. <i>A. Rodríguez Rodríguez .....</i>	17
LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS ÁCIDOS POR LABOREO Y SU REMEDIACIÓN MEDIANTE LAS ENMIENDAS Y EL MANEJO ALTERNATIVO. <i>P. González-Fernández, R. Ordóñez-Fernández, J. Jorrín-Novo, I. Mariscal-Sancho .....</i>	29
APLICACIÓN DEL MÉTODO DE LA HUELLA PARA LA DETERMINACIÓN DEL ORIGEN DE SEDIMENTOS EN SUSPENSIÓN. <i>L. Iglesias, M.T. Barral, F. Díaz-Fierros .....</i>	33
LA ESTACIONALIDAD DE LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO BAJO CUBIERTA DE PINUS HALEPENSIS. <i>M.B. Bodí, S.H. Doerr, J. Mataix-Solera, A. Cerdà .....</i>	35
EVALUACIÓN DE LA RESTAURACIÓN DE ACTIVIDADES EXTRACTIVAS MEDIANTE EL USO DE ORTOFOTOIMÁGENES. <i>V. Carabassa, D. Sánchez, E. Serra, O. Ortiz, JM. Alcañiz .....</i>	37
ESTUDIO DE LA TOXICIDAD DE ESTERILES MINEROS MEDIANTE BIOENSAYOS CON <i>L.sativa</i> . <i>V. González, M. Simón, I. García, J.A. Sánchez, F. del Moral, S. de Haro .....</i>	39
UTILIZACIÓN AGRONÓMICA DE PURINES DE CERDO VALORIZADOS. <i>M. Gómez, M. D. Estevez, A. Faz, A. B. Olivares, V. Climent .....</i>	41
DEGRADACIÓN DE SUELOS Y CAMBIO GLOBAL. <i>I. Pla Sentís .....</i>	43
MODELIZACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO ANTE UN CAMBIO CLIMÁTICO EN UN MONTE EN PROCESO DE MEDITERRANIZACIÓN. <i>F. Pardo, T. Sanfeliu, M.M. Jordán .....</i>	45
EFECTO DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES COMPOST DE ALPERUJO EN PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE UN SUELO DEGRADADO DE LAS VEGAS DEL GUADIANA (BADAJOZ). <i>A. López-Piñeiro, M. H. Prieto, A. Albarrán, D. Cabrera, C. Campillo, C. Daza, D. Peña, J. M. Rato .....</i>	47
EFECTO DE LA DOSIS DE RIEGO CON AGUAS RESIDUALES EN LA AGREGACIÓN DEL SUELO. <i>A. Morugán, F. García-Orenes, J. Mataix-Solera, V. Arcenegui, M.A. Navarro .....</i>	51
ESTUDIO DE COMPACTACIÓN DEL SUELO MEDIANTE RESONANCIA MAGNÉTICA. <i>B. Carrero-González, M.T.de la Cruz, E. Alonso, M.A. Casermeiro .....</i>	53
<b>Área temática 2: EROSIÓN DE SUELOS .....</b>	<b>55</b>
<b>EROSIÓN POR CÁRCAVAS Y BARRANCOS. CASO DEL ÁREA DE VIÑA DEL ALT PENEDES – ANOIA (NE ESPAÑA).</b> <i>J.A. Martínez-Casasnovas, M.C. Ramos .....</i>	57
<b>TASAS DE EROSIÓN Y HUMEDAD DEL SUELO BAJO CUBIERTAS VEGETALES EN OLIVAR BAJO CLIMA SEMIÁRIDO SUELOS YESÍFEROS.</b> <i>R. Bienes, M. Ruiz, R. Jiménez-Ballesta, M.J. Marqués .....</i>	69
CULTIVO DE CÍTRICOS Y EROSIÓN DE SUELOS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA. <i>A. Cerdà, A. Giménez-Morera, E. Terol, A. Domínguez, M.F. Jurgensen, S.H. Doerr .....</i>	71
ESTIMACIÓN DEL FACTOR “R” DE EROSIVIDAD DE LA LLUVIA MENSUAL Y ANUAL CON DATOS DE PRECIPITACIÓN MENSUAL Y ANUAL RESPECTIVAMENTE. <i>M. Roldán, L. Carrero, V. Gómez .....</i>	73
EFECTO DE LA QUEMA Y LA FERTILIZACIÓN DE VEGETACIÓN HERBÁCEA NATURAL SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA: PÉRDIDAS DE SUELO, AGUA, FÓSFORO Y POTASIO. <i>I. Bertol, E. Gobbi, F.T. Barbosa, J. Paz Ferreiro, E. Vidal Vázquez .....</i>	75
COMPARACIÓN DE LA EROSIÓN EN SUELOS POR SIMULADORES DE LLUVIA Y USLE. <i>V. González, M. Simón, I. García, J.A. Sánchez, F. del Moral, S. de Haro, A. Iriarte, F.J. Martín .....</i>	77
UTILIZACIÓN DE UN ESCÁNER LÁSER PARA DETERMINAR LA EROSIÓN HÍDRICA. <i>A. Afana, A. Solé-Benet, J.L. Pérez .....</i>	79
RESTAURACIÓN DE LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO TRAS UN INCENDIO FORESTAL E IMPLICACIONES HIDROLÓGICAS. <i>A. Jordán, L.M. Zavala, N. Bellinfante, F.A. González, J. Gil .....</i>	81



ESTRATEGIAS PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN DEL SUELO Y EL MANEJO DEL AGUA MEDIANTE CUBIERTAS HERBÁCEAS EN CULTIVOS LEÑOSOS. <i>J. Pastor, M. Benítez, C. Lacasta, A. J. Hernández</i> .....	83
GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA A DISTINTAS ESCALAS EN UNA MICROCUENCA MEDITERRÁNEA. <i>J. Campo, V. Andreu, E. Gimeno-García, O. González-Pelayo, J.L. Rubio</i> .....	87
CINCO AÑOS DE ESTUDIO EN LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL PARA EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN Y DEGRADACIÓN DEL SUELO DE “EL TEULARET – SIERRA DE ENGUERA”, VALENCIA. <i>A. Cerdà, M.B. Bodí, A. Giménez-Morera, J. Mataix-Solera, C. Guerrero, F. García Orenes, M.F. Jurgensen, D. Page Dumroese, E. Terol, E. Mateu, S.H. Doerr, M. Burguet, M. Segura, C. Jovani</i> .....	89
EFFECTOS DEL PASTOREO EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS. <i>B. Carrero-González, M.T. de la Cruz, E. Alonso, M.A. Casermeiro</i> .....	91
INFLUENCIA DE LA HISTORIA DE IMPACTOS DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO EN SU RESPUESTA EROSIVA. <i>V. Andreu, J. Campo, O. González-Pelayo, E. Gimeno, J.L. Rubio</i> .....	93
INVESTIGACIÓN DE SUSTRATOS PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS. <i>R. Basanta, R. Paradelo, J. Cancelo, L. Iglesias, R. Devesa, M.T. Barral, F. Díaz-Fierros</i> .....	95
EFFECTOS DE LOS INCENDIOS EN LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO A CORTO Y MEDIO PLAZO EN PINAR DEL NORTE DE TENERIFE. <i>A. Hernández, N.R. Eugenio, J.L. Mora, J.S. Notario, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	97
EROSIÓN HÍDRICA Y PÉRDIDA DE CARBONO Y FÓSFORO EN AGROECOSISTEMAS DEL SUROESTE DE CÓRDOBA, ARGENTINA. <i>A. R. Becker, G.N. Boschetti, J. Paz Ferreiro, B.J. Parra, M.P. Cantú, C.E. Quintero, J.C. Bedano</i> .....	99
CARACTERIZACIÓN DEL MICRORRELIEVE DE LA SUPERFICIE DEL SUELO Y EL ALMACENAMIENTO DE AGUA EN MICRODEPRESIONES. <i>E. Vidal Vázquez, I. Bertol, J. Paz Ferreiro</i> .....	101
TAMAÑO DE SEDIMENTOS Y CONTENIDO EN CARBONO ORGÁNICO DE LA ESCORRENTÍA BAJO DOS FORMAS DE SIEMBRA Y DOS CULTIVOS. <i>I. Bertol, F. Tondello Barbosa, R. Vieira Luciano, J. Paz-Ferreiro, J. M. Miras Avalos</i> .....	103
PÉRDIDAS DE SUELO Y NUTRIENTES CAUSADAS POR EVENTOS EXTREMOS ANUALES EN VIÑEDOS DE SECANO EN EL NE DE ESPAÑA. <i>M.C. Ramos, J.A. Martínez-Casasnovas</i> .....	105
CONTRIBUTING TO THE HARMONIZATION OF RISK ASSESSMENT METHODS OF SOIL EROSION BY WATER IN THE EUROPEAN UNION. <i>L. Recatalá, C. Añó, S. Verzandvoort, C.J. Ritsema, J. Sánchez, C. Van Beek, O. Onema</i> .....	107
<b>Área temática 3: OTROS PROCESOS DE DEGRADACIÓN DE SUELOS</b> .....	<b>109</b>
SALINIZACIÓN DE SUELOS Y SALINIDAD: UNA MONEDA DE DOS CARAS QUE INCLUYE DEGRADACIÓN PERO TAMBIÉN PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES. <i>J. Álvarez Rogel</i> .....	111
ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DE SUELOS DE VIÑEDO CONTAMINADOS CON COBRE. <i>D. Fernández-Calviño, A. Martín, M. Arias-Estévez, E. Bååth, M. Díaz-Raviña</i> .....	121
ACUMULACIÓN DE CADMIO EN SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE AZNALCÓLLAR: UNA DÉCADA DE EXPERIENCIA (1998-2008). <i>F. Cabrera, A. Pérez-de-Mora, E. Madejón, P. Burgos, P. Madejón, M.T. Domínguez, F. Madrid, T. Marañón, J.M. Murillo</i> .....	123
EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS QUE CONDICIONAN LA DISPONIBILIDAD Y FIJACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS CERCANOS AL COTO MINERO DE PEDRERAS VIEJAS (MAZARRÓN, MURCIA). <i>R. Ortiz, N. García, M. A. Alías</i> .....	125
TRANSFERENCIA DE CADMIO DE SUELO A PLANTA EN ENSAYOS CONTROLADOS DE CONCENTRACIONES DE REFERENCIA EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS. <i>L. Recatalá, C.D. Arbelo, J. Sánchez</i> .....	127

RELACIONES ENTRE LOS ARTRÓPODOS DEL SUELO Y LOS METALES PESADOS AL APLICARSE BIOSÓLIDOS A UN CULTIVO DE ALFALFA. <i>A. J. Hernández, L. Flores-Pardavé, J. Pastor</i> .....	129
EVALUACIÓN COMO ENMIENDA DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS DE MINA EROSIONADOS Y CONTAMINADOS. <i>A. J. Hernández, A. Aparicio-Martin, J. Pastor</i> .....	131
CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS TRAS ADICIÓN DE COMPOST A SUELOS DEL COMPLEJO DE ÓRDENES (NO ESPAÑA). <i>A.I. Roca Fernández, J.M. Mirás Avalos, P. Sande Fouz, A. Paz González</i> .....	135
EFFECTO DE LA ADICIÓN DE COMPOST SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DE UN SUELO QUEMADO. <i>F. Lafuente, M.B. Turrión, O. López, R. Mulas, C. Ruipérez, C. Rad, S. González Carcedo</i> .....	137
MACRO-, MICRONUTRIENTES Y METALES PESADOS DETERMINADOS POR FRX E ICP-MS EN SUELOS TRAS ADICIÓN DE COMPOST. <i>A.I. Roca Fernández, P. Sande Fouz, E. Vidal Vázquez, A. Paz González</i> .....	139
MICRONUTRIENTES Y METALES PESADOS DETERMINADOS POR DTPA Y MEHLICH-3 EN SUELOS TRAS ADICIÓN DE COMPOST. <i>A.I. Roca Fernández, E. Vidal Vázquez, J.M. Mirás Avalos, A. Paz González</i> .....	141
SUELOS GLEY Y SEDIMENTOS LACUSTRES FRENTE AL APORTE DE Cu y Cd EN CONDICIONES DE LABORATORIO. <i>B. Carrero-González, E. Alonso, A. M<sup>a</sup>. Moreno, J. González</i> .....	143
DETERMINACIÓN DE TETRACICLINAS EN SUELOS POR EXTRACCIÓN PRESURIZADA CON DISOLVENTES Y CROMATOGRAFÍA LÍQUIDA CON ESPECTROMETRÍA DE MASAS EN TÁNDEM. <i>V. Andreu, P. Vázquez-Roig, C. Blasco, Y. Picó</i> .....	145
CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS EN SUELOS DE LA ALBUFERA. <i>V. Andreu, A. Masia, P. Vázquez-Roig, C. Blasco, J.L. Rubio, Y. Picó</i> .....	147
RETENCIÓN DE PLAGUICIDAS EN SUELO BAJO RIEGO CON AGUAS RESIDUALES DEPURADAS. <i>J.A. Rodríguez Liébana, M.D. Mingorance, A. Peña</i> .....	149
ESTUDIO DE NUEVAS ENMIENDAS ORGÁNICAS PARA LA REGENERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ACTIVIDADES MINERAS EN CLIMA ÁRIDO/SEMIÁRIDO. <i>R. Melgar, M.L. Segura, M.I. Pascual-Alex</i> .....	151
EFFECTOS DEL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y EN LA DEGRADACIÓN DE HERBICIDAS. <i>J. A. Hernández, S. Navarro, J. González</i> .....	153
APLICACIÓN DE VERMICOMPOST E INOCULACIÓN CON MICORRIZAS COMO ESTRATEGIA PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS. RESULTADOS PRELIMINARES. <i>M. Quirantes, A. Vivas, R. Azcón, R. Nogales, M. Fernández-Gómez</i> .....	155
EFFECTOS DE DIVERSAS ENMIENDAS EN LA ADSORCIÓN DE PAHs POR UN SUELO MEDITERRÁNEO. <i>F. Bruna, M. Real, R. Celis, J. Cornejo</i> .....	157
USO DE ENMIENDAS PARA MEJORAR LA ESTABILIZACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS: EFECTIVIDAD EN EL TIEMPO. <i>P. Madejón, A. Pérez de Mora, P. Burgos, F. Cabrera, E. Madejón</i> .....	159
RESTAURACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO POR RESIDUOS PIRÍTICOS USANDO ESPECIES AUTÓCTONAS. <i>I. M. Martínez-Alcalá, C. de la Fuente, R. Clemente, D. Gondar, M<sup>a</sup> P. Bernal</i> .....	161
BIORREMEDIACIÓN CON <i>pseudomonas cedrella</i> DE SUELOS CONTAMINADOS CON LOS HERBICIDAS METOLACLORO Y ATRAZINA. <i>A. López-Piñeiro, A. Muñoz, A. Albarrán, M. Ramírez</i> .....	163
EVOLUCIÓN DE LA SALINIDAD Y DEL pH EN LOS ÚLTIMOS 20 AÑOS EN LOS SUELOS DE MAZARRÓN (MURCIA, SE ESPAÑA). <i>M.J. Delgado, P. Marín, A. Sánchez, J.M. Gil, M. Fernández-Delgado</i> .....	165
EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL MANEJO DE LOS TANCATS DE LA ALBUFERA SOBRE LA SALINIDAD Y LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y LOS SUELOS DEL LAGO. <i>J.M. Gisbert, S. Ibáñez, A. Marqués, H. Moreno</i> .....	167
VALIDACIÓN DEL MODELO SALTIRSOIL PARA LA ESTIMACIÓN DE LA SALINIDAD EN PARCELA DE HUERTA. <i>F. Visconti, J.M. de Paz, M.J. Molina, J. Sánchez</i> .....	169

APLICACIÓN DE SALTIRSOIL A LA PREDICCIÓN DE LA SALINIDAD Y SODICIDAD DE LOS SUELOS DE LA VEGA BAJA DEL SEGURA Y BAJO VINALOPÓ (ALICANTE). <i>F. Visconti, J.M. de Paz, J.L. Rubio</i> .....	171
ANÁLISIS MEDIANTE TELEDETECCIÓN DE LA DINÁMICA TEMPORAL DE SELLADO DEL SUELO EN EL T.M. DE ELCHE. <i>A. Martínez, I. Gómez, I. Melendez-Pastor, J. Navarro-Pedreño, J.J. Mataix-Beneyto, M.B. Almendro</i> .....	173
CINCUENTA AÑOS (1956-2006) DE SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL SUELO POR CRECIMIENTO URBANO EN EL ÁREA METROPOLITANA DE VALENCIA. <i>A. Valera, C. Añó, J. Sánchez</i> .....	175
SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL SUELO EN LOS MUNICIPIOS DE VALENCIA Y ALICANTE. DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DURANTE EL ÚLTIMO MEDIO SIGLO (1956-2006). <i>A. Valera, C. Añó, J. Sánchez</i> .....	177
EVALUACIÓN DE LA SALINIZACIÓN DE LOS SUELOS EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO PALANCIA (VALENCIA). <i>C. Albert, J.M. de Paz, F. Visconti, M.J. Molina, F. Ingelmo, J. Sánchez</i> .....	179
EFFECTOS DE PURÍN DE CERDO Y COMPOST EN EL N-INORGÁNICO Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS CONTAMINADOS DE LA UNIÓN (MURCIA). <i>T. Pardo, R. Clemente, M<sup>a</sup> P. Bernal</i> ....	181
PROPIEDADES BIOQUÍMICAS COMO INDICADORAS DE LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS. <i>P. Burgos, P. Madejón, E. Madejón, F. Cabrera</i> .....	183
DETERMINACIÓN DE MERCURIO EN SUELOS CALCÁREOS MEDIANTE DESCOMPOSICIÓN TÉRMICA, AMALGAMACIÓN Y ESPECTROFOTOMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA. <i>J. Ramos-Miras, L. Roca-Pérez, C. Gil, R. Boluda</i> .....	185
SELENIO Y MERCURIO TOTAL EN SUELOS AGRÍCOLAS Y NATURALES DEL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA. <i>L. Roca-Pérez, M. Cervera, A. Gonzalez, C. Gil, J. Ramos-Miras, R. Boluda</i> .....	187
DETERMINACIÓN DE COBRE EN PLANTA EN ENSAYOS CONTROLADOS DE CONCENTRACIONES DE REFERENCIA EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS. <i>L. Recatalá, C.D. Arbelo, J. Sánchez</i> .....	189
<b>Área temática 4: SUELOS Y CAMBIO GLOBAL</b> .....	<b>191</b>
HUMAN ACTIVITIES AND HOLOCENE ENVIRONMENTAL CHANGE IN NW SPAIN. <i>A. Martínez Cortizas, J. Kaal, M. Costa Casais, W. Chesworth</i> .....	193
CAMBIOS EN LA BIODIVERSIDAD MICROBIANA E INTERACCIONES DE HERBICIDAS EN UN SUELO ENMENDADO CON VERMICOMPOST DE ALPERUJO. <i>J.M. Castillo-Diaz, F. Martin-Laurent, R. Nogales, E. Romero</i> .....	209
CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO TRAS LA REFORESTACIÓN CON PINUS HALEPENSIS EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS. <i>N. García, N. Rodríguez, J.I. Querejeta, J. Albaladejo, M. Martínez-Mena</i> .....	211
RESERVA DE CARBONO EN LOS SUELOS DE APOLOBAMBA (BOLIVIA): BIODIVERSIDAD EN PRADERAS DE ALTURA. <i>M.A. Muñoz, A. Faz</i> .....	215
SALINIZACIÓN DE SUELOS Y CAMBIO GLOBAL. <i>I. Pla Sentís</i> .....	217
CARBONES COMO BIOINDICADORES EDÁFICOS Y CLIMÁTICOS EN EL ÚLTIMO CICLO GLACIAL. <i>E. Badal, Y. Carrión</i> .....	219
VARIABILIDAD DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS. <i>C. Oyonarte, A. Rey, I. Miralles, J. Medeiros, P. Escribano</i> .....	221
ESTIMACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA HUMEDAD DEL SUELO DESDE EL ESPACIO. MISIÓN SMOS DE LA AGENCIA ESPACIAL EUROPEA. <i>E. López-Baeza, M.C. Antolín, A. Cano, S. Juglea, Y.H. Kerr, C. Millán-Scheidig, K. Saleh, J.-P. Wigneron</i> .....	223
ESTRATEGIAS DE MUESTREO DE LA HUMEDAD DEL SUELO PARA LA CALIBRACIÓN/VALIDACIÓN DE SMOS (SOIL MOISTURE AND OCEAN SALINITY) EN LA ZONA DE LA VALENCIA ANCHOR STATION (VAS). <i>M.C. Antolín, C. Millán-Scheidig, E. Carbó, E. López-Baeza</i> .....	225

CAMBIOS DE USO DEL SUELO EN UN ESPACIO LITORAL PROTEGIDO: EL CASO DEL PNM DEL CLOT DE Galvany (ELCHE). <i>I. Meléndez-Pastor, I. Gómez, J. Navarro-Pedreño, M.B. Almendro, J. Mataix-Solera, M.M. Jordán</i> .....	227
IDENTIFICACIÓN DE $\beta$ -GLUCOSIDASA EN SUELOS MEDIANTE APROXIMACIÓN GENÓMICA. <i>R. Cañizares, S. García-Rodríguez, B. Moreno, R. Nogales, E. Benítez</i> .....	229
IMPACTO DE DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO SOBRE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE UN SUELO AGRÍCOLA DEL N.O. DE ESPAÑA. <i>A. Martín, S. García-Marco, M. Díaz-Raviña, T. Carballas</i> .....	231
EL SUELO COMO SISTEMA SECUESTRADOR DE CO <sub>2</sub> . ESTRATEGIAS PARA MINIMIZAR LAS PÉRDIDAS DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO. <i>M.G. Jiménez, C. Antolín, J.M. de Paz, J. Sánchez</i> .....	233
EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y PRÁCTICAS AGRÍCOLAS EN MÉXICO. <i>L. Patiño-Zúñiga, J.C. Ceja-Navarro, A. García-Gaytán, F. N. Rivera, L. Dendooven</i> .....	235
EFFECTO DE LAS VARIACIONES ESTACIONALES DE FACTORES AMBIENTALES EN LA EMISIÓN DE CO <sub>2</sub> DE UN SUELO MEDITERRÁNEO. <i>A.C. Maymó, J.L. Rubio</i> .....	237
EFFECTO DE LAS TÉCNICAS DE REFORESTACIÓN EN LA CAPACIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS. <i>N. Rodríguez, N. García, J.I. Querejeta, M. Martínez-Mena, J. Albaladejo</i> .....	239
ESTUDIO DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO SEGÚN DIFERENTES USOS DEL SUELO. <i>E. Zambrana, EF de Andrés, D Martín, JL Tenorio</i> .....	241
ESTUDIO IR DE LAS VARIACIONES ESTACIONALES EN LA COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA DE UN SUELO DE CULTIVO ABANDONADO. <i>M.J. Molina, M.D. Soriano, J.V. Linares</i> .....	243
CALIDAD AMBIENTAL Y DESERTIFICACION EN LA PROVINCIA DE VALENCIA. <i>L. Recatalá, C. Añó, A. Valera, J. Sánchez</i> .....	245
EVALUACIÓN DE LA DESERTIZACIÓN EN LA PROVINCIA DE ALICANTE. <i>S. Ibáñez, A. Marqués, H. Moreno, J.M. Gisbert</i> .....	247
CAMBIOS DE USOS DEL SUELO, PROCESOS DE DESERTIFICACIÓN, IMPACTOS AMBIENTALES Y CALIDAD AMBIENTAL EN TRES MUNICIPIOS REPRESENTATIVOS DE LA REGIÓN MEDITERRÁNEA. <i>L. Recatalá, A. Pastor, M. Segura, R. Murillo y J. Sánchez</i> .....	249
RESULTADOS PRELIMINARES DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN ÁREAS REPRESENTATIVAS DE UNIDADES AMBIENTALES DE UN PIXEL DE SMOS EN LA CAMPAÑA CAROLS. MAYO 2009. <i>C. Millán-Scheidig, C. Antolín, F. Requena, E. Torre, M.Alcántara, B.Abalos, E. López-Baeza</i> .....	251
EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA HUMEDAD EN LA SUPERFICIE DEL SUELO EN LA CAMPAÑA CAROLS DE SMOS, MAYO 2009. <i>C. Millán-Scheidig, C. Antolín, F. Requena, E. Torre, M.Alcántara, B.Abalos, E. López-Baeza</i> .....	253
ANÁLISIS DE VARIABLES EDAFICAS RELACIONADAS CON LA HUMEDAD DEL SUELO EN UNIDADES FISIO-HIDROLÓGICAS UTILIZADAS PARA LA CAL/VAL DE SMOS EN EL ÁREA DE LA VALENCIA ANCHOR STATION (VAS). <i>E. Carbó, M.C. Antolín, C. Millán-Scheidig, F. Requena, E. Torre</i> .....	255
UN MODELO DE ÍNDICE DE CALIDAD DE SUELOS VOLCÁNICOS BASADO EN LOS FACTORES FORMADORES. <i>J. L. Mora, C.M. Armas, J.A. Guerra, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	257
RELACIONES ECOLÓGICAS DE SUELOS Y VEGETACIÓN EN UN ENTORNO VOLCÁNICO DE ALTA MONTAÑA (EL TEIDE, CANARIAS). <i>C.D. Arbelo, J. L. Mora, C.M. Armas, J.A. Guerra, A. Hernández, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	259
<b>Área temática 5: CONSERVACIÓN DE SUELOS</b> .....	<b>261</b>
INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO Y DESERTIFICACIÓN. <i>L. Recatalá Boix</i> .....	263
INCREMENTO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN UN VIÑEDO DE LA D. O. Ca. RIOJA CON DISTINTAS CUBIERTAS VEGETALES: EFECTO DE LA ESTRATIFICACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN INDICADORES DE LA CALIDAD DEL SUELO. <i>F. Peregrina, C. Larrieta, S. Ibáñez, E. García-Escudero</i> .....	277
CONTENIDOS DE FÓSFORO Y POTASIO SOLUBLES EN AGUAS DE ESCORRENTÍA EN FUNCIÓN DEL MANEJO DEL SUELO BAJO MANZANO EN EL SUR DE BRASIL. <i>I. Bertol, E. Gobbi, F.T. Barbosa, J.M. Mirás Avalos, E. Vidal Vázquez</i> .....	279



APROVECHAMIENTO DE RECURSOS HIDRICOS NO CONVENCIONALES EN LA ISLA DE FUERTEVENTURA (PROYECTO PILOTO). <i>M. Tejedor, J.M. Hernández-Moreno, P. Palacios, M.A. Dorta, J. Neris, C. Jiménez</i> .....	281
CONTROL DE LA RESTAURACIÓN DE UNA CANTERA DE YESO EN EL S.E. DE ZARAGOZA (ARAGÓN): DIVERSIDAD EDÁFICA. <i>S. Abad, R. Castelló, C. Vizcayno, A. Garcia San Cristóbal, R. Jiménez-Ballesta</i> .....	283
APLICACIÓN AGRONÓMICA DE PURÍN DESECADO AL CULTIVO DE LA PATATA ( <i>Solanum tuberosum</i> ). <i>M. Navarro, J.I. López, C. Rad, Y. Arribas, S. Peña, S. González, F. Lafuente</i> .....	285
APLICACIÓN DE SUSTRATO DE POSTCULTIVO DE CHAMPIÑÓN EN DISTINTOS SUELOS DE LA D.O.Ca. RIOJA: EFECTO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO, LOS AGREGADOS ESTABLES AL AGUA Y EL NITRÓGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE. <i>F. Peregrina, C. Larrieta, I. Martín, J. M. Martínez-Vidaurre, E. García-Escudero</i> .....	287
INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE LABOREO Y SIEMBRA EN LA CUBIERTA DE RESIDUOS Y PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO COMPACTADO DE ESPAÑA CENTRAL. <i>C. López-Fando, M.T. Pardo</i> .....	289
INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ALPERUJO EN LA LIXIVIACIÓN DEL HERBICIDA TERBUTILAZINA EN UN SUELO DE OLIVAR: EXPERIENCIAS EN COLUMNAS INALTERADAS. <i>D. Cabrera, A. López-Piñeiro, A. Albarrán, J. M. Rato, D. Peña</i> .....	291
CONSERVACIÓN DEL SUELO EN VIÑEDOS DE SECANO Y SU INFLUENCIA EN LA HUMEDAD DEL SUELO. <i>M.J. Marqués, M. Ruíz-Colmenero, R. Bienes</i> .....	293
LA RESTAURACIÓN DE CANTERAS Y SUS OPORTUNIDADES. <i>García-Piñón, F., Sanfeliu, T., Meseguer, S., Jordán, M.M., Pardo, F.</i> .....	295
BIOINGENIERÍA Y CONSERVACIÓN DE SUELOS. <i>J. L. Rubio, V. Andreu</i> .....	297
EL PATRIMONIO CULTURAL ASOCIADO A LA CIENCIA DEL SUELO. <i>S. Asins Velis, P. Laureano</i> .....	299

# **ÁREA TEMÁTICA 1**

**Degradación de suelos**



# DEGRADACIÓN DE TIERRAS Y DESERTIFICACIÓN: ASPECTOS ÉTICOS Y SOCIALES

**A. Rodríguez Rodríguez**

*Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. antororo@ull.es*

## INTRODUCCIÓN

Cuando al español Pedro Duque, tripulante de una de las misiones norteamericanas al espacio le preguntaron qué se veía de la tierra desde arriba, contestó: *He visto muchas cosas, pero lo que no he visto son fronteras*. Esta es la realidad. Las fronteras son artificios realizados por el hombre, que las nuevas tecnologías de la comunicación y de la información han superado ampliamente, creando un nuevo modo de entender las relaciones humanas entre sí y con su entorno. Esto ha dado lugar al nuevo paradigma de la GLOBALIZACIÓN, el cual impregna actualmente todos los aspectos sociales, económicos, políticos y también ambientales del planeta, haciendo realidad las nociones utópicas de la Aldea Global, cuando hablamos de relaciones socioeconómicas, y de Gaia, si nos referimos al funcionamiento ambiental del planeta Tierra.

En este sentido los problemas ambientales, adquieren también dimensiones globales que amenazan la supervivencia de la propia humanidad. Problemáticas tales como la amenaza del CAMBIO CLIMÁTICO que implica un calentamiento global del planeta y toda una serie de repercusiones ecológicas, la creciente pérdida de BIODIVERSIDAD de los ecosistemas, ligada fundamentalmente a la deforestación y a la ocupación humana del espacio o la expansión de la DESERTIFICACIÓN, con lo que significa de degradación de los ecosistemas terrestres y de reducción de los recursos de agua potable, constituyen los nuevos paradigmas ambientales de estos comienzos de siglo.

El informe del Club de Roma en 1972 sobre "Los límites del crecimiento", alertó sobre el carácter finito de los recursos del planeta y sobre la incapacidad de éste para subvenir las necesidades y modos de vida de una creciente población mundial, cuyo progreso y desarrollo económico, como sinónimo de bienestar, está cimentado en la voraz explotación de los recursos naturales disponibles, causando daños irreparables al medio ambiente y poniendo en serio peligro el equilibrio global del planeta. Sin embargo y aunque básicamente los datos del informe sean en parte ciertos, actualmente el debate se ha trasladado, y creemos que con razón, de la preocupación por las limitaciones físicas al crecimiento, hacia el interés por la modificación del comportamiento humano y de la directrices políticas e institucionales de él emanadas. Es decir el debate se plantea en la respuesta a las siguientes cuestiones: el problema ¿es un exceso de población?, en este sentido ¿conocemos en realidad la capacidad de carga del planeta? o ¿se trata de un consumismo devorador de recursos?

Por lo tanto, estamos plenamente convencidos de que entre los muchos acontecimientos relevantes que han tenido lugar en el último tercio del pasado siglo, uno de los más importantes ha sido la toma de conciencia por gran parte de la humanidad de que el modelo de desarrollo y crecimiento económico imperante nos habría de llevar inexorablemente a un deterioro considerable



de nuestro modo de vida sobre la tierra. A pesar de todo, hemos entrado en un nuevo siglo con una economía que no puede llevarnos a dónde queremos ir. El desafío consiste en diseñar y construir una nueva, que pueda sostener el progreso humano sin destruir sus sistemas de apoyo, y que ofrezca una vida mejor para todos.

El cambio hacia un modelo de desarrollo sostenible, otro de los paradigmas ambientales actuales, puede y debe ser tan profundo como lo fue la Revolución Industrial que ha conducido al dilema actual. No es demasiado tarde para construir un mundo donde el aire se pueda respirar con seguridad, el agua se pueda beber con tranquilidad, la tierra nos produzca alimentos abundantes y sanos y los recursos se compartan entre todos los seres humanos del planeta. Está en nuestras manos y ese debe ser nuestro papel.

Conscientes de ello, en la Cumbre de la Tierra en 1992 se firmó la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo. En ella, los gobiernos de más de 130 Estados asumieron el compromiso de formar una nueva asociación global Norte-Sur, para desarrollar una economía más justa, solidaria y efectiva, que garantice la supervivencia y el bienestar del ser humano y del resto de las especies, protegiendo la herencia ecológica común de nuestro planeta y asegurando un medio ambiente adecuado para futuras generaciones.

En esta Declaración, se reconoció que la DESERTIFICACIÓN constituye el mayor problema de carácter ambiental y socioeconómico que concierne a numerosos países en todas las regiones del mundo. Y se constituyó la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, ratificada por España en 1997, con lo cual ha adquirido el rango máximo de Tratado Internacional, de obligado cumplimiento por nuestro país.

La Desertificación es pues un problema ambiental de alcance global, pero que afecta de manera diferente a las distintas regiones del planeta, incidiendo particularmente en aquellos sistemas ecológicamente más frágiles y sometidos a una presión humana más intensa. De tal modo que su presencia no hace sino agudizar las desigualdades existentes, llevando finalmente a una quiebra del desarrollo sostenible global y al fracaso en la construcción de un mundo para todos.

La desertificación no es únicamente un problema biofísico de deterioro de los ecosistemas, sino que, sobre todo y esencialmente, es un problema de desarrollo, con efectos muy graves en el medio ambiente, la producción de alimentos y la vida de millones de personas y cuya solución exige un esfuerzo internacional, solidario y de consenso. Además de un deber de justicia, es un compromiso de solidaridad para el futuro de la tierra y las generaciones venideras.

No entraremos aquí a definir la desertificación que es de sobra conocida por todos vosotros, ni tampoco en el controvertido debate sobre si desertificación o desertización, pero sí decir que la desertificación es un término evocativo y equívoco. Evocativo, en el sentido de que nos trae la imagen de dunas de arena invadiendo las tierras agrícolas en los bordes de los desiertos y equívoco, ya que parece hacer referencia a un solo proceso. Así, el término desertificación es lo suficientemente intuitivo como para ser objeto de un tratamiento mediático sin tener que dar cuenta de su significado estricto. Sin embargo al igual que para otros vocablos medioambientales en boga, su conceptualización rigurosa no es tarea trivial. Tras la palabra desertificación se esconde todo un conjunto de procesos físicos, biológicos, históricos, políticos, sociales, culturales y económicos interrelacionados, que se manifiestan a diferentes niveles de resolución, tanto espaciales como temporales.

Se conoce pues, el significado universal y la consideración de problema global que se le da a la desertificación, ya que sus consecuencias se expanden cada vez más y sus efectos se hacen

notar ya, en la atmósfera, en las aguas continentales y marinas, en la vida salvaje y en la calidad de vida de los seres humanos. Se ha comprendido definitivamente que la desertificación no es sólo un problema biofísico, como de modo simplista a veces se manifiesta, sin poner nunca en cuestión los factores socioeconómicos e institucionales. Es un problema medioambiental, pero también como hemos dicho, social y de desarrollo, donde la pobreza, la ignorancia entendida como pobreza de recursos culturales y la avaricia de determinadas zonas geopolíticas frente a los recursos de otras, constituyen las causas últimas del problema.

Tampoco vamos a hablar de las cifras de la desertificación, que aunque aparentemente demagógicas, en realidad no son más que una valoración puramente economicista del fenómeno, porque además deberíamos plantearnos ¿y los costes del deterioro social? ¿y los refugiados ambientales ocasionados por la desertificación? ¿y los costes ambientales de la sola pérdida de recursos naturales tales como el suelo, el agua, la biota, el paisaje, etc.? ¿cómo podremos valorarlos según la aproximación económica convencional?. Son cuestiones que están aún en el aire y a las que de diferentes maneras, la economía ecológica trata actualmente de dar respuesta.

## **LA ESCALA ESPACIAL DE LA DESERTIFICACIÓN**

La desertificación afecta tanto a países desarrollados como a países en vías de desarrollo, aunque ésta es mucho más espectacular y dramática cuando afecta a regiones pobres, donde la desertificación es igual a hambre y marginación. En las tierras mediterráneas del sur de Europa, el riesgo de desertificación amenaza al 60% de los paisajes, lo que constituye uno de los riesgos ambientales más preocupantes de la Unión Europea, ya que los efectos sociopolíticos de la desertificación se extienden más allá de las regiones directamente afectadas.

España es el principal país europeo afectado por este proceso que está degradando el 53% de la superficie del territorio nacional, unos 270.000 kilómetros cuadrados con afección media, alta o muy alta. A pesar de ello el concepto de desertificación no está plenamente comprendido por la sociedad española. La complejidad intrínseca de los procesos implicados, una falta de comunicación entre la sociedad y la comunidad científica, y una cierta dificultad sociocultural en asumir los problemas que tienen consecuencias a largo plazo, son factores que distorsionan la percepción social de la desertificación. Esto es aplicable particularmente al mundo rural, que es probablemente el sector con mayor influencia en los procesos de desertificación, siendo al mismo tiempo el más directamente afectado.

## **LA ESCALA TEMPORAL DE LA DESERTIFICACIÓN**

La desertificación no es un problema nuevo, hay indicios de que la desertificación es tan antigua como la propia civilización. Desde los comienzos de la agricultura, se pueden citar numerosos ejemplos de civilizaciones desaparecidas como consecuencia de la desertificación ocasionada por la degradación de las tierras por erosión y salinización. Podemos citar como ejemplos los sumerios, asirios, babilónicos y otros que habitaron las fértiles tierras del Edén, en la cuenca de los ríos Tigris y Eufrates, hoy convertidas en desierto.

La deforestación y la desaparición de los cedros del Líbano en la época de los faraones egipcios y la intensa deforestación sufrida por la cuenca mediterránea, inicialmente durante la dominación romana y posteriormente en la época de Felipe II, son otros ejemplos de episodios graves de desertificación que, de alguna manera, hacen cierta la famosa frase de Chateaubriand de que *"el bosque precede al hombre y el desierto le sigue"*.

Si bien los ejemplos de eventos progresivos o puntuales de desertificación son numerosos a lo largo de la historia, fueron las grandes sequías que asolaron los países del sur del Sahara, Etiopía, Chad, Somalia y otros, entre 1960 y 1975, las que encendieron las luces rojas de todas las alarmas. Las hambrunas y la degradación social asociada a ellas y sobre todo el papel de los medios de comunicación de masas, llevando a nuestros hogares el hambre y la miseria, los campamentos de refugiados y las grandes migraciones del Sahel, prendieron de tal modo en la sensibilidad de la población, que ésta hizo que el tema de la desertificación ocupara un lugar estelar en la agenda ambiental global.

En este caso, la sequía sólo actuó de catalizador de un proceso de degradación ambiental generalizado, ocasionado por la sobreexplotación agrícola, el sobrepastoreo, la deforestación y la salinización de los suelos, que una economía colonial había inicialmente propiciado. La muerte de más de 250.000 personas, de 4 millones de cabezas de ganado, la reducción del lago Chad a un tercio de su superficie original y un número no calculado de poblaciones desplazadas, fueron las cifras que obligaron a una respuesta institucional a las Grandes Sequías del Sahel y a sus consecuencias de hambre, desnutrición y muerte. Así, la Asamblea General de las Naciones Unidas convocó en 1977 en Nairobi una Conferencia Internacional sobre Desertificación, que significó el comienzo de un intenso debate internacional sobre las causas y posibles soluciones del proceso global de desertificación.

## **ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS**

*"El suelo es uno de los bienes más preciosos de la humanidad. Permite la vida de los vegetales, de los animales y del hombre sobre la tierra."* Así comienza la Carta Europea de los Suelos instituida por el Consejo de Europa en 1989. Ya en la Biblia se concibe al suelo como fuente de vida y base de la supervivencia y superación del ser humano. Desde los primeros pasajes de El Génesis, la tierra, el suelo, quedó indisolublemente unido a la producción, la vida y a la misma esencia del hombre, comportando una filosofía de las relaciones entre la humanidad y el suelo que han determinado numerosas actitudes vitales imprescindibles en la comprensión de la historia reciente de gran parte de la humanidad.

Es necesario recordar que el suelo, base de todo lo viviente, lo es también de toda civilización y de toda cultura. Una cultura sin cuidado de lo que le permite ser, deja de ser en ese mismo instante culta. Mantener a los suelos es tan imprescindible como respirar o alimentarnos. Acaso por eso "humano" quiere decir "del humus", de la fracción fértil del suelo. Si éste desaparece, también desaparecerá el profundo significado de la palabra más crucial: humanidad. En palabras del expresidente de los Estados Unidos de América, Franklin D. Roosevelt: *"Una nación que destruye su suelo, se destruye a si misma"*.

Se ha dicho que la causa fundamental de la degradación de los suelos es el incorrecto uso que hacemos de los mismos, debido, en muchos casos, a la ignorancia, y en otros, probablemente la mayoría, a presiones sociales, económicas y políticas que obligan a un uso intensivo del suelo, no acorde con sus capacidades.

Desde que en el Neolítico, unos 7000 años antes de Cristo, en algún lugar entre el Ganges y el Mediterráneo, el hombre dejó de ser un mero recolector y se transformó en agricultor, comenzó a preocuparse por la calidad del suelo y a utilizar aquellas tierras donde la productividad de sus cosechas era mayor. Pronto además, el hombre se dio cuenta de que el cultivo continuado y el

mal uso del suelo, le empobrece, disminuyendo así su capacidad alimentaria y poniendo en riesgo su propia supervivencia. Pero desgraciadamente ni el hombre primitivo, ni la humanidad en su conjunto en muchas fases de su historia, comprendieron fácilmente la necesidad de mantener la capacidad productiva de los suelos que utiliza. Quizás no se comprendió que los suelos más que la riqueza de un pueblo, constituyen la vida misma de ese pueblo. El suelo es un recurso natural que el ingenio del hombre utiliza, para subvenir gran parte de sus necesidades vitales. De la manera como lo ha utilizado ha dependido su bienestar, y en gran medida su futuro, también descansa en la sagacidad y sabiduría con qué se sirva de él.

Se calcula que a nivel mundial, a través de su historia y por la intervención del hombre, se han perdido 20 millones de kilómetros cuadrados de tierras, superando los 15 millones que actualmente satisfacen las necesidades alimentarias crecientes de la población mundial. Puede decirse que en la actualidad estamos, más o menos deliberadamente, degradando a tasas crecientes y alarmantes, lo que representa la base para la supervivencia de las generaciones futuras.

Los tipos de degradación del suelo, son tan diversos como lo son las causas de las presiones sobre el mismo. La erosión que conlleva el arrastre por el agua o por el viento de las fracciones más finas y fértiles de los suelos, es uno de los tipos de degradación más frecuentes y de mayor gravedad, dada la irreversibilidad que representa. La rápida expansión del regadío en el transcurso de los últimos años ha traído consigo un notable deterioro de las propiedades de los suelos debido a la salinización. El mal manejo de los regadíos es el responsable de que aproximadamente medio millón de kilómetros cuadrados, una cuarta parte de las tierras agrícolas, estén envenenadas por la sal. La contaminación de las tierras por vertidos y efluentes procedentes de la creciente actividad industrial, energética y de transporte o por el masivo aporte de agroquímicos en una actividad agropecuaria cada vez más tecnificada y alejada de los ciclos naturales, es también la causa del deterioro del funcionamiento y productividad de extensas superficies de suelos, en otro tiempo fértiles. El sellado de los mejores suelos agrícolas por urbanizaciones, construcciones y otras obras de infraestructura, derivadas de una mala planificación territorial es otra de las causas importantes de la pérdida de los recursos edáficos.

Pero, ahora cabría preguntarse *¿porqué deliberadamente degradamos un recurso que es vital para la supervivencia de la propia humanidad? ¿cuáles son las causas que nos llevan a la degradación de los suelos y en última instancia a la desertificación de nuestro espacio vital?*

## **LAS CAUSAS DE LA DEGRADACIÓN DE LAS TIERRAS Y DE LA DESERTIFICACIÓN**

La naturaleza compleja y multifactorial de los agentes desencadenantes de la degradación de los suelos, los sistemas de explotación y la intensidad de la presión humana y animal que se ejerce sobre los ecosistemas que el suelo sustenta, son causas que amplifican las rigurosas condiciones físicas, especialmente las de la aridez y las sequías, lo que hace que exista una especie de retroalimentación positiva, que dificulta la separación entre las causas y los efectos del fenómeno de desertificación, ya que estos últimos, en la mayoría de los casos, son a la vez causas que agravan el proceso.

La sequía y en particular la irregularidad interanual y estacional de las precipitaciones es un destacado factor de desertificación y sin embargo no constituye lo esencial del proceso degradante. La causa fundamental de la desertificación es el mal uso y el abuso que el hombre hace del territorio, a veces condicionado por las sequías recurrentes. Pero debe quedar lo suficientemente



claro que sin las intervenciones humanas, los territorios y ecosistemas áridos y subhúmedos están dotados de la resiliencia necesaria para superar las crisis climáticas (López Bermúdez, 1996).

Se suelen citar frecuentemente como causas más directas de la intervención humana, que llevan a la desertificación, a las siguientes:

**La deforestación.** Los aclareos del monte para obtener terrenos aptos para la agricultura y el pastoreo, y la utilización del mismo como fuente de madera y combustibles, han sido actividades que el hombre ha realizado en el territorio desde tiempo inmemorial.

Sin embargo en los últimos años, y también como hemos visto en determinados episodios a lo largo de la historia, la degradación de los bosques se ha intensificado, por tres causas fundamentales:

- el incremento de la población que aumenta las demandas absolutas en estos sectores
- episodios de pobreza en amplias capas de la población, que ejercen una considerable presión sobre el monte, en una búsqueda desesperada de la supervivencia
- y, en los últimos años, la intensificación de la agricultura de tipo empresarial, las grandes haciendas ganaderas, la explotación irracional de maderas de calidad, las explotaciones mineras y petroleras, y determinadas obras públicas, como carreteras y embalses, todo ello apoyado en una debilidad institucional crónica y en una legislación insuficiente, cuando no claramente promotora de la deforestación

**El sobrepastoreo,** es una de las principales causas de desertificación y a los ganaderos se les culpó inicialmente del desastre del Sahel. El sobrepastoreo ocurre siempre cuando la densidad de rebaños supera la capacidad de carga de los pastizales. Cuando se supera esta capacidad de carga, se produce una degradación ambiental generalizada, que lleva finalmente al abandono de las zonas de pastoreo y a la desertificación. Las causas que llevan a los ganaderos a superar la capacidad de carga de sus territorios de pastoreo son múltiples y variadas, pero en general pueden sintetizarse también en:

- el incremento poblacional que significa sencillamente que haya más bocas que alimentar. Se ha calculado que en los países en desarrollo los pastizales sustentan, por término medio, tres veces más ganado que los del mundo desarrollado.

- Cambios en los modelos tradicionales de pastoreo, llevados a cabo por políticas gubernamentales que han primado los asentamientos fijos frente al nomadismo y la transhumancia. Con ello se han perdido las prácticas del pastoreo sostenible, incrementando la presión sobre el territorio y llevando a un considerable aumento de la degradación de los suelos y la vegetación. Esto es la desertificación.

- Las fuerzas del mercado y la competitividad comercial, han hecho necesario también un aumento de la carga ganadera, para hacer a las explotaciones económicamente rentables.

**La intensificación de los regadíos y la sobreexplotación de los acuíferos.** El regadío ha sido una práctica agrícola milenaria en las regiones áridas y semiáridas. Se estima que aproximadamente 600.000 kilómetros cuadrados de áreas regadas se encuentran salinizadas y en riesgo de desertificación, fundamentalmente como consecuencia de un mal manejo de los sistemas de riego y del uso de aguas de baja calidad. La presión demográfica una vez más, pero sobre todo en este caso, una intensificación de los sistemas agrícolas en aras de lograr altas rentabilidades a corto plazo y a cualquier coste, llevan a sobreexplotar acuíferos y a utilizar sistemas de riego, que si bien garantizan la rentabilidad inmediata de la actividad, las consecuencias a medio y

largo plazo son la salinización de los suelos, la pérdida de productividad de los cultivos, el consiguiente abandono de la actividad agrícola y la desertificación, lo que hace que últimamente se hayan alzado muchas voces, cuestionando la sostenibilidad de la agricultura de regadío.

**La sobreexplotación agrícola**, con la consiguiente degradación del suelo, del agua y de la cubierta vegetal, es una consecuencia del cambio de modelo económico y social de muchas sociedades de los países en desarrollo, que llevan a un cambio radical de uso de los suelos. Los sistemas agrícolas tradicionales desarrollados durante cientos de años, han sido en cierto modo conservacionistas e incorporan la idea de sostenibilidad, inherente al agricultor. Las demandas alimentarias de una población creciente, han forzado a los agricultores a aumentar la productividad, reduciendo los tiempos de barbecho o incrementando el área cultivada hasta ocupar zonas marginales, no aptas para el laboreo del suelo. Las consecuencias son siempre un descenso brusco de la fertilidad de los suelos, un aumento de la incidencia de los procesos erosivos, el abandono de las tierras y la desertificación. En otros casos podríamos hablar de una sobreexplotación especulativa, ocasionada por las exigencias de los mercados internacionales y la agricultura empresarial, la mayoría de las veces fomentada por segundos países que conceden ayudas a los países en vías de desarrollo, imponiéndoles métodos de cultivo, fertilizantes, semillas y maquinaria, no adaptados a las condiciones ambientales de los países receptores.

Si bien está claro que estos cuatro factores, han de considerarse como los cuatro pilares de la desertificación y que por tanto son las personas y las sociedades las que originan y aceleran los procesos, éstos no ocurren por accidente y cabría preguntarnos entonces ¿cuál es la causa del comportamiento humano que nos obliga a degradar nuestros propios recursos vitales? ¿porqué sobreexplotamos la tierra? ¿porqué deforestamos nuestros bosques? ¿porqué despilfarramos el agua?.

En la respuesta a estas cuestiones podrían estar las causas últimas de la desertificación y evidentemente tienen su origen en un crecimiento descontrolado de la población, en un crecimiento económico desordenado y sin desarrollo y en las muchas veces erróneas decisiones políticas de los gobiernos y de las agencias responsables de la ayuda internacional. Todo ello lleva a amplias capas de la población a la Pobreza, a la Ignorancia y a la Avaricia, que son a nuestro juicio las causas últimas del proceso de desertificación. Ya en el conocido Informe Brundtland de 1987, se resaltan las estrechas conexiones que existen entre pobreza, política internacional y deterioro ambiental, señalando que la pobreza en sí misma degrada los recursos naturales. Los que son pobres y están hambrientos destruyen su hábitat sólo para sobrevivir. Talan bosques, sobrepastorean, sobreutilizan tierras marginales y se hacen en cinturones de ciudades congestionadas, haciendo de la Pobreza uno de los mayores problemas ambientales globales de la actualidad. No es que los pobres tengan necesariamente una visión de corto alcance. Las comunidades pobres tienen a veces una sólida ética en lo referente a la ordenación de sus tierras tradicionales, pero lo débil y limitado de sus recursos, sus derechos de propiedad a menudo mal definidos y su escaso acceso a los mercados de crédito y seguros, les impiden invertir en protección ambiental en la medida en que lo desearían.

La Ignorancia entendida como pobreza de recursos culturales y carencia de cultura ambiental, la mayor parte de las veces fomentada por intereses políticos y económicos de los países desarrollados, es otro de los factores que en última instancia condiciona la desertificación. Además, los sistemas sociales y políticos llevan frecuentemente a una desigual distribución de los recursos y de la capacidad financiera y comercial, lo que provoca la Avaricia de los países

ricos frente a los recursos de los pobres, obligando a estos últimos a sobreexplotar sus propios recursos, muchas veces en aras de su propia supervivencia. Así, los países pobres e ignorantes son los principales implicados en el origen de la desertificación, a la vez que los más afectados por ella y los menos capaces de luchar contra la misma.

Podemos resumir todo lo anterior en los siguientes apartados:

**El crecimiento de la población.** El progreso de la humanidad, especialmente en el siglo pasado, ha posibilitado el crecimiento acelerado de la población mundial y naturalmente el aumento del consumo de recursos. En el año 2020 la población mundial superará los 8000 millones de habitantes y siempre se ha considerado que existe una relación estrecha y directa entre crecimiento de la población y degradación ambiental, simplemente porqué a mayor número de personas, mayor consumo de recursos y mayor generación de residuos.

Sin embargo para determinados sectores de opinión estas relaciones no son tan claras y consideran que las desigualdades existentes en la distribución y organización de la población y los recursos y el exceso de consumo en determinados sectores, son los responsables del deterioro ambiental, más que las cifras absolutas de humanos sobre el planeta. Hay que destacar a este respecto, que las últimas estimaciones cifran en 2.000 millones de personas, las que no tienen acceso al agua potable y padecen desnutrición y un peso inferior al normal, mientras que 1.200 millones, viven en la opulencia, sobrealimentadas y con graves problemas de sobrepeso.

Las **Políticas Nacionales** que prestan muy poca atención o demasiado tarde, a las necesidades colectivas y a las amenazas impuestas por el rápido incremento de la población. En muchos casos, se hace difícil por los gobiernos la aplicación de políticas de lucha contra la degradación del medio ya que van en contra de "derechos" muy arraigados a explotar los recursos y que tienden a beneficiar a los ricos e influyentes, a expensas de los más pobres.

Un **Sistema Económico Global** que explota los recursos de las regiones pobres en mucha mayor proporción de lo que les suministra.

La **Deuda Externa** de los países situados en aquellas regiones del mundo donde la desertificación se manifiesta con mayor crudeza, les fuerza y obliga a un comercio exterior de "facilidades financieras" que sobreexplotan sus, generalmente, frágiles recursos.

Las **Barreras Comerciales** impuestas por las naciones más ricas, hacen que las regiones más pobres tengan numerosas dificultades para la comercialización de sus productos en los mercados internacionales, metiendo aún más presión en sus sistemas ecológicos y productivos.

Una **Mala Política de Ayudas Económicas Internacionales**, que no sólo son insuficientes sino que en la mayoría de los casos atienden más a las prioridades de quienes dan la ayuda que a las necesidades de quienes la reciben.

Un **Crecimiento Económico** desordenado que provoca drásticos cambios de uso del suelo y de modelos de aprovechamiento del territorio a favor de actividades generadoras de divisas a cualquier precio, rupturas de los mercados tradicionales y de las costumbres sociales, adopción de tecnologías foráneas y poco adecuadas a las condiciones locales, etc.

Muchas veces se ha argumentado también, que la desertificación en los países en vías de desarrollo es frecuentemente una consecuencia del abuso de los bienes de propiedad comunal, el conocido concepto de la **Tragedia de los Comunes**.

## LOS EFECTOS DE LA DESERTIFICACIÓN

De todo lo dicho hasta ahora, parece fácil deducir que la desertificación al implicar una degradación irreversible de los recursos vitales de la especie humana, engendrará siempre más pobreza, miseria y marginación social, en una suerte de espiral macabra de hambre y desnutrición. La pobreza extrema de las poblaciones que viven en los territorios afectados por la desertificación es una de las consecuencias y a su vez una causa, como ya hemos dicho, más importantes del proceso. Un 60% de los 780 millones de personas consideradas como "las más pobres de los pobres" viven en áreas afectadas por la desertificación. El resto lo hace en asentamientos de inmigrantes en los cinturones de pobreza que rodean a las ciudades más superpobladas del planeta. La pobreza y sus secuelas de inestabilidad y deterioro de las condiciones de vida, fuerzan a las personas a emigrar. Si el medio no nos permite vivir con dignidad, ni satisfacer nuestras necesidades más elementales, nos vemos obligados a movernos y a buscar el sustento en otra parte.

Es verdad que muchos problemas migratorios se originan por causas políticas, sociales o ideológicas, pero ¿no es más cierto, si indagamos a fondo, que la pobreza y la esquilmación de los recursos naturales, son la auténtica raíz de tanta tensión e inestabilidad? La desertificación es pues, origen de movimientos transfronterizos y transcontinentales, que fuerza a la población habitante de las áreas vulnerables, marginada por la pobreza y la degradación ecológica, a buscar mejores condiciones de vida en las ciudades, en otras regiones u otros países, donde es muy posible que se produzcan, posteriormente, tensiones sobre los entornos sociales y naturales.

Los efectos de la desertificación se hacen sentir tanto en los países del Sur como en los del Norte. La diferencia estriba en que en los primeros se muestra a través de la degradación del suelo, la pérdida de biodiversidad, el empobrecimiento de las poblaciones y la emigración, mientras que en los segundos se hace patente por la presencia de inmigrantes, con frecuencia no deseados. En la Biblia se dice que la tierra prometida está siempre más allá del desierto. Pero detrás del desierto la tierra prometida no está tan clara. Al problema del desarraigo deben añadirse, a la llegada, otros más serios de pobreza, incomprensión e insolidaridad.

Está claro que la emigración no es tampoco un problema nuevo. Todos somos emigrantes o descendientes de emigrantes desde que nuestros ancestros comunes salieron del África Oriental. Las emigraciones pues, han existido desde tiempo inmemorial y han sido parte integral de la evolución humana y del intercambio cultural. Este país si ir más lejos, fue poblado por emigrantes de otros territorios más o menos próximos, tradicionalmente hemos sido un país de emigrantes y en tiempos más actuales estamos siendo anfitriones de una fuerte corriente migratoria que tiene su origen en los territorios africanos más directamente afectados por la desertificación, la pobreza, la marginalidad y la inestabilidad sociopolítica. Como a diario nos revelan los medios de comunicación, estamos viviendo en nuestra propia puerta la cara más oscura de la desertificación. Es importante resaltar aquí que uno de los derechos fundamentales de las personas es la libertad de movimientos, cuyo corolario sin duda, debe ser el "derecho a permanecer".

Hemos entrado en el nuevo milenio, arrastrados por una poderosa ola de cambios cuyas manifestaciones múltiples son todavía difíciles de comprender. La nueva geopolítica no está ya dictada por la polaridad Este-Oeste. Debemos resaltar que el medio ambiente es una variable de una serie de factores políticos, étnicos y económicos que pueden traer disensiones civiles y violencia. La evidencia de una correlación entre la pobreza, la desertificación y las distintas formas de conflictos es manifiesta en las regiones áridas y semiáridas. El factor común es el

proceso de exclusión de grupos vulnerables, que son presa del sufrimiento y de la opresión, y que, al mismo tiempo, dependen de frágiles ecosistemas en tensión.

## LA LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN

Si tenemos en cuenta los efectos del proceso de desertificación, no sólo en lo que significa de destrucción de recursos naturales vitales para la supervivencia de la humanidad como son el agua, los suelos y los bosques, sino sobre todo, las tragedias humanas normalmente asociadas a ella, es fácilmente comprensible que la lucha contra este problema ambiental debe ser una tarea prioritaria, adoptando un compromiso activo de solidaridad, de toda la sociedad, de todos los gobiernos e individualmente de cada uno de nosotros.

No hay soluciones simples y generales para combatir la desertificación. Lo que puede hacerse varía de un lugar a otro, en función de su situación geográfica, de sus características ambientales y de sus circunstancias económicas, sociales y culturales. Existe el conocimiento científico-técnico suficiente para frenar el deterioro de los suelos, la destrucción de la vegetación, y la degradación de la calidad del agua. Sin embargo son las propias instituciones humanas, los hábitos y costumbres, la situación social y la economía, la forma de gobierno y una cierta actitud sesgada de entender nuestras relaciones con la naturaleza y sus recursos, las que impiden muchas veces, que el hombre ponga freno al deterioro ambiental de nuestro planeta.

La lucha contra la desertificación comenzó casi tan rápidamente como la población y, en algunos casos los gobiernos, tomaron conciencia del problema a raíz de la tragedia del Africa subsahariana y Mr. Tolba, Director General del Programa de Las Naciones Unidas para el Medio Ambiente anunció pomposamente, en 1977 que: *"están disponibles los medios tecnológicos y los conocimientos científicos necesarios para combatir la desertificación"*. En estas mismas fechas, la Conferencia Mundial de la FAO, concluía que: *"todos los gobiernos del mundo deben adoptar el reto de que en la próxima década ningún niño se irá a la cama con hambre, ninguna familia temerá por el pan de cada día y ninguna persona verá disminuidas sus capacidades por malnutrición"*. Después de más de 30 años el reto está cada vez más lejos de cumplirse. La dependencia alimentaria del Tercer Mundo ha empeorado, el número de hambrientos no ha disminuido sino que ha aumentado, la población de los países en desarrollo ha crecido en un 20%, mientras se destruían el 15% de las tierras cultivables.

Los gobiernos preocupados por su propia supervivencia política, se contentan con promover rápidos crecimientos sin desarrollo, que no hacen sino acelerar el proceso de degradación ambiental y social. La lectura de lo que se ha hecho hasta ahora en la lucha contra la desertificación, no puede ser sino pesimista. A pesar de la cantidad de esfuerzo, tiempo y dinero que en los últimos años se ha invertido en combatir la desertificación, el problema se ha incrementado. Las razones de este fracaso son varias, y además de una falta clara de cultura ambiental, podemos citar las siguientes:

- Las acciones de lucha han sido dirigidas más a las consecuencias que a las causas del problema.
- No se ha combatido la desertificación en el contexto del desarrollo económico, teniendo en cuenta los problemas de geopolítica que afectan al comercio mundial, la deuda externa, las facilidades financieras y la reducción de la ayuda internacional.
- En general ha habido una clara falta de comunicación entre los recursos que se gastan y los problemas reales de la población.

- Además ha habido por lo general un mal planteamiento de los Programas de Desarrollo y de Lucha, de tal manera que muchos de ellos al despreciar los sistemas de vida tradicionales de las poblaciones afectadas, han creado problemas más serios que las condiciones originales, ya que la mayoría tienden a una homogeneización de la cultura y a crear un estilo de vida occidental en aras de la modernización: "Ser como ellos" es el ideal.

Felizmente la situación parece estar cambiando y la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, ratificada ya en la actualidad por casi todos los países del mundo, pretende dar un vuelco a la situación. Revertir la degradación de las tierras y la desertificación y mitigar la **pobreza**, son dos objetivos que van de la mano. Ambos suponen mejorar la seguridad alimentaria, educar y capacitar a las personas, fortalecer las capacidades de las comunidades locales y movilizar a las organizaciones no gubernamentales. Los Programas de Ayuda Internacional al Desarrollo, han de basarse en el desarrollo participativo, con una amplia participación de las comunidades locales y de sus conocimientos de los métodos tradicionales de uso del territorio. Además la participación local en la planificación y toma de decisiones es un elemento esencial de educación para consolidar las capacidades locales. Los países donantes, deben tomar en consideración su papel de países desarrollados en relación con sus capacidades para explotar los recursos de los más pobres. El desarrollo de un comercio justo y sostenible, el reconocimiento de la llamada deuda ecológica en relación con la deuda externa del tercer mundo, son algunos principios en los que ha de basarse un mundo más solidario y un nuevo orden económico globalizado.

La **educación** de las poblaciones afectadas es un factor fundamental en el control de la desertificación. La educación implica siempre cultura y la cultura facilita la aplicación de políticas sostenibles. A las poblaciones con cierto nivel de educación es más difícil imponerles regímenes políticos totalitarios y corruptos, es más fácil fomentar en ellas la cultura ambiental y el amor a la tierra y son más conscientes de su papel en el entorno en el que viven.

Sin embargo todo ha de reducirse a generalizar un cambio de actitud en la manera de entender las relaciones entre las actividades humanas y el medio en el que éstas se realizan. Una nueva actitud que ponga menos énfasis en el productivismo y el consumismo. Una nueva actitud que se preocupe por la conservación de los recursos y por una más igualitaria distribución de la renta y del trabajo. Y en definitiva una nueva conciencia global sobre la necesidad de erradicar de entre nosotros la pobreza, la ignorancia y la avaricia, causas indirectas como dijimos al principio de la desertificación. La globalización de este problema no es un hecho que debamos admitir como irremediable. Como hemos visto sus causas pueden ser naturales, pero en la mayoría de los casos no lo son. En consecuencia está en nuestras manos frenar su avance. Es nuestra obligación y un deber ético.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Banco Mundial (1992).- *"Desarrollo y Medio Ambiente"*. Oxford Univ. Press, 300 p.
- Brown, L.R., Flavin, C. and French, H. (1999).- *"La situación del mundo"* WorldWatch Institute, Icaria Ed. S.A., Barcelona, 487 p.
- Brown, L.R., Flavin, C. and French, H. (2000).- *"La situación del mundo"* WorldWatch Institute, Icaria Ed. S.A., Barcelona, 448 p.
- CCD (1995).- *"Introducción a la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación"*. UNEP-PNUMA.

- Conacher, A.J. and Sala, M. (1998).- "*Land degradation in Mediterranean environments of the world. Nature and extents, causes and solutions*" John Wiley and Sons, Chichester, 491 p.
- FAO (1983).- "*Mantengamos viva la tierra: Causas y remedios de la erosión del suelo*". Boletín FAO n° 50, Roma, 78 p.
- Ibáñez, J.J., Valero Garcés, L. Y Machado, C. (1997).- "*El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación*" Geoforma Ed., Logroño, 478 p.
- Lahmar, R. (1998).- "*Des sols et des hommes*" Editions Ch. Leopold Mayer, París, 118 p.
- López Bermúdez, F. (1996).- "*La degradación de tierras en ambientes áridos y semiáridos. Causas y consecuencias*". En "Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales". T. Lasanta y J.M. García Ruiz Eds. Geoforma Ed. Logroño, pp.51-72.
- Mannion, A.M. and Bowlby, S.R. (1992).- "*Environmental issues in the 1990s*". John Wiley and Sons., Chichester, 348 p.
- MMARM (2008).- "*Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND)*".  
- Agosto2008.  
[http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desertificacion/programa\\_desertificacion/pdf/PAND\\_agosto\\_2008.pdf](http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desertificacion/programa_desertificacion/pdf/PAND_agosto_2008.pdf)
- Puigdefábregas, J. and Mendizábal, T. (1995).- "*Desertifications and Migrations*". Geoforma Ed., Logroño, 322 p.
- Rochette, R.M. (1989).- "*Le Sahel en lutte contre la Desertification. Leçons d'expériences*". Verlag, RFA, 592 p.
- Rodríguez Rodríguez, A., Jiménez, C.C. and Tejedor, M.L. (1998).- "*The soil as a strategic resource: Degradation processes and conservation measures*". Geoforma Ed., Logroño, 479 p.
- Tato, K, and Hurni, H. (1972).- "*Soil conservation for survival*". Soil and Water Conservation Soc., 420 p.
- Thomas, D.S.G. and Middleton, N.J. (1994).- "*Desertification. Exploding the myth*". John Wiley and Sons, Chichester, 194 p.



# LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS ÁCIDOS POR LABOREO Y SU REMEDIACIÓN MEDIANTE LAS ENMIENDAS Y EL MANEJO ALTERNATIVO

**P. González-Fernández<sup>1</sup>, R. Ordóñez-Fernández<sup>1</sup>, J. Jorrín-Novo<sup>1</sup>, I. Mariscal-Sancho<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> IFAPA, *Centro Alameda del Obispo, Junta de Andalucía. Apartado 3092. 14080 Córdoba.*  
pedro.gonzalez.fernandez@juntadeandalucia.es

<sup>2</sup> ETSI Agrónomos. *Univ. Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid.*  
i.mariscal@upm.es

## INTRODUCCIÓN

Los suelos ácidos del Oeste y Sur-Oeste de España se han degradado por la acción humana. Estos frágiles suelos han experimentado una pérdida de materia orgánica y nutrientes, una disminución de su porosidad y una elevación de los niveles de Al tóxico que los ha vuelto menos productivos (Espejo, 1993, Mariscal et al. 2005). La menor fertilidad del suelo ha obligado a la disminución o incluso abandono de su uso agrícola y a su reconversión en praderas naturales de baja producción y calidad forrajera, invadida con frecuencia por matorral. Sin embargo, dada la pluviometría del área, el potencial productivo de pastos y forrajes es alto. El objetivo de este ensayo de larga duración es estudiar los mejores métodos para recuperar e incrementar la fertilidad de los suelos utilizando subproductos encalantes y con ello, mejorar las producciones y calidad de los pastos y forrajes.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Los ensayos con los subproductos enmendantes se han realizado en un suelo de “raña” clasificado como Plinthic Palexerult (Soil S. S, 1999) situado en Cañamero (Cáceres) a 620 m de altitud. La pluviometría media de la zona es de 783 mm y una evapotranspiración potencial estimada en 798 mm. Las principales características del suelo utilizado en el ensayo se recogen en la tabla 1:

Horizonte	pH		M.O.	Ac	Al	Gravas
	agua	C l <sub>2</sub> Ca	%	%	ppm	%
Ap (0-18)	5.07	4.28	3.9	8.3	0.93	33
AB(18-45)	5.18	4.35	0.6	17.7	1.05	31
Bt1(45-77)	4.67	4.12	0.4	44.3	2.07	24

Tabla 1. Características principales del perfil del suelo utilizado para el ensayo



Para el estudio del efecto de las enmiendas se estableció un ensayo de larga duración y otro con objeto de evaluar la viabilidad del manejo del suelo mediante las técnicas de siembra directa (SD) como alternativa al laboreo convencional (LC); ambos con un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones. Se elevó el pH del horizonte Ap hasta un pH de 6,3. Para ello ha sido necesario utilizar 7´4 t/ha de espumas de azucarería (tratamiento E). Se ha mantenido un tratamiento control (O) que no ha recibido enmienda alguna. Todas las parcelas han sido abonadas con fertilizantes NPK, que en ningún caso aportaron calcio ni magnesio. El seguimiento de las evaluaciones del pH se ha realizado con múltiples muestreos del horizonte Ap de las parcelas. El pH se ha medido en una suspensión 1:2´5 de agua destilada o solución de Cloruro Cálcico 0´1 M. Los muestreos para realizar el estudio de la población de oribátidos se realizaron en Marzo mediante la extracción de suelo inalterado con cilindros de 26´4 cm<sup>2</sup> de superficie y 10 cm de altura y posterior conservación en cámaras frigoríficas hasta su extracción por el sistema del embudo de Berlese-Tullgreen.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cultivo y la fertilización sin aportar calcio ni magnesio en las parcelas control provoca, entre otros efectos, una gradual acidificación del horizonte labrando que empeora la ya deteriorada calidad del suelo reduciendo las producciones. La acidez de estos suelos aumenta y a partir de los 1200 días después del encalado sus pH medidos en agua y en cloruro potásico son siempre inferiores al pH de los pastizales naturales no alterados. Los suelos encalados con espumas de azucarería muestran en sus primeros 858 días después del encalado un incremento progresivo de su pH. A continuación comienza un proceso de acidificación, que al cabo de unos 9 años hace descender el pH promedio por bajo de los valores límites de 5´5 en agua y 4´6 en Cl<sub>2</sub>Ca. La respuesta de los cultivos a la mejora de los suelos ácidos mediante el empleo de espuma de azucarería estimada mediante la comparación de las producciones con la producción en las parcelas control o sobre el pastizal natural son muy elevadas. La media de 7 campañas multiplica por 2.36 las producciones de la parcela control y duplica la biomasa cosechada en los pastos naturales. La viabilidad económica de estas enmiendas ha sido demostrada. González et al. (2005) al estudiar los cultivos comerciales realizados entre los años 2002 y 2005 estimaron que en uno o dos años los agricultores pueden recuperar las inversiones realizadas para mejorar la calidad de los suelos mediante las enmiendas. Las mejores condiciones físicas y químicas que produce el encalado favorece la actividad de los microorganismos del suelo y con ello la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS). En nuestro caso, no se ha notado dicho descenso, bien por la mayor cantidad de restos de biomasa producidos gracias al aumento de la fertilidad de los suelos, o bien por los niveles relativamente bajos del pH en los suelos mejorados. Los primeros datos sobre el comportamiento de la SD parecen apuntar un ligero descenso de las producciones en SD; quizás debido a un peor desarrollo inicial de los cultivos. Se ha iniciado el estudio de las poblaciones de oribátidos como indicadores de la fertilidad de los suelos. La estructura de las comunidades de oribatidos de la pradera se caracteriza por una riqueza y abundancia de *Brachyphylina* próxima al 100 %, donde *Oribatula (Zygorubatula) exarata* es fuertemente dominante. De forma general, se reconoce que la intensificación del cultivo declina la abundancia de oribatidos (Arroyo et al., 2005, Minor y Cianciolo, 2007). El labrado, fertilización mineral

y corrección de la acidez del suelo no causaron efecto negativo en los parámetros de riqueza y abundancia. La diversidad alfa no varió en el ensayo de cultivo SD durante dos años y en la experiencia de cultivo de larga duración los parámetros de riqueza y equidad se multiplicaron 1.9 y 2.0 veces. La relación directa existente entre la duración del ensayo y mejora de la diversidad concuerda con el postulado de adaptación lenta y progresiva de las poblaciones de oribatidos a la mejora del medio edáfico.

## CONCLUSIONES

El laboreo continuo de los suelos ácidos del Oeste y Sur Oeste de España incluso con abonados NPK deterioran aún más el suelo. Las enmiendas con espuma de azucarería junto con las correcciones nutricionales adecuadas permiten una producción de forrajes rentable y el suelo no se deteriora sino que mejora su fertilidad y aumentan la biodiversidad. El estudio de la viabilidad de los sistemas de manejo de suelo en siembra directa SD como alternativa al laboreo convencional precisa de un periodo más prolongado de tiempo que dos simples campañas agrícolas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Soil Survey Staff. 1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA handbook 436. U. S. Govern.
- Espejo, R. (1993) Factores limitantes de la productividad en las formaciones tipo raña de Extremadura central. En Pinilla, A. (Ed.). La raña en España y Portugal. Monografía nº 2. CCMA, CSIC 337-380.
- Mariscal, I., Peregrina, F., Terefe, T., González, P. y Espejo, R. (2005). Evolución de algunas propiedades físicas relacionadas con la calidad del suelo en ecosistemas de raña. En Jiménez, R. y Alvarez, A.M. (Eds.). Control de la degradación de suelo. U.A. Comunicaciones: 139.-143.
- Arroyo, J., Iturrondobeitia, J.C., Rad, C., González-Carcedo, S. Oribatid mite (Acari) community structure in stepic habitats of Burgos Province, Central Northern Spain, J. Nat. Hist. 39 (2005) 3453-3470.
- Bedano, J.C., Cantú, M., Doucet, E. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to natural soil, Appl. Soil Ecol. 32 (3) (2004) 293-304.
- González, P., Ordóñez, R., Mariscal, I., Peregrina, F. (2007). Viabilidad de las enmiendas con espuma de azucarería, yesos y calizas magnesianas en los suelos de raña del Sur Oeste de España. En: Bellinfante, N. y Jordán, A. (Eds.) Tendencias actuales de la Ciencia del Suelo. Sevilla. 432-437.
- Albuquerque, J.A., Bayer, C., Ernani, P.R. and Fontana, E.C. (2000). Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo bruno afetadas pela calagem. Rev. Bras. Cienc. Solo 24:295-300.
- Minor, M.A., Cianciolo, J.M. (2007) Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. Appl. Soil Ecol. 35 (1) 140-153.



# **APLICACIÓN DEL MÉTODO DE LA HUELLA PARA LA DETERMINACIÓN DEL ORIGEN DE SEDIMENTOS EN SUSPENSIÓN**

**L. Iglesias, M.T. Barral, F. Díaz-Fierros**

*Dpto. Edafología e Química Agrícola, Fac. Farmacia, Universidade de Santiago  
15782 Santiago de Compostela, España. luz.iglesias@usc.es*

## **INTRODUCCIÓN**

Walling et al (1999) han desarrollado el método de la huella que permite establecer el origen de los sedimentos en suspensión (SS) en una cuenca fluvial, superando las limitaciones que suelen presentar las técnicas tradicionales (Peart y Walling, 1988). En este trabajo, se ha tratado de aplicar este método en dos subcuencas fluviales del NO de Galicia, que presentan geologías homogéneas, pero contrastadas entre sí. El objetivo es determinar si este método puede ser aplicado en esta área geográfica para cuantificar el aporte de cada área fuente potencial.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se han estudiado la subcuenca de la cabecera del río Anllóns, que discurre sobre esquistos, y la cuenca del río Grande, afluente del anterior, situada íntegramente sobre gabros. En los puntos de cierre de cada cuenca se tomaron en 10 periodos de crecidas muestras de SS en ambas cuencas. Por otra parte, se tomaron 120 muestras de suelo (0-2 cm), subdivididas en base a la cuenca de origen y uso del suelo (forestal, cultivo, prado, borde de río y talud). Para facilitar la comparación directa de suelos y sedimentos, los análisis se realizaron en la fracción < 0,063 mm, que es la que predomina en los SS. Se realizaron análisis texturales, susceptibilidad magnética, propiedades relacionadas con el comportamiento de la materia orgánica, elementos generales y traza, aplicando un análisis estadístico Kruskal-Wallis para seleccionar aquellas propiedades que muestran diferencias entre los grupos de suelos. Posteriormente, se aplicó un análisis multivariante discriminante por pasos, basado en la minimización de lambda de Wilks, a las propiedades previamente seleccionadas, identificando las propiedades que permiten una mayor diferenciación entre grupos y, de este modo, el mejor conjunto de propiedades que han de ser consideradas en el cálculo de la huella y así distinguir las posibles fuentes de los SS (Walling et al 1999).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

El análisis estadístico Kruskal-Wallis o *H*-test permitió excluir las propiedades que no permitían diferenciar los usos de los suelos en cada subcuenca. En el caso de la subcuenca del río Anllóns las propiedades desestimadas fueron limo grueso, Cl, Cr, Ti, Fe, As y Pb, en la subcuenca del río Grande únicamente se excluyó el limo grueso. El análisis multivariante discriminante posterior seleccionó un conjunto de propiedades que permitían una clara diferenciación en cada subcuenca entre los grupos de suelo preestablecidos. En el caso de la subcuenca del río Anllóns las propiedades seleccionadas fueron susceptibilidad magnética, P biodisponible, materia orgánica, arcillas gruesas,

Al, Zr y Ca totales; en la subcuenca del río Grande el contenido de materia orgánica, P biodisponible, Al no cristalino, Zr, S, P, Al y Pb totales se consideraron las propiedades que permitían una mayor discriminación entre grupos de suelos. Estas propiedades fueron utilizadas en la ecuación

desarrollada por Walling et al (1999) para el cálculo de la huella:  $R_{es} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_{ssi} - (C_{si} P_s)}{C_{ssi}} \right)^2$ ,  $C_{ssi}$  es

la concentración media de la propiedad  $i$  en los sedimentos en suspensión;  $C_{si}$  la concentración media de la propiedad  $i$  en cada grupo de suelos y  $P_s$  la proporción relativa de cada grupo fuente

y cuyas condiciones son:  $0 \leq P_s \leq 1$  y  $\sum_{s=1}^n P_s = 1$ .

Los resultados obtenidos muestran que, en la subcuenca del río Anllóns, las áreas que suministran mayoritariamente SS son los bordes de los ríos (80 %), y los taludes y bordes de carretera (20%). En la subcuenca del río Grande los SS provienen principalmente de los suelos de prado (65%) y los suelos forestales (35%). Las diferencias entre ambas cuencas se atribuyen a las diferencias en la geología, manejo y nivel de protección del suelo. La subcuenca del río Anllóns se sitúa sobre esquistos, un material poco erosionable, con un paisaje en mosaico y el uso de ripisilva como límite entre fincas, que impide el arrastre de los suelos al río; en la subcuenca del río Grande los suelos dedicados a uso forestal o prados, hasta el borde del río sin apenas protección de ripisilva.

## CONCLUSIONES

El método de la huella pudo ser aplicado con éxito en la determinación del origen de los SS de las cuencas estudiadas, demostrando que la topografía y proximidad del área fuente son factores clave que determinan que los materiales erosionados alcancen los cauces fluviales.

## BIBLIOGRAFÍA

- Peart, M.R., Walling, D.E. (1988). Techniques for establishing suspended sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. Sediment Budgets (eds M.P. Bordas and D.E. Walling), pp. 269-279, IAHS Publication 174, IAHS Press, Wallingford, UK.
- Walling, D.E., Owens, P.N. Leeks, G.J.L. (1999) Fingerprinting suspended sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. Hydrological Processes 13, 955-975.

# LA ESTACIONALIDAD DE LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO BAJO CUBIERTA DE *PINUS HALEPENSIS*

M.B. Bodí<sup>1,2,3</sup>, S.H. Doerr<sup>3</sup>, J. Mataix-Solera<sup>2</sup>, A Cerdà<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, 46010- València. merche.bodi@uv.es

<sup>2</sup> GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, 03202- Alicante. jorge.mataix@umh.es

<sup>3</sup> School of the Environment and Society, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8P, UK. s.doerr@swansea.ac.uk

<sup>4</sup> Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, 46010- València. artemio.cerda@uv.es

## INTRODUCCIÓN

La repelencia de los suelos ha pasado de ser un tema de estudio anecdótico a aportar información relevante sobre la hidrología de los suelos de cualquier zona climática del mundo (Doerr et al., 2006). En los suelos calcáreos mediterráneos existe cierto grado de hidrofobicidad, aunque es más débil que en suelos ácidos con texturas arenosas (Mataix-Solera, 2004). Esta hidrofobicidad está relacionada con la especie vegetal presente, especialmente árboles de hoja perenne, con resinas y aceites como los pinos (Cerdà y Doerr, 2005; 2007). También se ha comprobado que los incendios forestales inducen hidrofobicidad en el suelo (Doerr et al., 2000). Según el contenido de humedad del suelo, la repelencia al agua varía temporalmente, y por ello se ha propuesto la existencia de un umbral en que los suelos pasan de hidrofóbicos a hidrofílicos y a la inversa, aunque la velocidad de estos cambios es todavía incierta (2003; 2005).

El objetivo de este trabajo es estudiar los cambios estacionales en la hidrofobicidad del suelo bajo cubierta de *Pinus halepensis* en condiciones climáticas Mediterráneas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para ello, se ha realizado un muestreo mensual en dos áreas en la Sierra de Enguera (suroeste de la provincia de Valencia) afectadas por un incendio forestal hace 20 años. El trabajo de campo ha consistido en la medida *in situ* de la persistencia de la hidrofobicidad utilizando el método del Water drop Penetration Time (WDPT). Las medidas se realizaron en 5 puntos bajo cubierta de *Pinus halepensis* (con 10 gotas por punto) en la superficie del suelo y a 1 cm de profundidad. Se midió la humedad en laboratorio y mediante el método gravimétrico.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados indican que bajo cubierta de pino existe hidrofobicidad y que su evolución temporal está controlada por el contenido de humedad del suelo. En general, la hidrofobicidad disminuye con el aumento de la humedad del suelo, aunque la variabilidad es muy elevada debido a la existencia de zonas secas (y por tanto más hidrofóbicas) y con hongos durante los periodos húmedos. Según esta investigación hay un umbral del 50 % de humedad a partir del cual todas las muestras son hidrofílicas. Sin embargo este umbral es mucho más alto de los indicados en la literatura. Hasta

este límite queda un amplio rango de variables, como pueden ser la profundidad o el contenido de materia orgánica, que controlan la persistencia de la hidrofobicidad.

En los meses de Agosto y Septiembre de 2008 cuando no hubo precipitación durante cuatro semanas (con menos de 15% de humedad del suelo) prácticamente todas las muestras son hidrofóbicas, con una persistencia de las gotas sobre el suelo que llegó a superar los 300s. Esta repelencia al agua es puntual y puede que no sea decisiva en las tasas de escorrentía pero influye en la humedad del suelo y su distribución. Además afecta también a la germinación y reestablecimiento de la cubierta vegetal tras un incendio, y a la nutrición vegetal.

## CONCLUSIONES

Se concluye que la repelencia al agua de los suelos bajo *Pinus halepensis* existe a pesar de ser suelos calcáreos y que tiene una dinámica estacional fruto de los cambios en la humedad del suelo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Cerdà, A., Doerr, S. (2005). The influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an eleven-year research. *International Journal of Wildland Fire*, 14 (4), 423-437.
- Cerdà, A., Doerr, S.H. (2007). Soil wettability, runoff and erodibility of major dry-Mediterranean land use types on calcareous soils. *Hydrological Processes*, 21, 2325-2336. (doi: 10.1016/j.catena.2008.03.010)
- Doerr S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Rev.*, 51, 33-65.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Dekker, L.W., Ritsema, C.J. (2006). Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land use types in a humid temperate climate. *European Journal of Soil Science*, 57, 741-754.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in south-eastern Spain. *Geoderma*, 118 (1-2), 77-88.

# EVALUACIÓN DE LA RESTAURACIÓN DE ACTIVIDADES EXTRACTIVAS MEDIANTE EL USO DE ORTOFOTOIMÁGENES

V. Carabassa<sup>1</sup>, D. Sánchez<sup>1</sup>, E. Serra<sup>2</sup>, O. Ortiz<sup>1,3</sup>, JM. Alcañiz<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Edifici C. Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra. v.carabassa@creaf.uab.es

<sup>2</sup> Àrea d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

<sup>3</sup> Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra.

## INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras nos permiten satisfacer las necesidades de recursos minerales, áridos para la construcción y otras materias primas imprescindibles para la vida cotidiana y el progreso de nuestra sociedad, si bien el proceso extractivo conlleva toda una serie de afecciones al medio ambiente que se manifiestan en forma de diversos impactos ambientales desde el comienzo de la explotación. La recuperación de las zonas afectadas y la protección de los ecosistemas alterados durante los trabajos de extracción son obligatorias legalmente en toda España y estas competencias están transferidas en varias Comunidades Autónomas.

Es la administración competente quién se encarga de evaluar estas restauraciones y, en el caso que dicha evaluación sea positiva, devolver las fianzas depositadas por las empresas extractivas. Por lo tanto, la existencia de una metodología de evaluación de las restauraciones se convierte en una necesidad básica para garantizar la correcta restauración de las zonas degradadas por las actividades mineras y, consecuentemente, para retornar a las empresas los depósitos.

En este contexto, los sistemas de información geográfica constituyen una herramienta muy potente, ya que permiten obtener datos del territorio sin necesidad de desplazamiento, lo cual supone una ventaja importante, dada la magnitud del sector extractivo en España. La creación de una metodología de evaluación de las restauraciones apoyada en el uso del SIG supondría una ventaja importante para la administración competente, ya que permitiría complementar, o en algunos casos incluso suprimir, las visitas de campo de los inspectores, mejorando y agilizando el proceso de evaluación y de retorno de las fianzas.

Existen antecedentes de la aplicación de imágenes satelitales para la evaluación de la restauración de actividades extractivas (Bonifazi *et al*, 2003). Estas imágenes pueden tener una alta resolución temporal y espectral, hecho que las hace interesantes para el objetivo propuesto. Sin embargo, su baja resolución espacial y su elevado coste dificultan la aplicación en superficies de pequeña o mediana magnitud como pueden ser las zonas restauradas en actividades extractivas. Estas carencias no existen en las ortofotoimágenes de alta resolución, aunque la resolución temporal y el número de canales disponibles suelen ser menor que en las imágenes satelitales.

El presente trabajo pretende crear un índice de calidad de zonas restauradas a partir del análisis del espectro visible disponible en ortofotoimágenes, contrastado con medidas de campo.



## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se han utilizado ortofotoimágenes 1:5000 en color, facilitadas por el Instituto Cartográfico de Cataluña, para el análisis espectral de diversas zonas restauradas de actividades extractivas ubicadas en las comarcas del Garraf y el Baix Llobregat (Barcelona). Se ha procedido a un análisis estadístico de los valores obtenidos para los tres canales del espectro visible en una selección de zonas restauradas de diversa tipología y grado de revegetación. Se han establecido controles en una selección de áreas denudadas, que se encuentran en estado de explotación, y en una selección de zonas naturales no explotadas, colindantes con las actividades extractivas.

Paralelamente se ha procedido a tomar datos de campo en las zonas restauradas seleccionadas y en las zonas no explotadas. Los parámetros medidos en estas zonas han sido: recubrimiento vegetal, densidad de arbustos, y densidad y altura media de los árboles.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Los resultados preliminares obtenidos indican una discriminación de los valores espectrales en los tres canales del visible para las zonas denudadas y para las no explotadas, entre las cuales se obtienen diferencias significativas. Las firmas espectrales para las zonas restauradas se sitúan en el rango constituido por las medias de los controles para los diferentes canales analizados. A falta de resultados definitivos, los valores espectrales obtenidos en las zonas restauradas parecen correlacionarse con el grado de avance de la restauración, aproximándose a los de las zonas no explotadas en aquellas restauraciones que se encuentran en estadios avanzados y a los de las áreas explotadas en aquellas que se encuentran degradadas o donde recién se ha extendido la tierra vegetal y no existe cubierta herbácea.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Bonifazi G., Cutaia L., Massacci P., Roselli I. (2003) Monitoring of abandoned quarries by remote sensing and in situ surveying. *Ecological Modelling*, 170: 213-218.

# ESTUDIO DE LA TOXICIDAD DE ESTERILES MINEROS MEDIANTE BIOENSAYOS CON *L.satíva*.

V. González, M. Simón, I. García, J.A. Sánchez, F. del Moral, S. de Haro

Dpto. de Edafología y Química Agrícola Escuela Politécnica Superior. Universidad de Almería. vga220@ual.es

## INTRODUCCIÓN

Las operaciones relacionadas con la minería (molienda, fundición, refinado...) generan gran cantidad de residuos que, cuando se van acumulando en superficie sin ningún tipo de control, constituyen un importante foco de contaminación. Nuestro objetivo es analizar la contaminación y su dispersión en un clima seco como el que afecta a la provincia de Almería, así como evaluar la toxicidad de las escorias mineras y suelos mediante bioensayos con semillas de *L.satíva*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se centra en las Minas de azufre de El Trovador, localizadas a menos de 2000 m en línea recta de un importante núcleo de población, Benahadux. La zona se ha dividido en tres sectores: Sector 1, zona de acumulación de los residuos mineros; Sector 2, zonas de ramblas; Sector 3, zonas naturales elevadas donde presumiblemente no ha llegado la contaminación. En total se muestrearon 39 suelos.

Una vez muestreados los suelos y separada la tierra fina de la grava, se prepararon columnas de percolación, que se rellenaron con 200 gr de la tierra fina de cada suelo y se le adicionaron 120 ml de agua destilada con una velocidad de flujo de  $10 \text{ cm}^3 \text{ h}^{-1}$  recogiendo los Percolados (P). Inmediatamente después se extrajo la fase soluble del suelo (S) mediante una microsonda (Rhizon Soil Moisture Sampler 2.5 mm). En ambas soluciones (P y S) se analizó la toxicidad mediante bioensayos con semillas de lechuga (*L.satíva*), midiendo los índices de germinación (IG), de elongación de la radícula (IR) y de elongación del hipocótilo (IH) de acuerdo con el protocolo de la EPA (1996) y Dutka (1989).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la toxicidad (Tabla 1) tanto del lixiviado (L) como de la solución del suelo (S), indican que el índice de crecimiento de la radícula y del hipocotilo en los lixiviados ( $L_{IR}$  y  $L_{IH}$ , respectivamente), son los únicos que presentan diferencias significativas en los tres sectores, siendo estos índices los que mejor estiman la diferencias de toxicidad en los suelos de los diferentes sectores estudiados. Tanto la CE como la concentración de elementos solubles fueron más elevadas en los lixiviados que en la solución del suelo, lo que indica la mayor toxicidad de los primeros.

Tabla 1. Valores medios de los índices de germinación y de crecimiento de la radícula y del hipocotilo. Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ )

Índice	SECTOR		
	1	2	3
LIG	0 <sup>a</sup>	75 <sup>b</sup>	97 <sup>b</sup>
LIR	0 <sup>a</sup>	45 <sup>b</sup>	97 <sup>c</sup>
LIH	0 <sup>a</sup>	64 <sup>b</sup>	99 <sup>c</sup>
SIG	41 <sup>a</sup>	94 <sup>b</sup>	100 <sup>b</sup>
SIR	19 <sup>a</sup>	65 <sup>b</sup>	92 <sup>b</sup>
SIH	26 <sup>a</sup>	86 <sup>b</sup>	94 <sup>b</sup>

Así, en los lixiviados del sector 1, ninguna semilla germinó ( $L_{IG} = 0$ ) y, por tanto, son altamente tóxicos. Esta toxicidad, además de por los elevados valores de CE, viene también justificada por las altas concentraciones de Zn y Cd que superan claramente los límites máximos establecidos en bibliografía (Fig. 1); mientras que en los lixiviados del sector 3 los valores de  $L_{IR}$  y  $L_{IH} > 95\%$  y en ninguno se superan los límites máximos de Zn y Cd. En el caso de los suelos del sector 2, los límites máximos de Zn y Cd sólo se superan en los lixiviados en los que los valores de  $L_{IR}$  y  $L_{IH} < 60\%$  y en los que, además, los valores de  $pH < 5.5$  y los de CE  $>$  de 6.5 dS/m.

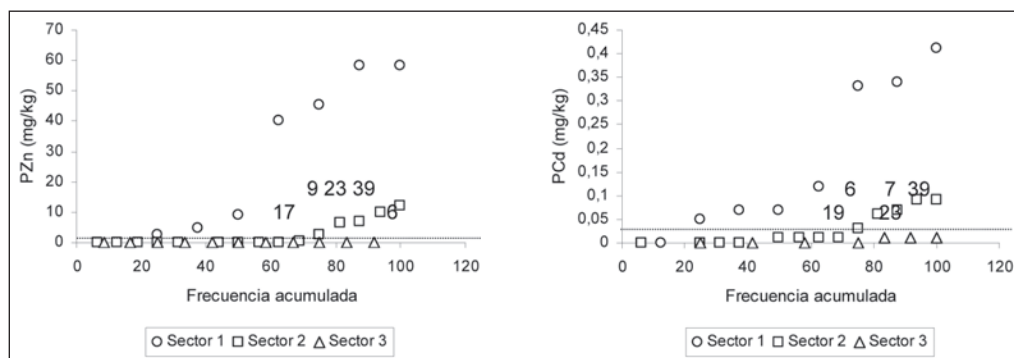


Figura 1. Curvas de frecuencias acumuladas para Zn y Cd por sectores

Por otra parte, los suelos de las vaguadas (sector 2) con valores de  $L_{IR}$  y  $L_{IH} < 60\%$  (límite que podríamos considerar como tóxico), se localizan tanto próximos a las residuos mineros (suelos 6 y 7), como en las proximidades de la población de Benhadux (suelos 23 y 39) y también en las zonas intermedias. Por tanto, hay una clara dispersión de la toxicidad a través de las vaguadas, la cual se está aproximando al núcleo urbano y que, presumiblemente, tenderá a incrementarse con el tiempo.

**Agradecimientos:** Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (272/PC08/2-01).

## BIBLIOGRAFÍA

- Dutka, B.J. 1989. Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments. National Water Research Institute (NWRI). Canada: Burlington.
- (EPA) United States Environmental Protection Agency. 1996. Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.4200. seed Germination/Root Elongation Toxicity Test.

# UTILIZACIÓN AGRONÓMICA DE PURINES DE CERDO VALORIZADOS

M. Gómez<sup>1</sup>, M. D. Estevez<sup>1</sup>, A. Faz<sup>1</sup>, A. B. Olivares<sup>2</sup>, V. Climent<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Politécnica de Cartagena, Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria. Paseo Alfonso XIII, 52, 30203, Cartagena, Murcia (España). melisa.gomez@upct.es, mariadolores.estevez@upct.es, angel.fazcano@upct.es, Vicente.Climent@upct.es

<sup>2</sup>Federación de Cooperativas Agrarias de Murcia (FECOAM, C/ Caballero 13, 30002, Murcia (España).  
aolivares@fecoam.es

## INTRODUCCIÓN

La gran intensificación de la producción porcina en Murcia en los últimos años y la desvinculación de la agricultura que ha sufrido la ganadería, lleva asociada una cantidad de purín generado que puede resultar contaminante. Solo en la región de Murcia se generan anualmente 4 millones de toneladas de purín. Con una correcta gestión, dichos purines pueden ser valorizados en los suelos agrícolas como fertilizante orgánico-mineral. Según el Código de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA), se aplicará en el suelo un máximo de 170kg de Nitrógeno/hectárea y año, por lo tanto, sólo se necesitarían 94.117,6has, menos del 16% de la superficie total cultivable en la Región de Murcia.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se centra en la Zona del Valle de Guadalentín, debido a que concentra el 50% de las explotaciones porcinas de la Región. Participan agricultores y ganaderos cuyas explotaciones se encuentran próximas entre si, estimándose un radio medio inferior a 5 km de distancia. Se analizan los purines de cada granja, se determina su dosis de aplicación en el suelo agrícola previamente muestreado (superficie: 0-30cm y profundidad: 30-60cm), analizado y seleccionados los puntos de sostenibilidad de aplicación de los mismos. Todas las áreas productoras y receptoras del purín, son visitadas y georreferenciadas mediante sistemas de información geográfica (SIG) y los Sistemas de Geoposicionamiento Global (GPS). Las muestras de suelo y purín son procesadas en el laboratorio para su posterior análisis, antes y después de la aplicación, mediante métodos estándar. Se realizan análisis de pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica (C.E.) (Bower y Wilcox, 1965), contenido de N (Duchafour, 1970), P (Watanable y Olsen, 1965), C orgánico (Duchafour, 1970), metales pesados (Lindsay y Norvell, 1969) y cationes (Pratt, 1965). En las muestras de suelo se incluye además el análisis de la clase textural (método de la pipeta de Robinson).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados analíticos indican que la zona de estudio presenta suelos tipo fluvisoles calcáricos, con valores de N total con una notable diferencia entre los suelos con y sin abonado de fondo, así como en el rendimiento del cultivo y el ahorro económico en fertilización mineral que le implica a cada agricultor. A su vez, los valores de carbonato cálcico equivalente en general son

elevados (30-60 %) debido a la influencia de la roca madre y a la presencia de costras calcáreas, lo cual, teniendo en cuenta que son suelos con importantes contenidos de arcilla, presenta así bajo peligro de lixiviación. Los valores de P asimilable y C orgánico estrechamente relacionados con los de N, presentan niveles más elevados en las muestras superficiales de suelo que en las de profundidad en cada punto de aplicación. Los contenidos de C orgánico total y de N total aumentan en las parcelas en las que se adiciona purín con respecto a las que sólo son fertilizadas químicamente. En cuanto a metales bioasimilables destaca el contenido de Mn, seguido de los contenidos de Zn, Cu y Fe, siendo más abundantes en las muestras de superficie que en las de profundidad. Los cationes analizados muestran el mayor contenido de Ca en todos los casos, debido a que se trata de suelos básicos. En cuanto al contenido de Na, K y Mg, están presentes en menor concentración, no encontrándose diferencias significativas entre las muestras de superficie y las de profundidad.

## CONCLUSIONES

Se observa como los valores de pH tras la aplicación, son ligeramente superiores a los obtenidos antes de la misma, lo que unido a la disminución de la CE se traduce en una disminución de la salinidad del suelo. Esto unido al aumento en los valores de N, P y C orgánico nos indica la idoneidad de la utilización de los purines valorizados como fertilizante orgánico.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bower C.A. and Wilcox L.V. 1965. Soluble salts. In C. A. Black (ed.). *Methods of Soils Analysis*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 933-940.
- Duchaufour Ph. 1970. *Precis de Pedologie*. Masson. Paris. 481 pp.
- Lindsay, W.L. y Norwell, W.A. 1969. Development of a DTPA micronutrient soil test. *Agron. Abstr.*, 84 p.
- Peech M. 1965. Hydrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). *Methods or Soil Analysis*. American Society of Agronomy. Madison. Wisconsin, USA 2, 914-916.
- Pratt, M. 1965. Potassium and sodium. In C. A. Black (ed.). *Methods of Soil Analysis* American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. 2, 1022-1030.
- Watanabe, F. S. y Olsen, S. R. 1965. Test of ascorbic acid method for determining phosphorus in water and  $\text{NaHCO}_3$  extracts from soil. *Soil Science Society of America Proceedings*. 677-678.

# **DEGRADACIÓN DE SUELOS Y CAMBIO GLOBAL**

## **I. Pla Sentís**

*Universitat de Lleida. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Lleida.  
Ipla@macs.udl.cat*

### **INTRODUCCIÓN**

Los procesos de degradación de tierras afectan la conservación de los cada vez más escasos recursos suelo y agua, de los cuales depende la vida sobre la tierra. Dichos procesos están fuertemente asociados a cambios desfavorables en el comportamiento hidrológico del suelo, los cuales están a su vez relacionados con las características de suelo y del clima, y con el uso y manejo del suelo y el agua. Entre los efectos de futuros cambios climáticos globales sobre los procesos hidrológicos se prevén cambios en la cantidad, distribución e intensidad de las lluvias, incrementando los riesgos tanto de sequías como de inundaciones, con efectos negativos sobre la población humana y sobre los ecosistemas. Sin embargo el cambio climático es sólo uno más, aunque importante, entre los diferentes factores responsables del cambio global, como son el incremento de la población en especial urbana, el cambio de hábitos de consumo, el incremento de consumo per cápita de agua y alimentos, y los cambios en el uso y manejo de las tierras. Estos cambios pueden influir en diferentes formas sobre los recursos suelo y agua, y sobre el clima a nivel local o regional, aun más que las manifestaciones locales o regionales de los cambios climáticos globales. En cualquier caso es importante incluir los posibles efectos de los inciertos cambios climáticos globales en la planificación local del uso y manejo de suelos y agua. Esto frecuentemente está limitado por un inadecuado conocimiento de los procesos hidrológicos afectados por los cambios climáticos, en parte debido a la falta de evaluaciones directas o al uso de metodologías inadecuadas, incluyendo el uso indiscriminado de funciones de pedo-transferencia como alternativa a esa falta de información, para evaluar y monitorear dichos procesos.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se presenta el desarrollo y uso de modelos basados en procesos hidrológicos, adecuadamente identificados y evaluados, bajo diferentes escenarios de cambios climáticos, de propiedades del suelo, de topografía, y de uso y manejo de la tierra, los cuales permiten predecir los balances de agua del suelo y el régimen hídrico de los suelos para cada uno de ellos. Esto es la base para el diseño y selección de políticas y sistemas sostenibles de uso y manejo de suelos y agua para prevenir y atenuar procesos de degradación de dichos recursos, y de efectos relacionados. Dichos modelos permiten incluir la información potencialmente más significativa sobre las inciertas proyecciones futuras del clima. Este tipo de simulación es probada para tales propósitos bajo diferentes y variables condiciones de clima, suelos y agua, y de manejo de suelos y agua, en zonas tropicales y mediterráneas. Esto se hizo a través de un continuo monitoreo y una adecuada evaluación durante varios años de parámetros hidrológicos bajo condiciones de campo, complementados con mediciones de laboratorio.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con la aplicación de modelos basados en procesos hidrológicos se presentan los resultados obtenidos en la simulación y predicción de balances hídricos y regímenes de humedad en el suelo, asociados a problemas potenciales de inundaciones, de erosión del suelo (superficial y en masa), y de suplencia de agua a las plantas en sus diferentes ciclos de desarrollo, bajo diferentes condiciones actuales o previstas de clima o cambios climáticos en zonas tropicales y mediterráneas. Dichos resultados indican que los modelos utilizados predicen razonablemente bien las variaciones del régimen de humedad del suelo y efectos asociados de degradación de suelos y tierras, bajo cambios climáticos previstos y cambios en el uso y manejo de las tierras.

## CONCLUSIONES

Se concluye que la identificación y predicción de los procesos hidrológicos bajo diferentes escenarios de cambios de clima, de propiedades de los suelos y de uso y manejo de la tierra, con modelos de simulación flexibles basados en dichos procesos, es esencial para llegar a estrategias alternativas para la planificación de un manejo sostenible y eficiente de las tierras y de las aguas de lluvia y riego bajo las condiciones previstas de cambios climáticos. Dichas estrategias de manejo deben ser evaluadas en relación a diferentes proyecciones de cambios climáticos y de condiciones sociales y económicas, tomando decisiones en base a las probabilidades de cada escenario y de las posibles consecuencias sociales y económicas.

## BIBLIOGRAFÍA

- FAO (2008). *Climate Change, Water and Food Security*. FAO. Roma
- IPCC (2007). *Climate Change 2007*. Solomon et al (Eds). Cambridge Univ. Press, UK
- Pla I. (1997). A soil water balance model for monitoring soil erosion processes and effects on steep lands in the tropics.. *Soil Technology* 11(1): 17-30. Elsevier, Amsterdam
- Pla I. (2006). Hydrological approach for assessing desertification processes in the Mediterranean region. In: *Desertification in the Mediterranean Region. A Security Issue*. W. G. Kepner et al (Eds.). Springer. Heidelberg, Germany. 579-600
- Reynolds J.F. et al (2005). Natural and human dimensions of land degradation in drylands. In: *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin. 247-257.

# MODELIZACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO ANTE UN CAMBIO CLIMÁTICO EN UN MONTE EN PROCESO DE MEDITERRANIZACIÓN

F. Pardo<sup>1</sup>, T. Sanfeliu<sup>1</sup>, M.M. Jordán<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Universidad Jaume I, Campus de Riu Sec s/n. 12080. Castellón España. Al061456@alumail.uji.es

<sup>2</sup> Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández, Avda de la Universidad s/n. 03202 Elche(Alicante) España. manuel.jordan@umh.es

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la preocupación por la defensa del bosque y la protección de las áreas naturales se ha incrementado y ha habido un cambio en las funciones de los bosques hacia usos recreativos y protectores. El aumento de la importancia de estas funciones ha incrementado los estudios científicos relacionados con la protección del monte y especialmente con el control de la degradación de los suelos. En este estudio se modeliza las pérdidas potenciales de suelo en un monte en proceso de mediterraneización según el grado de severidad del cambio climático y sus posibles actuaciones para frenar esta degradación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área de estudio

El monte de Ordials, Graller y La Serra de Sant Adrià está situado en el término municipal de Tremp, provincia de Lleida y tiene una superficie de 1.352 ha. Los datos climáticos pertenecen a la estación de Talarn (Long. 54° 29", Lat. 42° 10' 25" y 572 m.s.n.m) para el periodo de 1961 a 1991. La vegetación arbórea del monte está compuesta principalmente por *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra subsp. salzmannii* y *Quercus ilex* que actualmente tiene una estructura de arbolado forestal claro. Según la clasificación U.S.D.A., los suelos predominantes son Entisoles. En las zonas en que la erosión es menos intensa y se ha podido formar horizonte B estructural (B<sub>w</sub>), encontramos Inceptisoles, más concretamente, Eutrochrepts. En otras zonas se encuentra una serie A/B<sub>w</sub>/C (Typic xerochrepts) en suelos muy pedregosos.

### Simulación de condiciones edáficas

La selección de parámetros utilizados en la simulación climática esta basada en el promedio de 16 AOCGM (Atmosphere-Ocean Circulation General Model) del IPCC (2007). Los cambios de precipitación y temperatura media están bajo la emisión SRES A2 para el período 2015-2086 con respecto al periodo de referencia (1961-1991) La modelización se ha realizado mediante el software Idrisi Kilimanjaro (Eastman, 1987) y se ha tenido en cuenta la ultima planificación efectuada del monte (Alcázar *et al.*, 2003). En la modelización para el futuro hay dos casos: El primero caso para el futuro tiene un aumento de las precipitaciones medias en invierno de 10%, una disminución del 10% en primavera y otoño y una disminución del 20% en verano. El segundo caso más severo para el futuro, tiene un aumento de las precipitaciones medias para el invierno



de 5%, una disminución del 20% en primavera y otoño y una disminución del 50% en verano. El cambio en la temperatura es la misma para ambos casos, un incremento de 4,5 °C en invierno, otoño y verano y un incremento de 3,5 °C en primavera. Para el estudio de la erosión hídrica se ha utilizado el modelo USLE, que ha sido ampliamente utilizado en proyectos en el ámbito de los recursos naturales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado USLE (Almorox, J. *et al*, 1994) en los diferentes casos muestra que varía el factor R por la disminución de precipitaciones medias y el aumento de la intensidad. El factor K no se modificara al ser un periodo corto de tiempo siempre que no haya una catástrofe natural o artificial. El factor C en todos los casos ha sido el mismo para poder compararlos excepto en la modificación que se realiza en el cuarto caso para observar un modo de actuación contra la degradación del suelo. Se observa que en comparación entre el caso actual y el caso menos severo, hay un incremento de la erosión pero en la comparación entre el caso actual y el más severo hay una disminución de la erosión potencial debido al descenso de precipitaciones medias en el periodo estival. Si se modifica el factor C aumentando la fracción de cubierta en las zonas donde sea posible, se reduce la erosión potencial.

## CONCLUSIONES

Los valores más altos de la erosión se concentran en zonas de mayor pendiente, así como en barrancos y carreteras. Las pérdidas no desprenden una gran preocupación en esta área, si se lleva a cabo una buena estrategia silvícola de modificación del factor C en vegetación adaptada fisiológicamente y para la protección del suelo (F.C.C más altas).

## BIBLIOGRAFÍA

- Alcázar, J.; Bueno, M.; Ivars, A.; Saura, S.; Vega, C.; Vericat, P. 2003. Proyecto de Ordenación del Monte de ordials i Graller i La Serra de Sant Adrià
- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Díaz, M<sup>a</sup> C., Gascó, J. M<sup>a</sup>. (1994). Métodos de estimación de la erosión hídrica. Ed. Agrícola Española.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation & Vulnerability..M. L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds. Cambridge University Press, UK, 976 pp.

# **EFEECTO DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES COMPOST DE ALPERUJO EN PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE UN SUELO DEGRADADO DE LAS VEGAS DEL GUADIANA (BADAJOZ)**

**A. López-Piñeiro<sup>1</sup>, M. H. Prieto<sup>2</sup>, A. Albarrán<sup>3</sup>, D. Cabrera<sup>1</sup>, C. Campillo<sup>2</sup>, C. Daza<sup>2</sup>,  
D. Peña<sup>1</sup>, J. M. Rato<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> *Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06071, Badajoz.  
pineiro@unex.es*

<sup>2</sup> *Centro de Investigación Finca La Orden-Valdesequera. Consejería de Economía, Comercio e Innovación. Junta de Extremadura. 06187 Guadajira, (Badajoz). maria.prieto@juntaextremadura.net*

<sup>3</sup> *Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres, 06071 Badajoz Spain. angliso@unex.es*

<sup>4</sup> *Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal. ratonunes@esalvas.pt*

## **INTRODUCCIÓN**

Una gran parte de los suelos de las Vegas del Guadiana están siendo sometidos a fuertes procesos degradativos motivado, entre otros, por la continua pérdida de materia orgánica después de más de 50 años dedicados a cultivos intensivos. La utilización de enmiendas orgánicas puede resultar una solución efectiva al problema planteado. Una alternativa a la escasez residuos orgánicos ha sido el uso de subproductos o residuos procedentes de industrias agroalimentarias. En este sentido, tan sólo en Extremadura, se producen más de 120.000 Mg de residuos de almazaras de dos fases (alperujo) al año, que pueden ser utilizados como enmienda orgánica para mejorar tanto las propiedades edáficas de los suelos degradados como su productividad. Sin embargo, como la materia orgánica de estos residuos no se encuentra estabilizada requiere pasar por procesos de madurado o compostaje que le confieran unas características apropiadas, y más homogéneas para su aplicación agrícola de forma sistemática, sobre todo en cultivos anuales en los que la utilización del residuo directamente, sin compostar, podría resultar tóxico para los mismos. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la aplicación de composts, que tienen como residuo mayoritario alperujo, ejerce sobre las propiedades físico-químicas de un suelo degradado de las Vegas del Guadiana.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Los composts utilizados son de fabricación propia en pilas trapezoidales estáticas con volteo mecánico y riego periódico, utilizándose alperujo como residuo mayoritario y como material estructurante sarmientos (Pila 1) y orujo de bodega (Pila 2). Se realizó un ensayo en la campaña 2008 en la Finca La Orden (Guadajira, Badajoz) en un suelo tradicionalmente dedicado a cultivos intensivos, de textura franco-arenosa, pobre en materia orgánica, pH ligeramente ácido (6,5), en un cultivo de tomate de industria variedad H-9997.

Tabla 1. Propiedades de los composts seleccionados

Pila	pH	C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	Materia Orgánica (%)	N (%)	P (%)	K <sub>2</sub> O (%)	CaO (%)	MgO (%)
1	8,1	1,5	72,7	2,79	0,8	2,26	1,95	1,62
2	7,8	2,3	70,8	2,80	0,9	2,66	2,16	1,90

El diseño de la experiencia se planteó en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, seleccionándose tres dosis de compost para cada una de las pilas: 20 y 40 Mg ha<sup>-1</sup> (P1-20 y P1-40, en pila 1) (P2-20 y P2-40, en pila 2), y un control en el que no se aplicó enmienda (P1-0 en pila 1 y P2-0 en pila 2). Al final del cultivo se tomaron muestras en cada subparcela de 0-20 cm determinándose propiedades físico-químicas según se ha descrito en trabajos previos (López-Piñeiro et al., 2008).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La aplicación de los dos composts como enmienda orgánica produce diferencias significativas en la totalidad de las propiedades edáficas seleccionadas (Tabla 2).

Tabla 2. Efecto de la aplicación de composts de alperujo en propiedades físico-químicas de los suelos seleccionados

Tratamiento	pH	C.I.C. (cmol Kg <sup>-1</sup> )	Materia Orgánica (%)	N (%)	C/N (%)	N-NO <sub>3</sub> (mg Kg <sup>-1</sup> )	K (mg Kg <sup>-1</sup> )	P (mg Kg <sup>-1</sup> )
P1-0	6.33a	12.0a	0.620a	0.067a	5.4a	27.1a	62.4a	20.6c
P1-20	6.96b	12.4a	1.344b	0.091b	8.6b	49.0b	92.8b	21.1cd
P1-40	7.06b	13.8b	1.998c	0.091b	12.6c	74.1c	115c	23.5d
P2-0	6.64a	11.8a	0.616a	0.067a	5.4a	24.3a	78.4a	13.6a
P2-20	7.14b	12.8bc	1.117b	0.078a	8.7b	54.3b	90.5b	17.2b
P2-40	7.27b	13.4c	2.123c	0.108b	11.4c	65.5b	117c	19.5c

Valores medios con la misma letra en cada columna no son significativamente diferentes a nivel de significación de 0.05.

Con respecto al control, se aprecia un incremento en materia orgánica del 222 % (P1-40) y 249 % (P2-40) (Tabla 2) al final del cultivo. También se observa un incremento en N total del 36 % (P1-20 y P1-40) y del 16 % (P2-20) y 62 % (P2-40) con respecto al tratamiento que no incorpora compost. La aplicación de la enmienda orgánica ejerce un efecto alcalinizante significativo incluso cuando se aplica la menor dosis. Coincidiendo con la gran cantidad de potasio que contiene el residuo mayoritario utilizado en la elaboración de los composts (alperujo), los suelos que incorporan esta enmienda experimentan un incremento de 2.0 y 3.1 veces (P1-40 y P2-40, respectivamente) en el K asimilable con respecto a P1-0 y P2-0, respectivamente. La baja relación C/N que presenta el suelo inicialmente es mejorada, significativamente, con la aplicación de ambos composts, presentando valores óptimos en los suelos que incorporan la dosis más elevada de enmienda.

## **CONCLUSIONES**

La aplicación de composts de alperujo, independientemente del tipo de material estructurante utilizado en su elaboración, mejora las propiedades edáficas seleccionadas. Esta enmienda orgánica podría ser utilizada para recuperar suelos degradados dedicados a cultivos intensivos e incrementar su potencial productivo.

## **BIBLIOGRAFIA**

- López-Piñero, A., Fernández, J., Albarrán, A., Rato, J.M., Barreto, C. (2008). Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:424-430.



# EFFECTO DE LA DOSIS DE RIEGO CON AGUAS RESIDUALES EN LA AGREGACIÓN DEL SUELO

A. Morugán<sup>1</sup>, F. García-Orenes<sup>1</sup>, J. Mataix-Solera<sup>1</sup>, V. Arcenegui<sup>1</sup>, M.A. Navarro<sup>1</sup>

<sup>1</sup> GEA - Grupo de Edafología Ambiental. Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda. del Ferrocarril s/n 03202. Elche, Alicante. Tel.:966658336. amorugan@umh.es

## INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso considerado no renovable que bajo prácticas agrícolas inadecuadas puede sufrir una degradación, pérdida de la materia orgánica, salinización, desequilibrios nutricionales, contaminación o compactación, que comprometen al correcto desarrollo de sus funciones. La reutilización de aguas residuales depuradas supone una solución a la escasez de agua y en muchos casos puede contribuir a la mejora de las diferentes propiedades del suelo, incrementando el contenido en nutrientes, el contenido de materia orgánica favoreciendo la estructura, pudiendo aumentar el nivel de productividad del suelo sin necesidad de utilizar fertilizantes tradicionales. Sin embargo, también puede tener efectos negativos, como un aumento de la salinidad, metales pesados y por tanto es necesario realizar estudios sobre el efecto de la utilización de estas aguas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

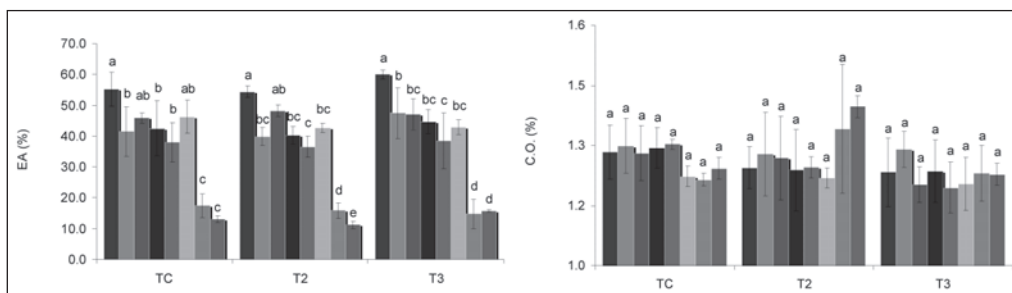
En el año 2006 se establecieron 12 parcelas de 8m<sup>2</sup> en las que se aplicaron tres tipos de aguas: Control o Agua de pozo (TC), agua residual de depuradora proveniente de un tratamiento secundario (T2) y agua procedente del terciario (T3). Sobre estas parcelas se han realizado dos tipos de riego: el primero consistió en una dosis semanal de 10L/m<sup>2</sup> que después de 18 meses, se incrementó a 57L/m<sup>2</sup> cada 15 días, siendo ambos por inundación. Se plantaron uvas (*Vitis labrusca*) por ser un cultivo representativo de la zona, leñoso y no entrar en contacto el agua directamente con la planta (R.D. 1620/2007). Cada 4 meses se analizan las propiedades del suelo, en este caso mostramos el carbono orgánico obtenido a partir de la oxidación con dicromato potásico y la estabilidad de agregados mediante un simulador de lluvia artificial (Roldán et al. 1994).

Tabla 1. Propiedades edafológicas principales (profundidad 0-5cm)

Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	PH	Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Nitrógeno (%)	Carbono orgánico (%)	C/N	Fósforo (ppm)	Carbonatos (%)
32	42	25	8,4	186	0,13	1,36	10,5	11,95	42,5

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la vista de los resultados (Figura 1) observamos un descenso considerable en la estabilidad de agregados cuando se cambia la dosis de riego. Esta disminución puede deberse a que tras el incremento del riego se haya producido una compactación del suelo, o bien, producido por fuertes contrastes en los ciclos de humectación y desecación que conllevan a la pérdida de la estructura (Piccolo et al., 1997). El primer riego no ocasionó un descenso en la agregación, ya que la dosis de agua recibida era menor y la frecuencia de riego mayor, con lo que no llegaba a producirse este fenómeno degradativo. En diversos estudios, se observa que después de aplicar aguas residuales en el suelo se favorece una mejora en su estructura, ya que la materia orgánica, aportada con las aguas, es un agente que interviene en la agregación del suelo (Roldán et al., 1994). Sin embargo, en nuestro caso, el contenido orgánico en las aguas residuales depuradas es prácticamente nulo, por lo que no existe aporte al suelo; como vemos en la Figura 2, el valor medio es de 1,3%, siendo similar en todos los tratamientos. Aunque podemos apreciar un ligero aumento en el contenido de carbono orgánico en las parcelas regadas con aguas procedentes del tratamiento secundario, éste no llega a ser estadísticamente significativo. En cualquier caso, la escasa carga orgánica del agua aplicada no logra evitar la desagregación del suelo causada por el tipo de riego.



Figuras 1 y 2. Evolución temporal de la estabilidad de agregados (EA) y contenido de carbono orgánico (CO) por tratamiento y muestreos. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0,05$ ) entre muestreos (Muestreo 1: Sept 06; Muestreo 2: Feb 07; Muestreo 3: Jun 07; Muestreo 4: Nov 07; Muestreo 5: Abril 08; Muestreo 6: Jul 08; Muestreo 7: Nov 08; Muestreo 8: Mar 09)

## CONCLUSIONES

No se observa un aumento significativo en el contenido de carbono orgánico del suelo como consecuencia del riego con aguas residuales depuradas al control, dado que la carga orgánica del agua procedente del secundario y terciario es muy baja. El aumento en la dosis de riego y la disminución de su frecuencia ha producido un descenso del porcentaje de agregados estables en todos los tratamientos, probablemente debido a fenómenos de compactación, y ciclos de humectación y desecación del suelo que contribuyen a la pérdida de estructura.

## BIBLIOGRAFÍA

- Roldán, A., García-Orenes, F., Lax, A. (1994) An incubation experiment to determinate factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1699-1707.
- Piccolo, A., Pietramellara, G., Mbagwu, J.S.C. (1997) Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma* 75: 267-277

# **ESTUDIO DE COMPACTACIÓN DEL SUELO MEDIANTE RESONANCIA MAGNÉTICA**

**B. Carrero-González<sup>1</sup>, M.T. de la Cruz<sup>2</sup>, E. Alonso, M.A. Casermeiro<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. bcarrero@farm.ucm.es*

<sup>2</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. micruz@farm.ucm.es*

<sup>3</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. casermeiro@farm.ucm.es*

## **INTRODUCCIÓN**

La compactación se puede definir como un proceso en el que se produce una compresión de un suelo no saturado, durante la cual disminuye la fracción de volumen de huecos y por consiguiente aumenta la densidad aparente del suelo. Se produce un empaquetamiento de partículas más denso y una disminución de la porosidad (Glinski & Lipiec, 1990), dando lugar a una alteración de la superficie del suelo. Uno de los procesos más importantes de degradación del suelo por compactación lo constituye el pastoreo (Ibañez J., et al., 2007). La consecuencia de los procesos de compactación es una reducción de la capacidad de infiltración de los suelos y de retención de agua por los mismos (Li C. et al., 2008), una disminución en la productividad de los pastizales y en la calidad del pasto, y en general una aceleración en el proceso de erosión de los suelos.

Las señales de RM aportan información sobre las propiedades del espacio poroso, qué pueden ser deducidas del cálculo de las constantes de relajación, dependiendo estas estrechamente del tamaño de poro (Viola, R. et al., 2006).

El objetivo de este trabajo ha sido evaluar la validez de la Resonancia Magnética y en particular la medida de los tiempos de relajación en el estudio de la compactación de los suelos (densidad aparente y tamaño de poro en particular) originada por pastoreo, correlacionando los resultados con los obtenidos por métodos convencionales.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

La zona de estudio se localiza al Este de la provincia de Segovia, en un bosque de sabina poco denso por la intensa acción de pastoreo a la que está sometida. Se han estudiado suelos dentro (suelo natural, SN) y fuera (suelo compactado, SC) de un área acotada al paso del ganado durante un periodo de 10 años. Se toman muestras de perfiles a 0-10cm de profundidad y muestras inalteradas en cilindros (0-5cm). Para los dos tipos de suelos se ha determinado el % en peso de agregados de diámetro comprendido entre 2000-50mm e inferiores a 50mm, la densidad aparente media y el % medio de humedad (asociado a microporos). Se han realizado experimentos de RM determinando los tiempos de relajación T1 y T2 para los suelos compactados (por la acción del pastoreo) y los suelos naturales.

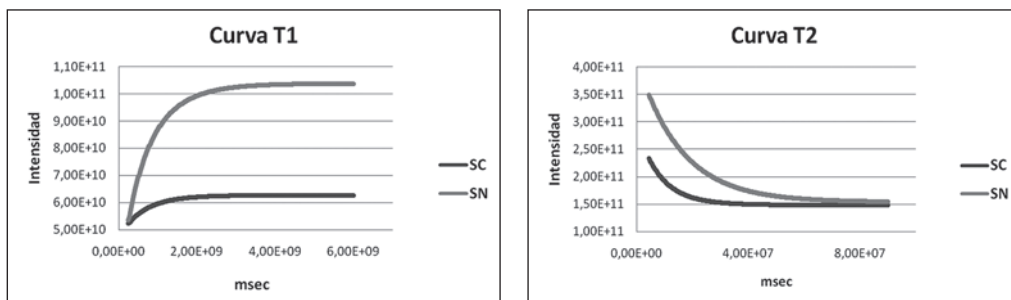


## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El % en peso de agregados de menor tamaño ( $<50\mu\text{m}$ ) se encuentra aumentado en los suelos de pastoreo con respecto a los suelos naturales, mientras que se observa un aumento en el % en peso de los agregados de mayor tamaño.

Los valores medios de densidad aparente aumentan en suelos compactados por pastoreo con respecto a los naturales, mientras que se observa un aumento del % de humedad media en los suelos de pastoreo, asociada a la mayor proporción de microporos.

En las curvas de T1 y T2 se observa unos valores inferiores de los tiempos de relajación para los suelos compactados que para los suelos naturales.



## CONCLUSIONES

La compactación que sufre el suelo por la acción del pastoreo se deduce por el aumento de densidad aparente en estos suelos, que se correlaciona con unos tiempos de relajación T1 y T2 más cortos, lo que indica menor tamaño de poro y mayor contenido en agua fuertemente ligada.

## BIBLIOGRAFÍA

- Gliński, J. & Lipiec J., (1990). Soil physical conditions and plant roots. C.R.C. Press Inc. Florida.
- Li C., Hao X., Zhao M., Han G., Willms W.D. (2008). Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil properties of a Desert Steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128, 109-116.
- Ibañez J., Martínez J., Schnabel, S. (2007). Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. *Ecological Modelling*, 2005, 277-288.
- Viola, R., Tucci A., Timellini G., Fantazzini P. (2006). NMR techniques: a non destructive analysis to follow microstructural changes induced in ceramics. *Journal of European Ceramic Society*, 26, 3343-3349.

# **ÁREA TEMÁTICA 2**

**Erosión de suelos**



# **EROSIÓN POR CÁRCAVAS Y BARRANCOS. CASO DEL ÁREA DE VIÑA DEL ALT PENEDE`S - ANOIA (NE ESPAÑA)**

**J.A. Martínez-Casasnovas, M.C. Ramos**

*Universidad de Lleida. Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo.  
Av Rovira Roure 191, 25198 Lleida. j.martinez@macs.udl.es, cramos@macs.udl.es*

## **INTRODUCCIÓN**

A pesar de que la erosión de suelos ha sido reconocida como una de las causas principales de la degradación de tierras a escala global (Poesen y Valentín, 2003; Valentin et al., 2005), la erosión en/por cárcavas y barrancos ha sido tradicionalmente uno de los tipos de erosión hídrica menos estudiados, respecto a otro tipo de fenómenos como la erosión laminar y por surcos (Martínez-Casasnovas, 2003; Poesen et al., 2005). La erosión por cárcavas se produce al concentrarse el flujo del agua de forma rápida y recurrente en cauces estrechos, originando la eliminación progresiva del suelo de estas áreas hasta una profundidad considerable. Los canales formados pueden tener un tamaño de entre 0,5 a 25-30 m, o incluso mayor en el caso de grandes barrancos, siendo demasiado profundos para ser eliminados con los equipos de laboreo normales (Soil Science Society of America, 2001). Como complemento a la tipología de este tipo de fenómenos erosivos, en los años 1980, y como consecuencia de la creciente consideración de la importancia de este tipo de erosión, apareció el término cárcavas efímeras, para cubrir el vacío entre la erosión por arroyaderos o surcos y la erosión por cárcavas permanentes ( $>0,5$  m) (Foster, 1986; Poesen et al., 2003). [Una mayor información sobre la tipología y definición de cárcavas y cárcavas efímeras puede encontrarse en Poesen et al., 2005, 2006; Martínez-Casasnovas et al., 2005].

El hecho de que la erosión por cárcavas y barrancos ha sido poco estudiado en relación a otros tipos de erosión lo pone de manifiesto el número de trabajos listados en bases de datos científicas. Así por ejemplo, hasta el año 2000 las referencias en bases de datos como ISI Web of Knowledge o Scopus para el término "soil erosion" eran 589 y 5938 respectivamente, mientras que para el término "gully erosion" eran de 37 (6,3% respecto a "soil erosion") y 349 (5,9%) respectivamente. Actualmente (Julio 2009) las referencias sobre "soil erosion" se han incrementado a 14486 y 11796 respectivamente y las de "gully erosion" a 1065 (7,3% respecto a "soil erosion") y 1587 (13,4%) dependiendo de la base de datos. Además de las preferencias por parte de los investigadores en el análisis, efectos y modelización en erosión de suelos, estos datos ponen no obstante de manifiesto un incremento del interés sobre el estudio de la erosión por cárcavas y barrancos (entre 1999 y 2009 aumenta el número de referencias sobre "gully erosion" en un 15,8% y un 227% dependiendo de la base de datos ISI Web of Knowledge y Scopus, respectivamente). A ello sin duda han contribuido diferentes trabajos que ponen de manifiesto que la erosión por cárcavas y barrancos es frecuentemente la mayor fuente de sedimentos en cuencas agrícolas donde se producen estos fenómenos. Así, autores como USDA-NCRS (1997), Poesen et al. (1998, 2006), Casali et al. (2000), Martínez-Casasnovas et al. (2002) muestran como la erosión por cárcavas

está lejos de poder ser obviada, dando cifras de 21-271% respecto a la erosión laminar y por surcos estimada USDA-NCRS (1997), 44-83% del total de sedimentos producidos en áreas agrícolas Poesen et al. (1998) y Martínez-Casasnovas et al. (2002), o entre 30-100% del total de pérdidas de suelo medidas en parcelas agrícolas Casalí et al. (2000). [Más información sobre la importancia de la erosión por cárcavas y barrancos puede encontrarse en Poesen et al. (2006)].

Otro factor que muestra el creciente interés de la investigación sobre la erosión por cárcavas y barrancos es la realización, desde el año 2000, de cuatro conferencias internacionales específicas sobre esta temática: Leuven, Belgium (Poesen and Valentin, 2003), Chengdu, China en 2002 (Li et al., 2004), Oxford, Mississippi (USA) en 2004 y finalmente en Pamplona, España en 2007 (Casalí y Giménez, 2007). A través de ellos se ha puesto de manifiesto la importancia de este tipo de degradación de suelos en un amplio abanico de ambientes, mostrando que las cárcavas y barrancos no solamente ocurren en margas o en “badlands”, sino también en materiales como loess, suelos arenosos, suelos con materiales originarios dispersivos, y por diferentes tipos de causas como cambios de usos del suelo, técnicas de cultivo o riego inapropiadas, sobrepastoreo, construcción de caminos, carreteras o urbanizaciones, etc., lo cual puede verse agravado actualmente por la mayor frecuencia de eventos de lluvia de alta intensidad (Ramos, 2001; Ramos y Martínez-Casasnovas, 2006, 2009).

Particularmente la erosión por cárcavas y barrancos es un serio problema en algunas regiones del área Mediterránea debido a la confluencia de factores como el clima, la litología, los suelos, el relieve y la cubierta vegetal y usos del suelo. En España, existen diferentes trabajos que muestran la problemática por este tipo de erosión en distintas áreas (Poesen et al., 2006). Una de ellas, donde se dan diferentes tipos de erosión hídrica de forma importante, es el área del Penedès – Anoia (Cataluña). En esta región, localizada en la Depresión Terciaria del Vallès-Penedès, está dedicada principalmente al cultivo es la viña. La máxima extensión de este cultivo se alcanzó a finales del siglo XIX, con 385.000 ha, con un aumento de 100.000 ha entre 1873 y 1888 por la destrucción de viñas en Francia por la filoxera, que más tarde afectaría a la vid en Cataluña. Desde entonces, la superficie de viña en Cataluña ha ido disminuyendo. Entre los años 1970 y 2003, con 118.379 ha y 66.703 ha respectivamente, la superficie disminuyó en un 43,6%. Esta reducción, no obstante, ha venido acompañada de una mayor tecnificación del cultivo y cualificación de la producción.

La mayor tecnificación de la producción vitícola a partir de la mecanización de la agricultura, no ha conllevado sin embargo una preocupación por la conservación del recurso suelo, suponiendo en la práctica el rediseño de la mayoría de las plantaciones de viña y la desaparición de muchas de las medidas tradicionales de conservación de suelos. Esto ha reactivado los diferentes tipos de procesos erosivos, incrementándose las pérdidas de suelos. A escala de parcela, los procesos de erosión más comunes en esta área de estudio son la erosión por salpicadura, la erosión laminar difusa y la erosión por escorrentía superficial concentrada. En diversos trabajos realizados en esta zona se han estimado pérdidas de suelo en plantaciones de viña debidas a procesos de erosión laminar y por arroyaderos de hasta 100 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estos valores reafirman los encontrados por otros investigadores en la región Mediterránea, que indican que la viña es uno de los cultivos que mayores pérdidas de suelos producen (Tropeano, 1983; Wicherek, 1991; Wainwright, 1996).

A escala regional el rasgo fundamental del Alt Penedès - Anoia es la incisión de una densa y profunda red de cárcavas y barrancos excavada en los materiales litológicos poco coherentes que afloran en la depresión (lutitas miocenas con paleocanales de gravas sin cementar), hecho que destaca tanto en la observación de campo como de imágenes de teledetección.

Al igual que ha ocurrido en otras áreas de estudio, donde la investigación de la erosión se ha centrado principalmente en estudiar los procesos de erosión laminar y por surcos (Poesen et al., 1998, 2006), en el Alt Penedès – Anoia no se disponía de información sobre la afectación a escala regional de las cárcavas y barrancos ni de las tasas de erosión. Lo que sí se conoce es que la erosión en esta región viene condicionada por procesos tectónicos que han tenido lugar a escala regional (Gallart, 1981), estando determinada en la actualidad por la gran extensión de los cultivos como la viña y por el abandono de las medidas tradicionales de conservación de suelos.

En este contexto, y con el fin de poner de manifiesto la importancia de los procesos de erosión por cárcavas y barrancos en zonas agrícolas y mostrar metodologías para la caracterización y medida de estos procesos basadas en el uso de tecnologías de la información geográfica, se presenta un caso de estudio localizado en el área de viña del Alt Penedès – Anoia. La presente se ha realizado a diferentes escalas: cartografía y nivel de afección de la erosión por barrancos a escala regional (semidetallada 1:50.000), y determinación de las tasas de erosión a escala detallada (1:1.000).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El área de estudio comprende un área de 30.000 hectáreas, localizadas en las comarcas del Alt Penedès y de la Anoia (Cataluña) (Figura 1). El rasgo fundamental del relieve es el predominio de la erosión y la incisión de la red de drenaje. Los depósitos donde se excavan los barrancos están compuestos principalmente por lutitas, con una densidad aparente de 1,800,12 Mg m<sup>-3</sup> y textura franca a franco arenosa (Martínez-Casasnovas, 1998; Usón, 1998; Nacci, 2001). El contenido medio de carbonato cálcico es de 36,7±13,1%, la conductividad eléctrica es CE<sub>1:5</sub>= 0,19±0,1 dS m<sup>-1</sup> y tienen un SAR (Sodium Adsorption Ratio) muy bajo (0,37±0,15), lo cual indica que se trata de lutitas no dispersivas Faulkner et al. (2000).

El clima es Mediterráneo, con una temperatura media anual de 15° C y una precipitación media anual entorno a los 660 mm, si bien existe una importante variabilidad interanual de las lluvias (Ramos y Porta, 1994). El máximo de precipitación se registra durante los meses de otoño. Tormentas de elevada intensidad (>100 mm h<sup>-1</sup>) en periodos cortos son habituales en la zona (Ramos y Porta, 1994; Usón, 1998). La lluvia es el principal agente erosivo en el área de estudio. El valor anual del factor de erosividad de la lluvia (R) varía entre 1049 y 1200 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y no se distribuye homogéneamente a lo largo del año, sino que tiene un máximo absoluto en los meses de septiembre-octubre y otro máximo relativo en abril-mayo.

Los dos principales subgrupos de suelos descritos en el área de estudio son los *Calcixerepts típicos* y los *Xerorthents típicos* (Soil Survey Staff, 1998). También son frecuentes los *Haploxerepts fluvénticos*, que presentan endopediones cálcicos, y los *Calcixerepts petrocálcicos*. Muchos de estos suelos presentan evidencias de truncamiento de los horizontes superficiales, signo de la ocurrencia de procesos de erosión hídrica.

El uso del suelo predominante en el área de estudio del Alt Penedès – Anoia es el cultivo de viña. La superficie dedicada a la viña se ha incrementado durante la última década en un 10% gracias a las ayudas de la Unión Europea a la reestructuración y reconversión del cultivo (Directivas Europeas EC N° 1493/1999 de creación del mercado común del vino, y EC N° 1227/2000, de regulación del potencial productivo de la viña).

### ***Cartografía de las áreas afectadas por barrancos a escala regional***

A escala regional, la extensión del área afectada por barrancos fue determinada a partir de fotografías aéreas del año 1993 (escala aproximada 1:30.000) producidas por el Instituto Cartográfico de Cataluña. El análisis del área afectada por la erosión por barrancos se refirió a las unidades de relieve identificadas por Martínez-Casasnovas (1998), que se basó en el sistema de clasificación jerárquica propuesto por Zinck (1988).

### ***Tasas de erosión por barrancos: retroceso y producción de sedimentos***

El análisis anterior sirvió para identificar un área modelo para la determinación, a escala detallada (1:1.000), de las tasas actuales de erosión por barrancos. Se consideró el periodo 1975 – 1995, para el que existían fotografías aéreas suficientemente detalladas del Instituto Cartográfico de Cataluña (1:7.000 y 1:5.000 respectivamente). El análisis se centró en la cabecera de una subcuenca de 25 km<sup>2</sup> en la zona de Gelida - Sant Llorenç d’Hortons - Masquefa (Barcelona). La cabecera de la cuenca seleccionada tiene un área de 0,688 km<sup>2</sup>, con un 14,5% de la superficie afectada por barrancos. La pendiente media de esta área, excepto en las paredes de los barrancos, es de 5 – 9°. La profundidad de los barrancos varía entre 20 – 32 m, con una pendiente media de las paredes de 4114,2° (máximo 78°).

Para el cálculo de la tasa de retroceso de las paredes de los barrancos se llevó a cabo, para cada fecha, la delineación del perímetro de los barrancos según la metodología expuesta anteriormente. El resultado fue restituido mediante técnicas fotogramétricas. La escala de restitución fue 1:1.000.

Las tasas de producción de sedimentos fueron calculadas a partir de una metodología introducida por Martínez-Casasnovas (1998, 2003), basada en la sustracción de modelos digitales de elevaciones (MDE) de diferentes fechas en formato de malla regular (raster). Estos MDE para los años 1975 y 1995 se construyeron a partir de las curvas de nivel (intervalo 1 m), cotas, líneas de ruptura de pendiente y líneas de suelo generadas a partir de la restitución fotogramétrica de los pares estereoscópicos de ambas fechas. Posteriormente se procedió a la sustracción de los MDE (1995 – 1975), que produjo una nueva malla de datos con las diferencias de altitud en cada punto de la malla de 1 x 1 m. A partir de aquí la tasa de producción de sedimentos fue calculada según la Ecuación 1.

$$\text{Ecuación 1} \quad \text{SPR} = \frac{\text{GR}^2 \cdot \text{BDm} \cdot \sum \text{EDn}}{\text{A} \cdot \text{T}}$$

Donde: SPR = Tasa de producción de sedimentos (Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>); GR = Resolución de la malla o raster (m) (1 m en el caso de estudio); BDm = Densidad aparente de los materiales Mg m<sup>-3</sup> (1,80 Mg m<sup>-3</sup>); EDn = Suma de las diferencias de elevación negativas (m); A = Área de los barrancos (ha); T = Tiempo del periodo de estudio (años).

No todos los sedimentos producidos por la erosión en los barrancos son exportados fuera de la cuenca. Parte se deposita dentro del área de barrancos. Para el cálculo de la tasa de sedimentación (Ecuación 2) se consideró una densidad aparente de 1,400,10 Mg m<sup>-3</sup>, calculada a partir de 5 muestras de sedimentos adquiridas mediante cilindros en la parte baja de las paredes y en la zona del cauce de los barrancos.

$$\text{Ecuación 2} \quad \text{SDpR} = \frac{\text{GR}^2 \cdot \text{BDd} \cdot \sum \text{EDp}}{\text{A} \cdot \text{T}}$$

Donde: SDpR = Tasa de sedimentación (Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>); GR = Resolución de la malla o raster (m) (1 m); BDd = Densidad aparente de los materiales depositados Mg m<sup>-3</sup>; EDp = Suma de las diferencias de elevación positivas dentro de los barrancos (m); A = Área de los barrancos (ha); T = Tiempo del periodo de estudio (años).

La tasa media anual de exportación de sedimentos fuera de la cuenca de los barrancos también fue calculada (Ecuación 3).

$$\text{Ecuación 3} \quad \text{SDRg} = \frac{\text{SPR} - \text{SDpR}}{\text{SPR}}$$

Finalmente, la resta de las tasas SPR y SDpR da como resultado la tasa neta de erosión en los barrancos.

### ***Características de las lluvias***

Las características de las lluvias fueron analizadas para el periodo 1975-1995, en el que se realizó el cálculo de las tasas de retroceso y producción de sedimentos en los barrancos. Los datos analizados fueron los del observatorio de Sant Sadurní d'Anoia (Instituto Nacional de Meteorología), estudiándose las lluvias diarias y la media anual de la lluvia en el periodo. Los años del periodo se clasificaron en húmedos, normales o secos de acuerdo a los percentiles 0,9, 0,5 y 0,25 respectivamente según los históricos del área durante el siglo XX (Ramos, 2001).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### ***Grado de afección de la erosión por barrancos a escala regional***

La Figura 1 y la muestran los resultados del análisis de la afección de la erosión por barrancos a escala regional referida a las unidades de paisaje identificadas por Martínez-Casasnovas (1998). De acuerdo a estos resultados, la zona norte del Glacis-Piedemonte es la unidad más afectada por la erosión por barrancos, con el 31,9% del área afectada. Este valor puede considerarse como erosión severa o muy severa (Stroosnijder y Eppink, 1993). El volumen erosionado respecto a la superficie de la unidad es de 3 hm<sup>3</sup> km<sup>-2</sup>. Estas cifras son considerablemente inferiores a las de la zona sur de la unidad, con tasas de 7,8% y 0,8 hm<sup>3</sup> km<sup>-2</sup> respectivamente. Las diferencias estriban en el control que ejercen los materiales más consolidados de la zona sur de la unidad sobre el desarrollo de los barrancos.



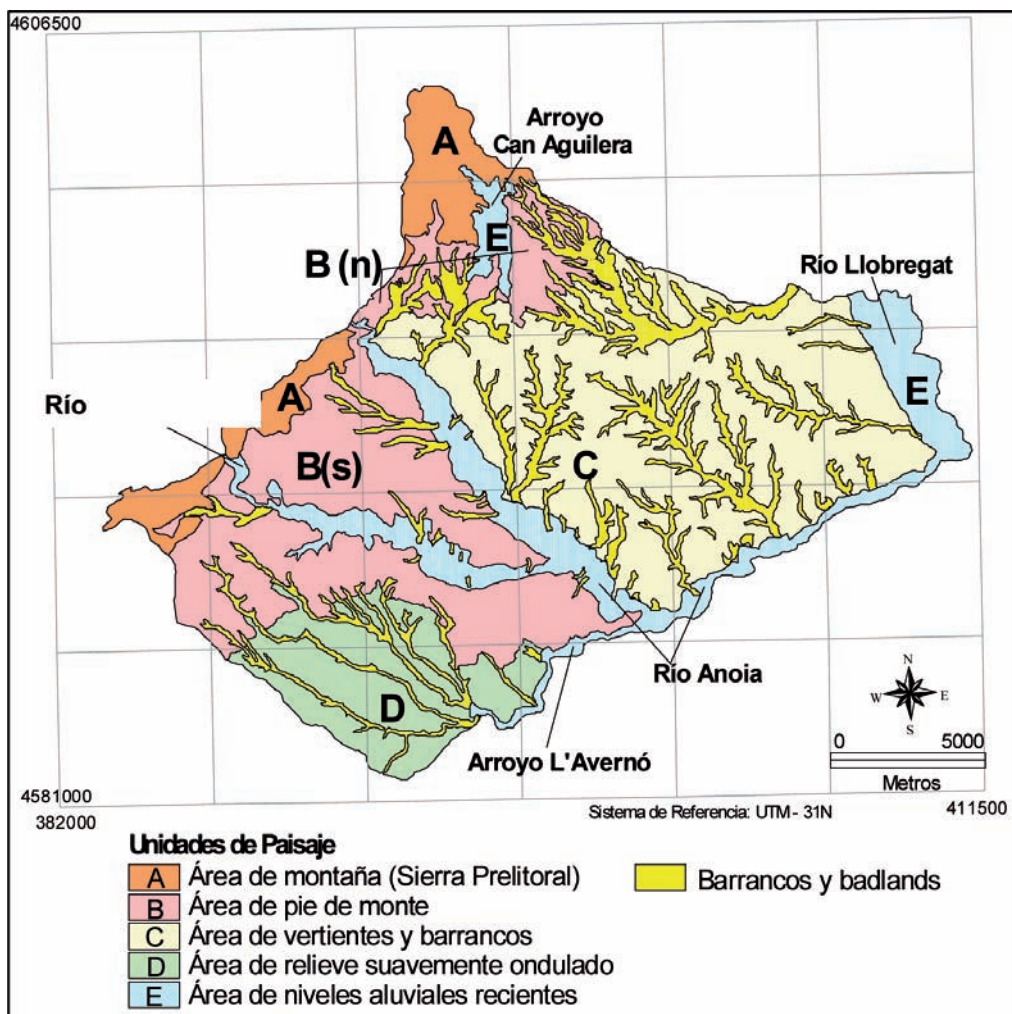


Figura 1. Grado de afectación de la erosión por barrancos a escala regional en el área del Alt Penedès – Anoia. Los barrancos aparecen delineados sobre las unidades de paisaje del área de estudio obtenidas por Martínez-Casasnovas (1998). (Bn indica zona norte de la unidad de paisaje B, y Bs indica zona sur de la unidad de paisaje B)

La unidad de Glacis altamente disectado, que conecta con la zona norte del Glacis-Piedemonte, está también muy afectada por la erosión por barrancos. Los grandes barrancos ocupan el 23,2% de la unidad, con barrancos de hasta 60 m de profundidad. La unidad presenta la segunda tasa más elevada de volumen erosionado  $2,8 \text{ hm}^3 \text{ km}^{-2}$ . Las otras unidades de paisaje presentan niveles de afectación menores. Así, la unidad de Glacis poco disectado presenta un porcentaje de afectación del 17,0 %. El volumen erosionado también es menor que en la unidad de Glacis

altamente disectado. Los valles de los ríos (unidad de paisaje Valles aluviales) también presentan incipientes problemas de erosión por barrancos, que disectan las terrazas de los ríos Riudevittles y Anoia.

Aunque estos valores son indicativos de la erosión pasada, en la presente investigación deben también considerarse como indicativos del riesgo de erosión actual ya que hay evidencias en campo que muestran dicha actividad en las diferentes áreas estudiadas.

Tabla 1. Área afectada y volumen (estimado) por la erosión por barrancos en el Alt Penedès – Anoia

Unidad de paisaje	Área de la unidad km <sup>2</sup>	Área afectada por los barrancos km <sup>2</sup> (y % con respecto al total de la unidad)	Volumen erosionado estimado hm <sup>3</sup> (y profundidad máxima de los barrancos m)
A. Montañas de la Sierra Prelitoral	21,52	0	0
B. Glacis- Piedemonte			
- Zona norte	17,55	5,60 (31,9%)	52,7 (43)
- Zona sur	66,31	5,19 (7,8%)	52,1 (45)
- <i>Total unidad</i>	83,86	10,79 (12,8%)	104,8
C. <i>Glacis altamente disectado</i>	114,54	27,17 (23,2%)	326,6 (60)
D. <i>Glacis poco disectado</i>	33,51	5,70 (17,0%)	28,7 (30)
E. <i>Valles aluviales</i>	39,82	0,94 (2,3%)	6,2 (45)
<i>Total area de estudio</i>	293,26	44,60 (15,2%)	466,4

### ***Tasas de erosión por barrancos: retroceso y producción de sedimentos***

El análisis anterior no muestra las tasas de erosión actual, lo cual es analizado en esta sección. El área de estudio se circunscribe a un área modelo correspondiente a una cabecera de un sistema de barrancos de la unidad de paisaje Glacis altamente disectado.

La precipitación media anual del periodo analizado fue de 529±160 mm. El periodo fue normal-húmedo, con 11 años sobre 20 con lluvias entre 615 - 659 mm. Se registraron 199 lluvias (9,3%) erosivas, siendo la máxima registrada de 95 mm. La intensidad media de las lluvias fue de 12 - 45 mm h<sup>-1</sup>.

La muestra la matriz de contingencia de las áreas afectadas por barrancos en el periodo de estudio 1975 – 1995, como resultado de la tabulación cruzada entre las coberturas con los límites de los barrancos en las dos fechas. La Figura 2 muestra gráficamente el resultado de la superposición de los límites del sistema de barrancos las fechas consideradas y las áreas de retroceso y relleno.

Tabla 2. Matriz de contingencia de las áreas erosionadas en 1975 y 1995 en la cabecera de la riera Rierussa (Fontsanta)

	Año 1975 (ha)		
Año 1995 (ha)	Áreas afectadas por barrancos	Áreas no afectadas	Total (año 1995)
Áreas afectadas por barrancos	9,58	0,46 <sup>(1)</sup>	10,04
Áreas no afectadas	1,06 <sup>(2)</sup>	57,78	58,84
Total (año 1975)	10,64	58,24	68,88

<sup>(1)</sup> Área erosionada en el periodo 1975 - 1995; <sup>(2)</sup> Área de barrancos rellenada en el periodo 1975 - 1995

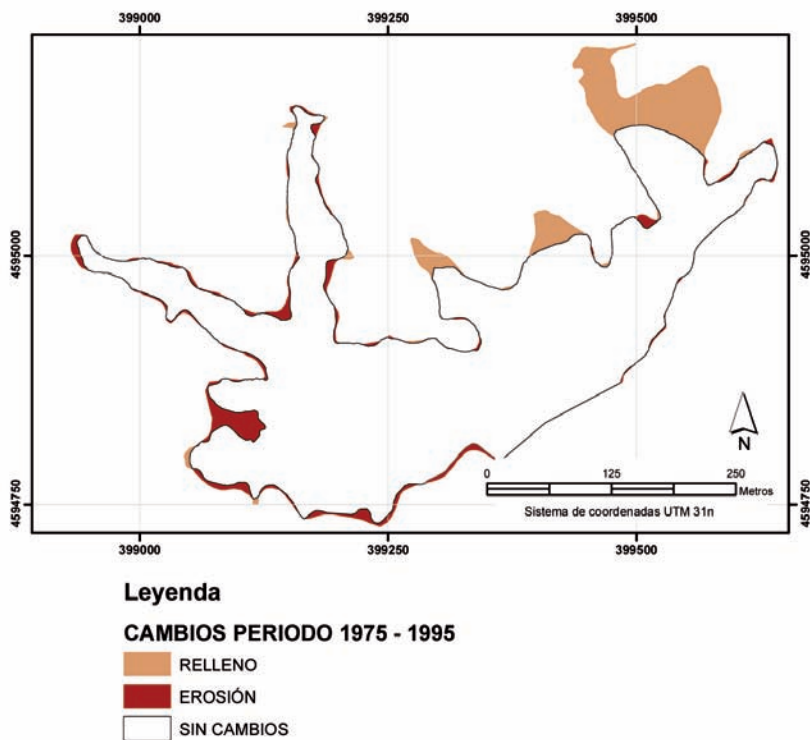


Figura 2. Retroceso y relleno de los barrancos de la cabecera de la riera Rierussa en el periodo 1975 – 1995

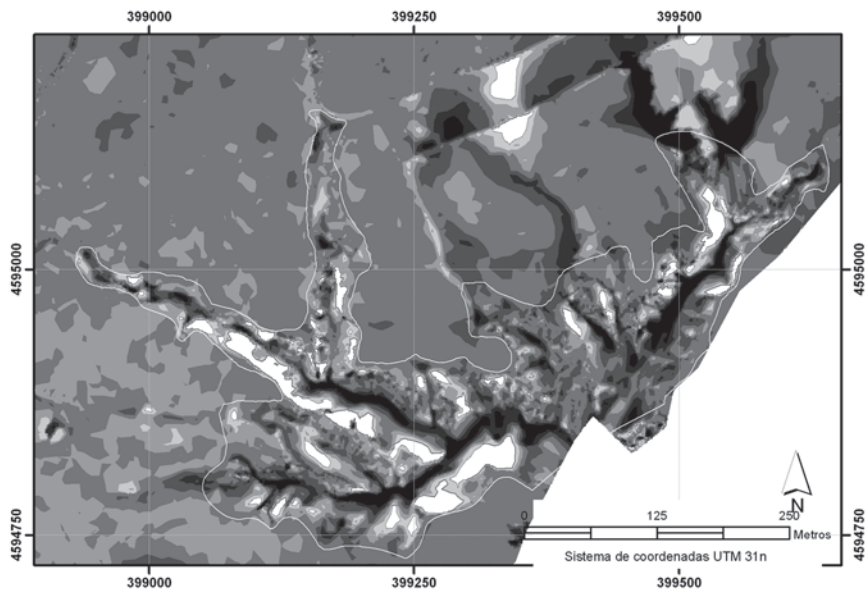
De la se deduce que el área afectada por los barrancos fue respectivamente de 10,64 y 10,4 ha respectivamente en 1975 y 1995, lo cual puede parecer erróneo en una primera interpretación. Esta aparente disminución del área afectada es debida al relleno de parte de algunos barrancos para creación de nuevas plantaciones de viña (práctica común en el área de estudio). El área erosionada entre 1975 y 1995 fue de 0,46 ha (de las 68,8 ha de la cuenca), es decir el 0,7% de la cuenca. Esto representa una tasa anual de erosión de 0,023 ha año<sup>-1</sup> o una tasa de retroceso lineal de 0,08 m año<sup>-1</sup>. Estas tasas son tasas por defecto, ya que las áreas erosionadas y rellenadas en el periodo no han podido ser evaluadas. No obstante, son similares a las encontradas por otros investigadores (Vandekerckhove et al., 2001). El retroceso no es uniforme a lo largo del perímetro. La erosión en las paredes lateral parece más importante que el retroceso de la cabecera, aunque esto puede estar enmascarado por algunas medidas de conservación que se aplican para evitar la erosión remontante.

La resume los datos de erosión y sedimentación en el periodo 1975 – 1995 para los barrancos de la cabecera del sistema de la riera Rierussa. De ella se deduce que el 51,5% del área ocupada por los barrancos sufrió algún tipo de erosión durante dicho periodo, mientras que en el 29,1% del área se produjo deposición de materiales. La Figura 3 muestra las diferencias de elevación de los años 1975 y 1995 a partir de las cuales se ha realizado el análisis de las tasas de producción de sedimentos. El total de volumen de materiales desplazado durante el periodo fue de 944234498 m<sup>3</sup> (1699618097 Mg), con una tasa de producción de sedimentos (SPR) de 84640 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Parte de este volumen desplazado fue depositado dentro del área estudiada (41,0% de los materiales): 387112545 m<sup>3</sup> (541963563 Mg), lo cual supone una tasa de sedimentación media (SDpR) de 27018 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La tasa de erosión neta (NE), calculada como SPR - SDpR, fue de 57658 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con una tasa de exportación de sedimentos (SDRg) del 68,1%.

Tabla 3. Tasas de erosión y deposición en el área afectada por barrancos en la cabecera de la riera Rierussa en el periodo 1975 – 1995

	Área afectada (m <sup>2</sup> )	Diferencia de altitud media (m)	Volumen total (m <sup>3</sup> )	Masa total estimada (Mg)	Tasa media anual (Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )
Erosión	50888	-1,86	94423±4498	169961±8097	SPR 846±40
Estable	19152	-0,007	130±1693	234±3047	1,2±15
Deposición	28788	1,34	38711±2545	54196±3563	SDpR 270±18

Los patrones de erosión y sedimentación no fueron uniformes a lo largo del área de estudio (Figura 3). La erosión se produjo principalmente en las paredes laterales casi verticales, caracterizadas por la ausencia de vegetación. Así, los movimientos de masa, que preferentemente ocurren en las paredes orientadas al N o NE, vendrían a suponer hasta el 46,9% de la producción total de sedimentos dentro del barranco. Los sedimentos que se depositan lo hacen preferentemente en la parte media y terminal de los cauces. Suponen hasta el 31,9% de los sedimentos generados lo cual, si se compara con resultados de otras áreas de estudio 2,2 – 15,8% (DeRose et al., 1998), puede estar indicando una cierta estabilización de los cauces.



### Leyenda

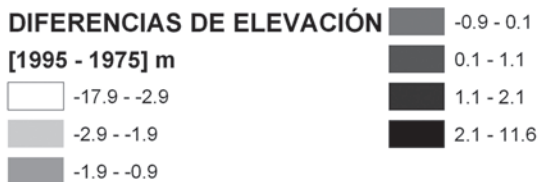


Figura 3. Diferencias de elevación calculadas a partir de los modelos digitales de elevación detallados (1 m de resolución) obtenidos por restitución fotogramétrica de fotografías aéreas de las fechas 1975 y 1995

Con respecto a las tasas de erosión obtenidas en otras zonas de estudio, existe una diferencia de un orden de magnitud menor en relación a la obtenida en el Alt Penedès – Anoia (Bufalo y Nahon, 1992; Martínez-Casasnovas y Poch, 1998). Tal diferencia es atribuible al método de cálculo de la erosión. Mientras otros métodos sólo incluyen los procesos de generación de sedimentos por flujo superficial, el propuesto incluye también la incisión de los cauces, los movimientos en masa, la erosión lateral de los cauces y la erosión remontante.

## CONCLUSIONES

El presente trabajo pone de manifiesto el creciente interés por la investigación de la erosión por cárcavas y barrancos como tipo de erosión que puede suponer la mayor pérdida de suelos y generación de sedimentos en áreas agrícolas.

Respecto al caso de estudio en la región vitícola del Alt Penedès – Anoia (Barcelona), la investigación se ha basado en el uso de tecnologías de la información geográfica (sistemas de

información geográfica y teledetección), contribuyendo al desarrollando métodos para la cuantificación de la erosión como el análisis multitemporal de modelos digitales de elevación. Estos métodos, en comparación con otras técnicas o modelos existentes de medida o estimación de la erosión en cárcavas y barrancos, integran la erosión causada por diversos tipos de procesos: flujo superficial, movimientos en masa, erosión de paredes laterales por los cauces, retroceso de las cabeceras de las cárcavas o barrancos o incisión de los cauces.

En esta área de estudio, la cartografía de la erosión por barrancos a escala regional, ha puesto de manifiesto que el 15,2% de la superficie ha sido afectada por la erosión por barrancos. Existen unidades de paisaje donde la disección alcanza el 31,9% del área (zona norte del Glacis-Piedemonte) o unidades donde la disección es muy baja (2,3% en la zona de relieves aluviales recientes). Las diferencias estriban en el control que ejercen los materiales subyacentes y en el potencial para la erosión en cada zona (diferencia de elevación con respecto al nivel de base). Los procesos de erosión por barrancos están actualmente activos, con tasas medias anuales de generación de sedimentos (en el área modelo de Masquefa) de  $84640 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , y de erosión neta de  $57658 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , lo cual supone una tasa de exportación de sedimentos del 68%. Esta tasa neta promedio representa 2,78 veces la erosión producida por eventos extremos de precipitación en parcelas de viña, lo cual indica la importancia de los procesos de erosión por barrancos en la generación de sedimentos en el área de estudio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bufalo M., Nahon D., (1992). Erosional processes of Mediterranean badlands: a new erosivity index for predicting sediment yield from gully erosion. *Geoderma*, 52: 133-147.
- Casalí J., Bennet S., Robinson K.M., (2000). Process of ephemeral gully erosion. *International Journal of Sediment Research*, 15: 31-41.
- Casalí J., Giménez R., (2007). *Progress in gully erosion research*. Universidad Pública de Navarra, Pamplona.
- DeRose R.C., Gómez B., Marden M., Trustrum N.A., (1998). Gully erosion in Mangatu forest, New Zealand, estimated from digital elevation models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23: 1045-1053.
- Faulkner H., Spivey D., Alexander R., (2000). The role of some site geochemical processes in the development and stabilisation of three badland sites in Almería, Southern Spain. *Geomorphology*, 35: 87-99.
- Foster G.R., (1986). Understanding ephemeral gully erosion. *Soil Conservation*, vol. 2. National Academy of Science Press, Washington, DC, pp. 90-125.
- Gallart F., (1981). Neógeno superior y Cuaternario del Penedès (Catalunya, España). *Acta Geológica Hispánica*, 16: 151-157.
- Li Y., Poesen J., Valentin C., (2004). *Gully Erosion Under Global Change*, Sichuan Science Technology Press, Chengdu, China (2004) 354 pp.
- Martínez-Casasnovas J.A., (1998). Suelo-paisaje-erosión. Erosión por cárcavas y barrancos en el Alt Penedès-Anoia (Cataluña). Un enfoque de estudio mediante tecnologías de la información espacial: Bases de datos, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Tesis doctoral, Universidad de Lleida, Lleida.
- Martínez-Casasnovas J.A., Poch R.M., (1998). Estado de conservación de los suelos de la cuenca del embalse Joaquín Costa. *Limnética*, 14: 83-91.
- Martínez-Casasnovas J.A., Ramos M.C., Ribes-Dasi M., 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 105 (1-2): 125-140.



- Martínez-Casasnovas J.A., (2003). A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion. *Catena*, 50 (2-4): 293-308.
- Nacci S., (2001). Alteraciones en el régimen hídrico del suelo asociadas a la sistematización y cambios en el manejo de tierras con viña de secano en el Anoaia - Penedès. Tesis doctoral, Universidad de Lleida, Lleida.
- Poesen J., Vandaele K., van Wesemael B., (1998). Gully erosion: Importance and model implications. En: *Modelling soil erosion by water* (Boardman, J., Favis-Mortlock, D., Eds.). NATO ASI Series, Vol. I 55, Springer-Verlag: Berlin Heidelberg, pp. 285-311.
- Poesen J., Valentin C. (Eds.) (2003). Gully Erosion and Global Change. *Catena*, 50: 2–4. Special issue.
- Poesen J., Nachtergaele J., Verstraeten G., Valetin C., (2005). Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena*, 60: 129-146.
- Poesen J., Vanwalleghem T., De Vente J., Knapen A., Verstraeten G., Martínez-Casasnovas J.A., (2006). Gully erosion. Chapter 2.5. En: *Soil Erosion in Europe* (Boardman, J., Poesen, J., Eds.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, England, pp. 515-536.
- Ramos M.C., Porta J., (1994). Rainfall intensity and erosive potential in NE Spain Mediterranean area. First results on sustainability of vineyards. *Il Nuovo Cimento*, 17: 291-299.
- Ramos M.C., (2001). Rainfall distribution patterns and their changes over time in a Mediterranean area. *Theoretical and Applied Climatology*, 69: 163-170.
- Ramos M.C., Martínez-Casasnovas J.A., (2006). Trends in precipitation concentration and extremes in the Mediterranean Penedès-Anoaia region, NE Spain. *Climatic Change*, 74: 457-474.
- Ramos M.C., Martínez-Casasnovas J.A., (2009). Impacts of annual precipitation extremes on soil and nutrient losses in vineyards of NE Spain. *Hydrological Processes*, 23 (2): 224-235.
- Soil Science Society of America, 2001. *Soil Science Society of America, 2001. Glossary of Soil Science Terms*. Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Soil Survey Staff, (1998). *Keys to Soil Taxonomy*, 8<sup>th</sup> edition. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C.
- Stroosnijder L., Eppink L.A.A.J., (1993). *Principles of soil and water conservation. Lecture notes of course K200-500/510*. WAU. Wageningen, The Netherlands.
- Tropeano D., (1983). Soil erosion on vineyards in the Tertiary Piedmontese basin (northwestern Italy): studies on experimental areas. *Catena Supplement*, 4: 115-127.
- USDA-NRCS, (1997). *American's Private Land: A Geography of Hope*. United States Department of Agriculture–Natural Resource Conservation Service, Washington, DC.
- Usón A., (1998). *Medidas de control de la erosión en suelos de viña de las comarcas Anoaia – Alt Penedès (Barcelona): Efectividad y viabilidad*. Tesis doctoral. Universidad de Lleida, Lleida.
- Valentin C., Poesen J., Yong L. (2005). Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena*, 63: 132-153.
- Vandekerckhove L., Poesen J., Oostwoud Wijdenes D., Gyssels G., 2001. Short-term bank gully retreat rates in Mediterranean environments. *Catena*, 44: 133-161.
- Wainwright J., (1996). Infiltration, runoff and erosion characteristics of agricultural land in extreme storm events, SE France. *Catena*, 26: 24-47.
- Wicherek S., (1991). Viticulture and soil erosion in the North of Parisian Basin. Example: The Mid Aisne Region. *Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd.* 83: 115-126.
- Zinck J.A., (1988). *Physiography and Soils. Soil Survey Courses. Subject matter K6. ITC Lecture Notes SOL-41*.

# TASAS DE EROSIÓN Y HUMEDAD DEL SUELO BAJO CUBIERTAS VEGETALES EN OLIVAR BAJO CLIMA SEMIÁRIDO SUELOS YESÍFEROS

R. Bienes<sup>1,2</sup>, M. Ruiz<sup>1</sup>, R. Jiménez-Ballesta<sup>3</sup> y M.J. Marqués<sup>1</sup>

<sup>1</sup> IMIDRA. Finca Experimental "El encín", A-II km 38,2 28800-Alcalá de Henares (Madrid). ramon.bienes@madrid.org, mjose.marques@madrid.org, marta.ruiz@madrid.org

<sup>2</sup> Dpto de Geología, Edificio de Ciencias, UAH. 28871- Alcalá de Henares (Madrid)

<sup>3</sup> Dpto de Geología y Geoquímica, UAM, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid (España). raimundo.jimenez@uam.es

## INTRODUCCIÓN

Los olivares los encontramos frecuentemente sobre terrenos con pendiente en donde los procesos erosivos adquieren un papel predominante. En los últimos años se han realizado múltiples estudios centrados en el manejo de los olivares, prestando especial atención al tipo de laboreo y al desarrollo de cubiertas vegetales con el fin de disminuir la erosión (Hernández *et al*, 2005; Francia *et al*, 2006).

## MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se halla situada al SE de Madrid, con una pluviometría media de 390 mm y ETP anual de 769 mm. El fuerte déficit hídrico condiciona el desarrollo de cubiertas vegetales. El suelo es un *Xeric Haplogypsid* con altos contenidos en limo y bajos en materia orgánica y arcilla, responsables de la débil estructura del horizonte superficial y baja resistencia de los agregados al impacto de la gota de agua, formándose fácilmente costras superficiales por splash.

El olivar intensivo (6 x 7 m<sup>2</sup>) en el que se han realizado los ensayos tiene una superficie de 3 has. Los tratamientos ensayados en las calles son: a) Barbecho (labor única en otoño) con posterior desarrollo de vegetación espontánea; b) cubierta *Brachypodium distachyon*, c) cebada, y d) herbicida (sólo en las líneas de los olivos). Las cubiertas vegetales se han segado en los momentos previos al déficit hídrico (primavera). En cada uno de estos tratamientos se han establecido 3 microparcels de erosión (0,5 m ancho x 2 m largo), en las que se ha determinado las pérdidas de suelo y monitorizado la humedad del suelo a 15 y 30 cm cada 15 minutos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos corresponden al período septiembre-2007 a diciembre-2008, en el cual se registraron pocas precipitaciones que ocasionaron un desarrollo de las cubiertas vegetales anómalo, y hasta abril no experimentaron un crecimiento notable con un denso recubrimiento el suelo, por lo que la cobertura entre el barbecho y la cebada, no fue significativa hasta ese momento.

La cubierta más eficaz para el control de la erosión fue la de *B. distachyon* (4 t.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>), mientras que la cubierta de cebada no representó el comportamiento que era de esperar (Gómez *et al*, 2009), siendo las pérdidas de suelo en los tratamientos de herbicida, cebada y barbecho



muy similares (9,3 , 11,1 11,4 t.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> respectivamente). Dado que los suelos de estudio presentan una profundidad media útil en torno a 50-60 cm, la tolerancia a la pérdida de suelo la establecemos en unas 5 t.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, por lo que el mantenimiento del barbecho de las calles no es un tratamiento sostenible.

Desde el punto de vista de la humedad del suelo, los mayores contenidos de humedad a 15 cm a lo largo de todo el año se han registrado bajo cubierta de cebada, debido a que esta permite una mayor infiltración, coincidiendo con los ensayos de Castro *et al* (1991). Sin embargo, a 30 cm de profundidad la cebada sólo presenta mayor humedad en otoño e invierno, mientras que en primavera es el *B. distachyon* y durante el verano hay poca diferencia entre cebada, *B. distachyon* y herbicida. El barbecho es el tratamiento que menor contenido de humedad ha presentado durante las 4 estaciones, tanto a 15 cm como a 30 cm.

## CONCLUSIONES

Las pérdidas de suelo registradas bajo barbecho (11,4 t.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>) coinciden con las citadas por Gómez *et al* 2008. Este tratamiento es el que registra un menor contenido de humedad tanto a 15 como a 30 cm en todo momento del año. En aquellas zonas en las que el factor limitante sea la pérdida de suelo, la cubierta de *B. Distachyon* es la más aconsejable.

## BIBLIOGRAFÍA

- Castro,J; Saavedra,M; Pastor,M. 1991. Improvement in infiltration in olive groves through use of a cereal cover crop. ITEA-Produccion-Vegetal, 88(2): 95-104.
- Francia Martínez JR, Durán Zuazo VH, Martínez Raya A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). Science of the Total Environment 358(1-3): 46-60.
- Gómez, J.A., Giráldez, J.V. and Vanwallegem, T. 2008. Comments on “Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed?” by L. Fleskens and L. Stroosnijder. Geoderma 147 (2008) 93–95.
- Gómez, J.A.; Sobrino, T.A.; Giráldez, J. V. and Fereres, E. (2009). Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. Soil and Tillage Research, ): 5-13.
- Hernández AJ, Lacasta C, Pastor J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. Agricultural Water Management 77(2005). 232-248.

# CULTIVO DE CÍTRICOS Y EROSIÓN DE SUELOS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

**A. Cerdà<sup>1</sup>, A. Giménez-Morera<sup>2</sup>, E. Terol<sup>3</sup>, A. Domínguez<sup>4</sup>, M.F. Jurgensen<sup>5</sup>,  
S.H. Doerr<sup>6</sup>**

<sup>1</sup> *Departament de Geografia. Universitat de València. Blasco Ibáñez, 28, 46010-València. artemio.cerda@uv.es*

<sup>2</sup> *Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Escuela politécnica superior de Alcoy, Universidad Politécnica de Valencia. Paseo del Viaducto, 1 03801 Alcoy (Alicante)*

<sup>3</sup> *E.T.S.I. Geodésica, Cartográfica y Topografía. Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n 46022, Valencia*

<sup>4</sup> *Estació Experimental Agrària de Carcaixent. Institut Valencià de Investigacions Agràries. Partida Barranquet, s/n, 46740-Carcaixent, Valencia.*

<sup>5</sup> *School of the Environment and Society, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8P, UK.*

<sup>6</sup> *School of Forest Resources and Environmental Science. Michigan Technological University. Houghton, MI 49931, USA*

## INTRODUCCIÓN

Los cítricos son el cultivo emblemático de la Comunidad Valenciana desde hace décadas. Su cultivo se ha generalizado en el Mediterráneo en el último siglo fruto de la cercanía de las zonas consumidoras del norte de Europa. A pesar de ello, los cítricos no son un cultivo Mediterráneo, sino que procede del sudeste asiático donde las condiciones climáticas son cálidas y húmedas. Así, los cítricos mediterráneos necesitan del riego durante el verano, cuando se produce la típica sequía estival acompañada de un aumento de las temperaturas. Por ello, las explotaciones cítricas se localizaron siempre en los fondos de valles, terrazas fluviales, conos aluviales o incluso deltas, donde el regadío por gravedad era posible. Esto también supuso que las zonas cítricas tradicionales fueran zonas de sedimentación. A partir de los años 80, y fruto del uso de los riegos localizados en pendiente, se dejó de construir campos nivelados y con terrazas de cultivo, y permitió la proliferación de los campos en laderas, en ocasiones en pendientes elevadas. Pero este cambio substancial de las explotaciones agrícolas no ha ido acompañado de una adaptación de los manejos agrícolas. El laboreo, y sobretodo el uso de herbicidas, ha dado lugar a la aceleración de los procesos de erosión de forma alarmante. Este trabajo presentará los primeros resultados de mediciones realizadas en la Comunidad Valenciana y Murciana sobre la pérdida de suelo y aguas en las “nuevas” explotaciones cítricas que está siendo llevada a cabo por el proyecto CitrusControl (CGL2008-02879/BTE) que cuantifica las tasas de erosión y desarrolla medidas de control de la erosión y recuperación de suelos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han cuantificado las tasas de erosión en eventos extraordinarios como los de Octubre de 2007 y 2008 mediante transectos geomorfológicos y levantamientos topográficos. También, mediante experimentos con lluvia simulada se ha comprobado como las tasas de erosión son extraordinariamente elevadas en estos espacios agrícolas respecto a otros cultivos y zonas forestales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los levantamientos topográficos arrojan datos alarmantes de las tasas de erosión durante eventos extraordinarios con 170 y 180 mm día<sup>-1</sup>. Se cuantificaron 50 Mg ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, y en algunos campos superó las 160 Mg ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. La medición con lluvia simulada ha dado lugar a valores entre 10 y 1000 veces superiores a los de las tasas de erosión medidas en campos de cultivo con prácticas de agricultura de conservación. Los herbicidas usados masivamente son los responsables de esta situación (Bodí et al., 2007), que ha sido corroborado en distintas zonas de estudio (Cerdà et al., 2007). Además estas nuevas explotaciones están esquilmando los acuíferos y con ello haciendo desaparecer la tradicional citricultura dependiente de los manantiales (Giménez Morera y Cerdà, 2007).

## CONCLUSIONES

Se ha comprobado como el cultivo de cítricos en laderas sin control de la erosión del suelo está dando lugar a pérdidas de suelo alarmantes. Además, estos “nuevos” campos de cítricos han sido costosísimos en su construcción por disponer de riego localizado automático, desmontes, etc., lo que convierte a la erosión hídrica en la responsable de pérdidas económicas elevadas, además de degradar intensamente los suelos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bodí, M.B., Giménez-Morera, A., Cerdà, A. (2007). Herbicidas y agrogeotextiles frente a la erosión del suelo en la estación experimental de El Teularet-Sierra de Enguera, En La investigación ante la sociedad del conocimiento. Sostenibilidad y Medio Ambiente, Servei Publicacions Universitat Politècnica de València, 111-116.
- Cerdà, A., Bodí, M. B., Hevilla-Cucarella, E. B. (2007). Erosión del suelo en plantaciones de cítricos en laderas. Valle del riu Canyoles, Valencia. Agroecología, 2, 85-91.
- Giménez Morera, A., Cerdà, A. (2007). Cambios ambientales y económicos en la citricultura. El ejemplo del regadío tradicional del Riu dels Sants en la huerta de Xàtiva. Cuadernos de Investigación de la Ingeniería, 307- 320.

# ESTIMACIÓN DEL FACTOR "R" DE EROSIVIDAD DE LA LLUVIA MENSUAL Y ANUAL CON DATOS DE PRECIPITACIÓN MENSUAL Y ANUAL RESPECTIVAMENTE

M. Roldán, L. Carrero, V. Gómez

*Grupo de Investigación Ecología y Gestión Forestal Sostenible. ECOGESFOR-UPM. E.U.I.T. Forestal. Avda. Ramiro de Maeztu s/n. Ciudad Universitaria.28040 Madrid. margarita.roldan@upm.es*

## INTRODUCCIÓN

La mayoría de las expresiones para el cálculo de la energía cinética de la lluvia (EC) manejan como parámetro de lluvia la intensidad (I). El uso de las expresiones que permiten obtener la energía cinética a partir de la precipitación diaria ha permitido desarrollar una metodología sencilla para el cálculo del factor R ( $EC \cdot I_{30}$ ), utilizado para estimación de erosión hídrica, a partir de los datos registrados con un pluviómetro (Roldán, 2006). Esta metodología presenta principalmente, la ventaja de buena interpretación del fenómeno de relación  $EC_{24h}$ - $P_{24h}$  con coeficientes de correlación elevados. Dicha metodología ha permitido un paso más en el cálculo de dicho factor R, ya que su aplicación ha hecho posible la obtención de unas ecuaciones de regresión que permiten calcular los valores de R a nivel mensual, valores necesarios para la estimación del factor "C" de los cultivos, así como la estimación del factor R a nivel anual, siendo la información requerida para su cálculo la precipitación mensual y anual respectivamente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se solicitaron a la Agencia Estatal de Meteorología las precipitaciones diarias de 14 estaciones distribuidas en todo el ámbito español en un período de 25 años, siendo el periodo de los datos común y en la mayoría de ellas con más de 20 años completos. En dichas estaciones se obtuvieron las EC diarias con las expresiones  $EC_{24h}$ - $P_{24h}$  recogidas en Roldán (2006) y validadas con datos de pluviógrafo y con valores de EC registrados con un disdrómetro (Joss y Waldvogel, 1967). La intensidad máxima en 30 minutos ( $I_{30}$ ) se obtuvo con la ley I-D-F (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1988). Con el producto de  $EC_{24h}$  y  $I_{30}$ , se estimaron los valores de las R diarias de todos los días de lluvia registrados en las estaciones y en el periodo solicitados. El valor de  $R_{\text{mensual}}$  se obtuvo como suma de los  $R_{\text{diario}}$  del mes y la  $R_{\text{anual}}$  como suma de las  $R_{\text{mensual}}$  del año considerado. Las precipitaciones mensuales, en cada estación, se calcularon como suma de las precipitaciones diarias registradas en cada mes, y la precipitación anual como suma de las precipitaciones mensuales del año.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se buscaron ecuaciones de regresión que ajustasen los más de 3300 valores de  $R_{\text{mensual}}$  y  $P_{\text{mensual}}$  obteniéndose la ecuación potencial entre dichas variables,  $R_{\text{mensual}} = 0.01 \cdot P_{\text{mensual}}^{1.609}$  con un  $r^2 = 0.918$ .

Con los más de 330 valores de  $R_{\text{anual}}$  y  $P_{\text{anual}}$  se buscaron también ecuaciones que los ajustasen, encontrándose la ecuación potencial  $R_{\text{anual}}=0.018 \cdot P_{\text{anual}}^{1.340}$  con un  $r^2=0.821$ . En ambos casos se hizo un análisis de residuos verificándose que los residuos se distribuyen de forma aleatoria alrededor del eje x, lo que nos podría estar indicando una aceptable interpretación del fenómeno de relación entre los valores de  $P_{\text{mensual}}$  y  $R_{\text{mensual}}$  por un lado y de la relación de  $R_{\text{anual}}$  y  $P_{\text{anual}}$  por otro.

## CONCLUSIONES

En las localizaciones donde se disponga de información detallada de precipitación, intensidades de precipitación o precipitación diaria, es recomendable el uso de las ecuaciones del tipo EC-I o EC<sub>24h</sub>-P<sub>24h</sub> para cálculo del factor “R”, pero en muchas localizaciones no se dispone de dicha información, ya que la única información que existe es la precipitación mensual y en el peor de los casos, únicamente, la precipitación anual. La metodología que se presenta en este trabajo tiene la ventaja de su sencillez y sobretodo de que la información necesaria para los cálculos de “R” es de fácil disposición. Por lo que el uso de las ecuaciones presentadas en la estimación de dicho factor para el cálculo de la erosión hídrica podría ser de gran utilidad en dichos lugares en donde no se podría obtener con los procedimientos ó métodos tradicionales que requieren como ya se ha comentado de información pluviométrica más detallada.

## BIBLIOGRAFÍA

- Joss J., Waldvogel A., (1967). Ein spektrograph für Niederschlag atropfen mit automatischer auswertung. Pure and Applied Geophysic. 68: 240-246.
- Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente. Dirección General de Carreteras (1993) Drenaje Superficial. Instrucción 5.2- IC.
- Roldán, M. (2006). El poder de la lluvia. Características de la precipitación y erosividad. Nueva formulación para la estimación de la erosividad. Aplicación al cálculo del factor “R” de la USLE. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente.

# EFECTO DE LA QUEMA Y LA FERTILIZACIÓN DE VEGETACIÓN HERBÁCEA NATURAL SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA: PÉRDIDAS DE SUELO, AGUA, FÓSFORO Y POTASIO

I. Bertol<sup>1</sup>, E. Gobbi<sup>1</sup>, F.T. Barbosa<sup>1</sup>, J. Paz Ferreiro<sup>2</sup>, E. Vidal Vázquez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Solos e Recursos Naturais. Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC. Lages, Santa Catarina, Brasil. a2ib@cav.udesc.br

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias. Universidad de La Coruña-UDC. Campus A Zapateira s/n 15071 La Coruña. evidal@udc.es

## INTRODUCCIÓN

En el sur de Brasil, la quema de la formación herbácea natural denominada “campo” y dedicada a pastoreo extensivo es frecuente, con el objetivo de favorecer el desarrollo de una masa vegetal que contenga menos fibra para su consumo por el ganado. La quema mineraliza la biomasa vegetal, libera nutrientes, elimina la cobertura del suelo y aumenta la erosión con respecto a la situación en que la vegetación natural no está sujeta a quema (Coutinho, 1990; Schacht *et al.*, 1996). Cuando los campos se abonan las pérdidas de nutrientes asociadas al agua de escorrentía se ven incrementadas con respecto a la situación de ausencia de abonado (Bertol *et al.*, 2007).

## MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se presentan los resultados de un ensayo efectuado en 2007 en la región montañosa del estado de Rio Grande do Sul, en el sur de Brasil, en el que se cuantificaron las pérdidas de agua y suelo y las concentraciones de fósforo y potasio en la escorrentía de un Oxisol ocasionadas por la erosión bajo lluvia simulada en campo natural. Durante el ensayo, se aplicó la lluvia simulada con una intensidad de 75 mmh<sup>-1</sup> y una duración de tres horas. Se efectuaron muestreos manuales cada cinco minutos desde el inicio de la escorrentía para evaluar las pérdidas de agua, suelo y nutrientes. Los tratamientos estudiados fueron los siguientes: 1) campo natural, 2) campo natural abonado, 3) campo natural quemado y 4) campo natural quemado y abonado. El abonado consistió en la aplicación en superficie de 74 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo (superfosfato triple).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las pérdidas de suelo fueron 5,5 veces mayores en los tratamientos quemados que en los no quemados. El campo quemado produjo una escorrentía 66% mayor que el no quemado, observándose además en el primero una disminución del tiempo de equilibrio y un aumento de la intensidad máxima de escorrentía (Figura 1). Los contenidos de fósforo y potasio en el agua de escorrentía fueron mayores en los tratamientos abonados que en los no abonados y también fueron mayores en los no quemados en relación a los quemados (Cuadro 1). Así, en el campo quemado el contenido en fósforo del agua de escorrentía fue 4,4 veces superior en el tratamiento abonado que en el no abonado. Por otra parte, en el campo no quemado el abonado incrementó en un 86% el contenido en fósforo del agua de escorrentía comparado con el no abonado. Si se consideran tanto los tratamientos abonados como los no abonados, la quema de la vegetación

natural propició un incremento de 37 veces en el contenido en fósforo del agua de escorrentía. Los contenidos de potasio del agua de escorrentía presentaron tendencias similares a las observadas para el fósforo, apreciándose también un importante aumento de los valores de potasio tras la quema. Asimismo el abonado aumentó el potasio del agua de escorrentía, y el incremento fue mayor en las parcelas quemadas.

Tabla 1. Pérdidas de suelo y de agua, y contenido de fósforo y potasio para cuatro tratamientos de campo natural sobre un Oxisol, sometido a lluvia simulada

Tratamiento	Pérdidas de suelo (Kg ha <sup>-1</sup> )		Pérdidas de agua (% de precipitación)		P (mg L <sup>-1</sup> )	K (mg L <sup>-1</sup> )
CNc	5,65	6,88	27	33	1,56	3,80
CNs	8,11		39		0,84	2,89
CNqc	38,72	45,09	53	55	71,46	15,75
CNqs	51,45		57		16,44	12,40

CN: campo natural; CNq: campo natural quemado; c: con abono; s: sin abono

## CONCLUSIONES

La quema de la vegetación del campo natural ejerce una gran influencia sobre las pérdidas de suelo, y también afecta a las pérdidas de agua por escorrentía si bien en menor proporción. La quema del campo natural anticipa el inicio de la escorrentía y el pico de intensidad máxima de la misma en comparación a la ausencia de quema. Las concentraciones de fósforo y potasio solubles en el agua de escorrentía fueron incrementadas en mayor medida por la quema de la vegetación que por el abonado.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.J., Ritter, S.R. (2007). Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Till. Res*, 94: 142-150.
- Coutinho, L.M. (1990). O cerrado e a ecologia do fogo. *Ciência Hoje*, 68: 22-30.
- Schacht, W.H., Stubbendieck, J., Bragg, T.B., *et al.* (1996). Soil quality response of reestablished grasslands to mowing and burning. *J. of Range Management*, 49: 458-463.

# COMPARACIÓN DE LA EROSIÓN EN SUELOS POR SIMULADORES DE LLUVIA Y USLE

V. González<sup>1</sup>, M. Simón<sup>1</sup>, I. García<sup>1</sup>, J.A. Sánchez<sup>1</sup>, F. del Moral<sup>1</sup>,  
S. de Haro<sup>1</sup>, A. Iriarte<sup>3</sup>, F.J. Martín<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dpto. Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior. Univ. Almería. vga220@ual.es

<sup>2</sup> Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Univ. Granada.

<sup>3</sup> Estación Experimental del Zaidín. C.S.I.C. Granada.

## INTRODUCCIÓN

A pesar de la existencia de modelos de evaluación de la pérdida de suelo denominados "universales", como la U.S.L.E. (Universal Soil Loss Equation, Wischmeier & Smith, 1958), éstos se han desarrollado en condiciones ambientales muy diferentes, lo que haría necesaria una experimentación sobre el terreno para calibrar su aplicación en una región de clima mediterráneo. Por esta razón, estudiamos la evaluación de la erosión hídrica en suelos de clima mediterráneo, para poder calibrar la bondad de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (U.S.L.E.), mediante la existencia de medidas reales de la cantidad de material erosionado sobre parcelas experimentales utilizando simuladores de lluvia.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado 10 áreas de muestreo de forma que representen la mayor variabilidad posible respecto de los factores de la USLE, prestando especial atención a diferentes alternativas edáficas, de vegetación y de usos en Andalucía Oriental. En esta fase de campo, además de recoger las muestras de suelos correspondientes para su análisis en laboratorio, se obtuvieron simultáneamente la escorrentía y la pérdida de suelo utilizando un simulador de lluvia de intensidad variable (Simón et al, 1998) y un minisimulador tipo Kamphorst (1987). Además, en puntos seleccionados, se calcularon las tasas de infiltración. Posteriormente se analizaron los parámetros generales de los suelos seleccionados (contenido en carbono total y materia orgánica, textura, permeabilidad, etc.) lo que permitirá, además de su caracterización genérica, obtener los índices de erosionabilidad (factor K de la USLE) de cada uno de ellos. Además se valoró el peso de los sedimentos recolectados en cada una de las pruebas de simulación efectuadas en campo. Para cada uno de los suelos seleccionados se determinaron las tasas de pérdida de suelo, así como de las de infiltración, con el fin de compararlos mediante métodos estadísticos convencionales. Finalmente, se establecieron relaciones con datos potenciales de erosión evaluados según el modelo USLE.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de erosión obtenidos por ambos métodos son muy diferentes y, en casi todos los casos, las tasas de erosión estimadas utilizando la USLE son mucho mayores que las obtenidas con cualquiera de los simuladores utilizados. Aunque la USLE, en su factor de erosionabilidad del suelo (K), tiene en cuenta la estructura del suelo, permeabilidad, contenido en materia orgánica y textura, no considera todas las vías de agua que puedan permanecer abiertas y operativas para la circulación



de agua en las diferentes intensidades de lluvia que condicionan la permeabilidad del suelo en campo. Las tasas de erosión por unidad de escorrentía, estimadas por el simulador de intensidad variable y la metodología USLE, son similares en los suelos de margas (ricos en limos), algo superiores a las del simulador en los suelos de glacis, y mucho más elevadas en los suelos de esquistos. Así, en los suelos de margas, la estimación de la erosión por simulación y USLE se equiparan por la falta de estabilidad estructural (Figura 1); mientras que en los suelos con un horizonte árgico altamente estructurado, la erosión calculada con la USLE es hasta 6 veces mayor que la obtenida con el simulador de intensidad variable (Figura 2).

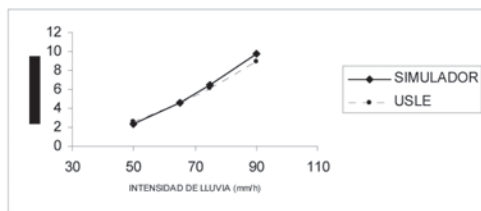


Figura 1. Tasas de erosión en suelos poco estructurados

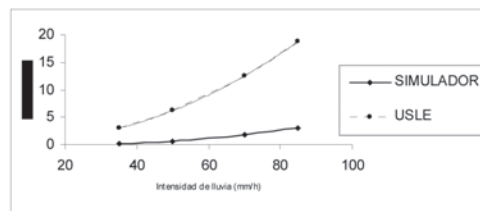


Figura 2. Tasas de erosión en suelos bien estructurados

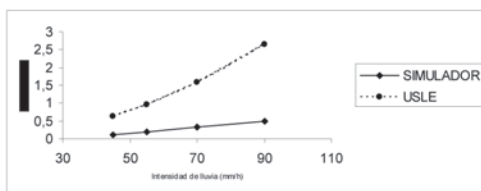


Figura 3. Tasas de erosión en suelos carbonatados y ricos en materia orgánica

En los suelos desarrollados sobre glacis, carbonatados, y ricos en arcilla y materia orgánica, las diferencias de erosión son más pequeñas y poco significativas (Figura 3). Lógicamente, estas tasas de erosión serían puntuales, de forma que la erosión real, debido a que también intervendrían la longitud e inclinación de la pendiente, sería mayor; al tiempo que la escorrentía podría concentrarse e incrementar la pérdida de suelo mediante la formación de cárcavas.

## CONCLUSIONES

Al calcular la pérdida de suelo aplicando la USLE es frecuente obtener una sobrestimación de las tasas de erosión y, por tanto, su uso debería de ir acompañado de trabajos de campo que cuantifiquen y corroboren la pérdida de suelo in situ.

## BIBLIOGRAFÍA

- Kamphorst, A. (1987). A small rain Simulator for the determination of soil erodibility Net. J. Ag. Sci. 35:407-415.
- Simón, M., Iriarte, A., Guardiola, J.L., Barahona, E., García, I. (1998). Soil infiltration rate under different vegetation cover using a rain Simulator of variable intensity. p 177-188. En: A. Rodríguez, C.C. Jiménez & M.L. Tejedor (Eds). The soil as a strategic resource: Degradation processes and conservation measures. Geofoma Ediciones. Logroño.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1958). Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transactions American Geophysical Union, 39: 285-291.

# UTILIZACIÓN DE UN ESCÁNER LÁSER PARA DETERMINAR LA EROSIÓN HIDRICA

A. Afana<sup>1</sup>, A. Solé-Benet<sup>2</sup>, J.L.Pérez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, General Segura, 1, 04001- Almería. ashraf@eeza.csic.es

<sup>2</sup> Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, General Segura, 1, 04001- Almería. albert@eeza.csic.es

<sup>3</sup> Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, Edificio A3, 23071- Jaén. jlperez@ujaen.es

## INTRODUCCIÓN

Para cuantificar la erosión hídrica en el campo se suelen utilizar diferentes métodos según los procesos específicos a cuantificar y/o su distribución espacial. Algunos de estos métodos tienen graves inconvenientes cuando intervienen flujos hiperconcentrados como los que se producen en zonas de badlands. En este trabajo se ensayó una técnica no invasiva, basada en la microtopografía mediante escáner láser (LS) para cuantificar la erosión. Se probaron distintos tipos de LS portátiles y diferente software para determinar su idoneidad en la cuantificación de volúmenes de material (suelo, regolito o roca) exportados por erosión hídrica.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se probaron tres instrumentos: LS-880 (Faro-Europe), ScanStation-2 (Leica Geosystems AG) y Illris-36D (Optech), y 5 tipos de software: Polyworks, Faro-Scene, I-Site Studio, Cyclon, y JRC-3D-Reconstructor. El LS de Faro utiliza tecnología de cambio de fase, a priori más precisa pero de menor alcance que la de tiempo de vuelo utilizada por los otros dos instrumentos. Todas las pruebas se llevaron a cabo en el mismo sector de una ladera desnuda sobre marga yesífera, de unos 30 x 30 m, con 20° de pendiente aproximadamente, en los *badlands* del sub-desierto de Tabernas.

**Protocolo experimental:** Una vez referenciada la zona de ensayo con estacas, se llevó a cabo un primer escaneo para obtener una nube de puntos que permitió generar una malla de la superficie “a” (xyz). A continuación se erosionaron artificialmente mediante extracción manual cinco hoyos con un volumen entre 1 y 2 L en cada uno de ellos. Los materiales extraídos se pesaron en el laboratorio para poder determinar los volúmenes extraídos dividiendo por la densidad aparente ( $D_a$ ). Dada la heterogeneidad de la  $D_a$  del suelo se consideraron volúmenes máximos y mínimos a partir de  $D_a$  mínimas y máximas (1.2 y 1.4 kg L<sup>-1</sup>). Un segundo escaneo permitió generar una malla de la superficie “b” (xyz). Por consiguiente, las diferencias entre “a” y “b” deberían proporcionar una buena medida de los volúmenes extraídos. Este protocolo experimental se repitió con cada uno de los instrumentos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como norma general, se considera que los errores de medición producidos por escaneos con un mismo instrumento sobre una misma superficie, en las mismas condiciones y procesados con el mismo software, son mínimos. Sin embargo, los diferentes algoritmos utilizados por diferente

software para generar mallas a partir de una misma nube de puntos podrían dar lugar a pequeñas variaciones que se quieren evaluar.

Los resultados de los volúmenes medidos y calculados presentan una variación significativa según el instrumento y el software aplicado (Fig 1 a y b). Las líneas azules y rojas unen los valores máximos y mínimos respectivamente de los volúmenes erosionados en campo y pesados en laboratorio. Las líneas verdes unen los valores calculados a partir de las diferencias entre las mallas obtenidas con distinto software. Lá línea verde discontinua de la Fig. 1b es la que más se aproxima al intervalo entre las líneas azules y rojas.

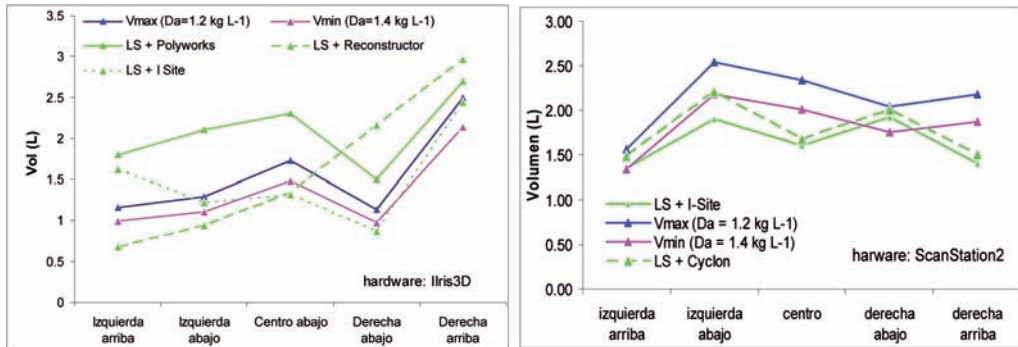


Fig 1 (a y b). Medición del volumen erosionado con dos tipos de LS y tres software

## CONCLUSIONES

El seguimiento mediante LS de sectores del terreno susceptibles de cambio debido a procesos erosivos es mucho más rápido y preciso que con otros métodos topográficos.

Sin entrar en valoraciones acerca de la idoneidad de los distintos instrumentos probados, se puede decir que todos ellos consiguen nubes de puntos suficientemente densas para generar mallas que se ajustan con notable precisión a la superficie del terreno. Sin embargo algunas combinaciones de hardware y software consiguen mejores resultados que otras. Los resultados a partir de escaneos con un mismo LS calculados con distintos software son ligeramente diferentes, lo que indica la importancia del algoritmo utilizado por cada uno de ellos para generar las mallas indispensables para el cálculo de los volúmenes erosionados.

# **RESTAURACIÓN DE LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO TRAS UN INCENDIO FORESTAL E IMPLICACIONES HIDROLÓGICAS**

**A. Jordán<sup>1</sup>, L.M. Zavala<sup>1</sup>, N. Bellinfante<sup>1</sup>, F.A. González<sup>1</sup>, J. Gil<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *MED\_Soil Research Group. Universidad de Sevilla. ajordan@us.es*

<sup>2</sup> *MED\_Soil Research Group. Universidad de Córdoba*

## **INTRODUCCIÓN**

El fuego es un factor ecológico que ha participado directamente en la dinámica y la estructura de los ecosistemas mediterráneos. Además de sus efectos sobre la vegetación, los efectos del fuego sobre los suelos incluyen cambios en la hidrología superficial, el riesgo de erosión, pérdidas de nutrientes y cambios de las propiedades físico-químicas. En muchos casos, la recurrencia de los incendios interrumpe la recuperación natural y favorece una degradación progresiva de las condiciones hidrológicas y erosivas previas a la aparición del fuego. El estudio de fuegos experimentales permite la recolección de datos inmediatamente posteriores al incendio y facilita la investigación de los procesos que tienen lugar a corto y medio plazo. En este trabajo se estudia el efecto de un incendio experimental sobre la hidrofobicidad natural de un suelo y se analiza el proceso de re-establecimiento de las propiedades iniciales a lo largo de los 18 meses posteriores a un incendio experimental.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

En Mayo de 2007 se llevó a cabo un incendio experimental en una parcela de 30x40 m<sup>2</sup> en la Sierra de Algeciras (Cádiz). La severidad del incendio fue baja, aunque en superficie se alcanzaron temperaturas capaces de destruir la hidrofobicidad pre-existente. Tras el fuego, se retiró manualmente la hojarasca en 1000 puntos homogéneamente distribuidos en la parcela experimental y se analizó la hidrofobicidad de la superficie del suelo a 0, 2 y 4 cm de profundidad utilizando el test de penetración de la gota de agua (WDPT; Doerr, 1998). Para estudiar la evolución temporal de la hidrofobicidad se realizaron tests de campo en 25 puntos cada dos meses entre junio (2007) y septiembre (2008). En estos puntos se llevaron a cabo el WDPT, el test de molaridad de etanol (MEDT; Doerr, 1998) y la medida del ángulo de contacto de la gota de agua con la superficie del suelo mediante un goniómetro portátil (CA). El mismo diseño experimental se llevó a cabo en una parcela de control similar próxima a la incendiada.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La proporción de puntos no hidrófobos decreció con la profundidad. La mayoría de los tests manifestaron una mayor hidrofobicidad del material subsuperficial, mientras que sólo el 42.5% de los puntos medidos en superficie se clasificaron como hidrófobos. Se encontraron diferencias entre la proporción de puntos hidrófobos a diferentes profundidades tanto en la parcela experimental como en la control. También se encontraron diferencias entre las muestras de diferentes profundidades en ambas parcelas. La proporción de puntos hidrófobos medidos mediante el

WDPT se incrementó progresivamente durante los primeros 18 meses después del fuego, pasando del 56 (junio 2007) al 92 % (septiembre 2008). Éste último valor fue muy semejante al observado en la parcela control (95.8 %). La frecuencia de puntos extremadamente hidrófobos creció en el mismo período de 0 a 44 %. La intensidad de la hidrofobicidad, medida mediante el MEDT varió de forma similar. La proporción de puntos no hidrófobos pasó del 44 al 16 % entre junio 2007 y septiembre 2008, mientras que la proporción de puntos muy fuertemente hidrófobos pasó de 0 a 20 %. La proporción de clases 3-7 del MEDT varió aleatoriamente hasta febrero de 2008, probablemente como consecuencia de los fuertes cambios en la humedad del suelo tras el verano. Después, la proporción de muestras hidrófobas se incrementó progresivamente entre febrero y septiembre de 2008, coincidiendo con un descenso continuado de la humedad del suelo. El ángulo de contacto varió entre  $\leq 90^\circ$  (muestras hidrófilas) y  $171^\circ$  (extremadamente hidrófobas). El promedio del ángulo de contacto no varió de forma importante durante el primer año ( $109-113^\circ$ ). En agosto y septiembre de 2008, el promedio del ángulo de contacto se incrementó significativamente ( $141$  y  $137^\circ$ , respectivamente). La proporción de muestras hidrófilas decreció al incrementarse la humedad del suelo, permaneció estable entre diciembre y abril y se incrementó progresivamente hasta septiembre 2008.

Aunque la hidrofobicidad del suelo no es la única causa del incremento en la escorrentía y la erosión tras un incendio, la pérdida de vegetación y de hojarasca puede potenciar sus efectos. En cualquier caso, la recuperación en 18 meses de los valores previos al incendio, junto al crecimiento de la vegetación, supone una rápida recuperación de las condiciones iniciales y del equilibrio de los procesos hidrológicos naturales.

## CONCLUSIONES

Tras un fuego de moderada intensidad, la hidrofobicidad preexistente en el suelo se redujo apreciablemente en superficie, aunque no se observaron efectos importantes a partir de 4 cm de profundidad. Sin embargo, la hidrofobicidad se restableció de manera natural prácticamente 18 meses después del fuego.

Los tests WDPT, MEDT y el CA miden distintos aspectos físicos de la hidrofobicidad (como la persistencia de la resistencia a la penetración del agua o la intensidad), pero mostraron una apreciable covariación. Los resultados muestran una gran dependencia entre los tres tipos de medida y su validez en campo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Doerr S.H. (1998). On standardizing the 'water drop penetration time' and the 'molarity of an ethanol droplet' techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:663-668.

# ESTRATEGIAS PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN DEL SUELO Y EL MANEJO DEL AGUA MEDIANTE CUBIERTAS HERBÁCEAS EN CULTIVOS LEÑOSOS

J. Pastor<sup>1</sup>, M. Benítez<sup>1</sup>, C. Lacasta<sup>1</sup>, A. J. Hernández<sup>2</sup>

<sup>1</sup> CCMA, CSIC, Departamento de Ecología de Sistemas y F. Experimental de "La Higuera"

<sup>2</sup> Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá de Henares

## INTRODUCCIÓN

Se desea exponer en este trabajo los hechos más significativos que han servido para las diferentes estrategias llevadas a cabo durante 12 años en el empleo de cubiertas vegetales en suelos que habían permanecido desnudos y muy degradados en un olivar y viñedo de secano durante más de cuarenta años.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se lleva a cabo en la Finca Experimental de la Higuera, CSIC (Sta. Olalla, Toledo), en un territorio semiárido, de lluvias irregulares y frecuentemente, torrenciales, favoreciendo fenómenos de escorrentía y pérdida de suelo. Los diseños experimentales del 1º tipo de manejo, así como los de las variables edáficas, se describen en Hernández *et al.* (2005). La humedad edáfica se ha monitorizado, inicialmente mediante medidas gravimétricas, seguidas de medidas de SWRC a diferentes profundidades del perfil (0-10, 10-20 y 20-40 cm), y posteriormente mediante equipos Dataloggers EM5 y sondas de humedad ECH<sub>2</sub>O de Decagon (Pastor *et al.*, 2007). Las cubiertas se siegan después de sembrar cada primavera.

## RESULTADOS

Un estudio previo de las condiciones ecoedáficas de los cultivos, nos llevó a la elección de cubiertas procedentes del banco de semillas, y de ecotipos temprano-medios de *T. subterraneum*, por su porte rastrero, rápido crecimiento, desarrollo radicular superficial, adaptación al régimen de lluvias, capacidad de captar N, de autosembrarse y ser poco competitivos con el cultivo. El monitoreo estacional de las especies y de su cobertura, unido al estudio de la humedad en el perfil edáfico (0-60 m) en épocas conflictivas de requerimiento de agua para los dos cultivos, así como su producción anual, nos han ido conduciendo a implantar tres tipos de estrategias, en relación a las convencionales (laboreo y no laboreo). El primer tipo de manejo desarrollado en el olivar favoreció la presencia de leguminosas espontáneas con una abundancia creciente (Tabla 1). A partir del 4º año, el heno recogido después de la siega de las mismas se incorporó al suelo de las parcelas de vegetación arvense del viñedo, que eran más pobres en leguminosas (Tabla 2). Debido a resultados no beneficiosos en la producción, se ha optado por llevar a cabo una rotación de las cubiertas (Tabla 3). De todas maneras, las estrategias están muy condicionadas a las variaciones climáticas (Figura 1), si bien resultan beneficiosas para la sostenibilidad.

Tabla 1. Biodiversidad (media del nº total) y recubrt. de leguminosas (valor medio %) en parcelas de vegetación arvense en el olivar. La + significa solamente presencia

Leguminosas	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º	9º	10º
Riqueza (nº total sp)	7	8	8	9	10	10	12	10	8	10
<i>Ornithopus compressus</i>	+	6	16	61	32	55	35	43	12	25
<i>Biserrula pelecinus</i>	+	4	14	32	10	37	23	22	9	18
<i>Trifolium arvense</i>	+	5	4	5	2	3	2	1	1	4
<i>Lupinus angustifolium</i>	+	1	1	3	+	2	2	1	+	1
Otras leguminosas	2	7	16	10	3	9	13	5	2	3

Otras leguminosas: *T. angustifolium*, *T. hirtum*, *Trigonella polyceratia*, *Vicia lutea* y *V. sativa*.

Tabla 2. Balance general de la cobertura proporcionada por especies de leguminosas, en parcelas de vegetación arvense (Veg. Arv.) y de trébol subterráneo (Treb.) en olivar y viñedo (porcentajes medios). El signo + indica presencia solamente

Especies	OLIVAR				VIÑEDO			
	1º año		10º año		1º año		10º año	
	Veg Arv.	Treb.	Veg Arv.	Treb.	Veg Arv.	Treb.	Veg Arv.	Treb.
<i>Ornithopus compressus</i>	+	-	45	7	-	-	17,3	11,3
<i>Biserrula pelecinus</i>	+	-	25	6	-	-	10	2,7
<i>Lupinus angustifolium</i>	-	-	0,6	+	0,8	-	+	-
<i>Trifolium arvense</i>	+	-	1	0,5	-	-	8,3	1,7
<i>Trifolium subterraneum</i>	-	14	1	30	-	60	10,7	36,7
Otras leguminosas*	2	2	2	2	< 1	< 1	2	2
Diversidad (Nº sp)	73	51	58	46	73	44	69	53

\*Otras especies de leguminosas que aparecen son: *Lathyrus angulatus*, *Medicago minima*, *M. polymorpha*, *Trifolium angustifolium*, *T. campestre*, *T. cernuum*, *T. glomeratum*, *T. hirtum*, *T. tomentosum*, *Vicia bengalensis* y *V. lutea*.

Tabla 3. Valores medios de la riqueza vegetal en las cubiertas del viñedo y producción de uva

Manejo I (1997)		Manejo II (2001)		Manejo III (2006)
Veg. Arvense / Prod.	Trébol / Prod	Veg. Arvense / Prod	Trébol / Prod.	Prod.
73 / 6017	44 / 6337	54,6 / 2068	64,3 / 1682	3337

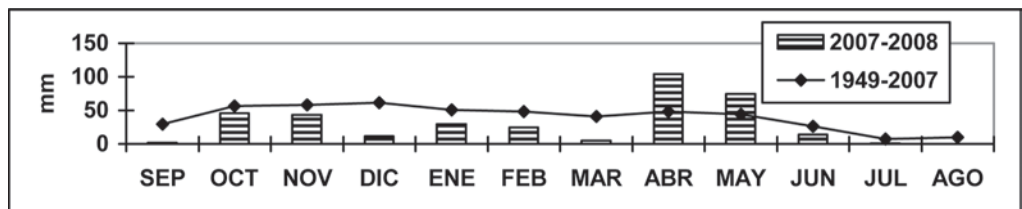


Figura 1

**Agradecimientos:** A la financiación de la JCCM, Proyecto POII-0179-2859.

## BIBLIOGRAFÍA

- Hernández, A. J., Lacasta, C., Pastor, J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agriculture Water Management*, 77: 232-248.
- Pastor, J., Benítez, M., Hernández, A. J. 2007. Cubiertas vegetales en olivar y viñedo: Balance de 10 años en relación al agua del suelo y su monitorización. En: *Tecnologías emergentes. Agroingeniería 2007*, Albacete. CD pp.1-16.





# **GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA A DISTINTAS ESCALAS EN UNA MICROCUENCA MEDITERRÁNEA**

**J. Campo, V. Andreu, E. Gimeno-García, O. González-Pelayo, J.L. Rubio**

*Centro de Investigaciones sobre Desertificación – CIDE (CSIC, UV, GV). Camí de la Marjal, s/n. Albal, 46470 Valencia, España. julian.campo@uv.es*

## **INTRODUCCIÓN**

Comprender las implicaciones de la escala en los procesos hidrológicos y erosivos es un reto importante. Existen diferentes procesos dominantes a cada escala que hacen que las medidas tomadas a determinada escala no sean, necesariamente, válidas a otra escala. Así cuando se cambia de una escala pequeña a una grande ya sea en el tiempo o en el espacio, los principios fundamentales o sus parámetros característicos tienen que ser cambiados (Braun et al., 1997). En algunos ecosistemas Mediterráneos, la producción de escorrentía a escala de cuenca depende enormemente del patrón de distribución espacial de la vegetación. Las áreas vegetadas actúan como “sumideros” o áreas de re-infiltración de la escorrentía en contraste con las zonas sin vegetación que actúan como áreas de contribución o generación de escorrentía (Calvo-Cases et al., 2003). En este contexto el principal objetivo de este trabajo es el estudio de la producción de escorrentía a escala de parcela y de microcuenca y determinar posibles diferencias entre una y otra.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

La zona de estudio está situada en Porta-Coeli (termino municipal de Serra, Valencia), en la vertiente oriental de la Sierra Calderona. El tipo climático es seco subhúmedo, con moderado exceso de agua en invierno. Perteneció al piso Termomediterráneo (media anual 15°C) y presenta un ombroclima seco (precipitación anual 572 mm). Las especies vegetales más representativas son *Rosmarinus officinalis*, *Erica multiflora*, *Stipa tenacissima*, *Globularia alypum* y *Thymus vulgaris*. La zona fue repoblada a mediados del siglo pasado con *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*. La litología está caracterizada por materiales triásicos del Muschelkalk constituidos por margas arcillosas-areniscas y conglomerados, que por su fácil fragmentación, dan lugar a abundante pedregosidad. El suelo se ha clasificado como Leptosol réndico (FAO-UNESCO, 1988), de espesor escaso. Su textura es franco-arcillo-arenosa, con un pH de ~8.0 y un contenido de materia orgánica ~5.6. La microcuenca (170565 m<sup>2</sup>) con una pendiente media de 20% drena hacia el barranco del Carraixet y en ella se ha instalado una Estación Experimental con 4 parcelas (40 x 8 m). Cada una de éstas cuenta con un colector y un depósito de 5000 L para la recogida de la escorrentía y el sedimento que se puedan generar durante una lluvia. Para la medida de la escorrentía se ha instalado RBC Flume de Eijkelkamp.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Las precipitaciones en la zona de estudio tienden a producirse en otoño (principalmente Octubre). En este trabajo se presentan dos episodios de lluvia que han producido escorrentía tanto en la microcuenca como en las parcelas. Se observa una gran variabilidad en la producción de escorrentía de las parcelas (desv. estándar 46.7 y 63 L en los episodios 1 y 2, respectivamente).

Tabla 1. Características de las lluvias erosivas

Fecha	Duración [min]	Volumen [L m <sup>-2</sup> ]	Intensidad <sub>30</sub> [mm h <sup>-1</sup> ]
13-14/10/2008	770	11.2	7
29-30/10/2008	1774	21.2	6.8

Tabla 2. Escorrentía generada en los episodios 1 y 2

	Episodio 1 (13-14/10/2008)			Episodio 2 (29/10/2008)		
	Volumen [L]	Descarga [L m <sup>-2</sup> ]	C. Esco. [%]	Volumen [L]	Descarga [L m <sup>-2</sup> ]	C. Esco. [%]
Microcuenca	22278.0	0.131	1.166	44754.7	0.262	1.238
Parcela 1	128.8	0.403	3.677	75.6	0.236	1.140
Parcela 2	22.0	0.069	0.618	4.5	0.014	0.067
Parcela 3	69.0	0.216	1.880	116.8	0.365	1.681
Parcela 4	106.0	0.331	2.969	150.9	0.472	2.233

Los coeficientes de escorrentía son bajos (<4%) lo que indica que gran parte del agua de precipitación se infiltra en las zonas con vegetación o a través de fisuras en las zonas desnudas. No se puede establecer una relación clara para la descarga o el coeficiente de escorrentía entre escalas ya que en unos casos en la microcuenca son mayores y en otros menores que en la parcela. Dos episodios con igual intensidad pero diferente duración y volumen (en el 2 los valores son aproximadamente el doble que en el 1) producen diferencias entre las escalas que varían entre 1.8 y 18 (1 orden de magnitud). La distribución de la vegetación es clave en la infiltración, interceptación y distribución de la lluvia.

## CONCLUSIONES

Se observan diferencias en la generación de escorrentía en ambas escalas. Tras un año de investigación es prematuro establecer tendencias o relaciones en la producción de escorrentía en las escalas estudiadas. Se necesita, además del análisis de un mayor número de lluvias y de su escorrentía, el análisis de la distribución de la vegetación. Así se podrían caracterizar mejor las zonas generadoras de escorrentía y las sumidero, sus relaciones y su influencia en la variabilidad registrada.

## BIBLIOGRAFÍA

- FAO-UNESCO, 1988. Soil map of the world. Revised legend 1:5.000.000. Roma.
- P. Braun, T. Molnar and H.B. Kleeberg, 1997. The problem of scaling in grid-related hydrological process modeling. Hydrological processes 11, 1219-1230.
- Calvo-Cases, C. Boix-Fayos, A.C. Imeson, 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. Geomorphology 50, 269-291.

# CINCO AÑOS DE ESTUDIO EN LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL PARA EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN Y DEGRADACIÓN DEL SUELO DE "EL TEULARET - SIERRA DE ENGUERA", VALENCIA

A. Cerdà<sup>1</sup>, M.B. Bodí<sup>1,2,3</sup>, A. Giménez-Morera<sup>4</sup>, J. Mataix-Solera<sup>2</sup>, C. Guerrero<sup>2</sup>, F. García Orenes<sup>2</sup>, M.F. Jurgensen<sup>5</sup>, D. Page Dumroese<sup>6</sup>, E.Terol<sup>7</sup>, E. Mateu<sup>8</sup>, S.H. Doerr<sup>3</sup>, M. Burguet<sup>1</sup>, M. Segura<sup>1</sup>, C. Jovani<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Departament de Geografia. Universitat de València. Blasco Ibáñez, 28, 46010-València, artemio.cerda@uv.es*

<sup>2</sup> *GEA - Grupo de Edafología Ambiental, Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avda. de la Universidad s/n, 03202-Elche, Alicante.*

<sup>3</sup> *School of the Environment and Society, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8P, UK.*

<sup>4</sup> *Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Escuela politécnica superior de Alcoy, Universidad Politécnica de Valencia. Paseo del Viaducto, 1 03801 Alcoy (Alicante)*

<sup>5</sup> *School of Forest Resources and Environmental Science. Michigan Technological University. Houghton, MI 49931, USA*

<sup>6</sup> *USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Moscow, ID USA*

<sup>7</sup> *E.T.S.I. Geodésica, Cartográfica y Topografía. Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n 46022, Valencia*

<sup>8</sup> *Departament de Economia Aplicada. Universitat de València, Campus de Tarongers, Valencia.*

## INTRODUCCIÓN

Desde 2003, la “Estación experimental para el estudio de la erosión y degradación del suelo de El Teularet-Sierra de Enguera” viene estudiando los procesos y el control de la erosión en ambientes forestales y agrícolas (Bodí et al., 2007; Bodí y Cerdà, 2008; Cerdà y Bodí, 2008<sup>a</sup>; Cerdà y Bodí, 2008b;). Se instalaron parcelas para cuantificar la erosión del suelo y se realizan muestreos anuales para determinar la evolución de la materia orgánica, actividad microbiana y estabilidad de los agregados. Se dispone también de una red dedicada al estudio de la descomposición de la materia orgánica y los cambios espaciales y temporales en la temperatura del suelo. En cada una de las parcelas se hace un seguimiento de la cubierta vegetal (composición y cubierta) y se mantienen los tratamientos más habituales (laboreo y herbicidas) y otros alternativos (no laboreo, triturado de los restos de poda), además de la cubierta de matorral o manejos experimentales (agrotejidos y acolchados de paja) además de la parcela control. El objetivo de este trabajo es presentar los trabajos realizados en los últimos cinco años con especial referencia a las metodologías empleadas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las parcelas para la medición de las pérdidas de suelo se componen de 13 parcelas divididas a su vez en 5 subparcelas de 1, 2, 4, 16 y 48 m<sup>2</sup>, en las que se cuantifican las escorrentías y los sedimentos después de cada lluvia. También se dispone de una estación meteorológica con pluviómetro de balancines (0,2 mm) y registro cada cinco minutos de temperatura y humedad del aire y el suelo, radiación y velocidad y dirección del viento. En la actualidad se cuantifica la precipitación con 5 pluviómetros, lo que permite conocer la precipitación de forma precisa.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Los datos aportados por la estación experimental han permitido conocer la magnitud de las elevadas tasas de erosión de los suelos con tratamientos con herbicidas, las nulas pérdidas de suelo de las parcelas con cubierta vegetal, o la elevada irregularidad de las pérdidas de suelo bajo condiciones climáticas mediterráneas. También se ha comprobado la capacidad de retención de los suelos bajo matorral y su nula pérdida de suelo.

## **CONCLUSIONES**

Los resultados de los últimos cinco años demuestran que el control de la erosión es posible con el uso de la vegetación adventicia, y que los matorrales son grandes protectores del suelo. Es necesario mantener las mediciones durante otro quinquenio debido a la irregularidad del clima mediterráneo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Bodí, M.B., Giménez-Morera, A., Cerdà, A. (2007). Herbicidas y agrogeotextiles frente a la erosión del suelo en la estación experimental de El Teularet-Sierra de Enguera. En *La investigación ante la sociedad del conocimiento. Sostenibilidad y Medio Ambiente*, Servei Publicacions Universitat Politècnica de València, 111-116.
- Bodí, M.B., Cerdà, A. (2008). La Estación Experimental para el Estudio de la Erosión y Degradación de los Suelos de El Teularet-Sierra de Enguera. En Cerdà, A. (Ed.): *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Universitat de València Estudi General, Valencia, 209-238.
- Cerdà, A., Bodí, M. (2008). Erosión y degradación de los suelos de los olivares del Macizo del Caroig. En Martínez, J. (Ed.) *La sustentabilidad del olivar en el Macizo del Caroig*, 117-145.
- Cerdà, A., Bodí, M. (2008a). Erosión hídrica del suelo en el territorio valenciano. En Cerdà, A. (Ed.): *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Universitat de València Estudi General, Valencia, 51-82.

# **EFFECTOS DEL PASTOREO EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS**

**B. Carrero-González<sup>1</sup>, M.T. de la Cruz<sup>2</sup>, E. Alonso, M.A. Casermeiro<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. bcarrero@farm.ucm.es*

<sup>2</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. micruz @farm.ucm.es*

<sup>3</sup> *Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. casermeiro@farm.ucm.es*

## **INTRODUCCIÓN**

La estructura representa la forma en la que las partículas del suelo se unen para formar agregados determinando un sistema de poros que condicionan la dinámica del aire y agua, influyendo en el drenaje y controlando los procesos de erosión. Del tamaño de poros va a depender el movimiento del agua, la aireación de los suelos y la actividad biológica de los mismos. La modificación de la cubierta vegetal o su pérdida influyen en la naturaleza de los agregados.

La Imagen de Resonancia Magnética (IRM) es una técnica que permite una medida no invasiva de la presencia de agua en medios porosos, así como la cuantificación de la porosidad y distribución del tamaño de poro (Bortolotti et al, 2006). La medida de parámetros de imagen como los tiempos de relajación espín-red (T1) y espín-espín (T2) han sido correlacionados con las dimensiones de poro en diferentes substratos geológicos (Jaeger et al, 2006; Hall, et al., 1997).

El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el impacto que el pastoreo continuo a través de los años, ha ejercido en las propiedades físicas de los suelos (formación de agregados y porosidad). El estudio mediante métodos convencionales será correlacionado con los resultados obtenidos por IRM.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se ha escogido una zona en la provincia de Segovia caracterizada por un bosque de sabina albar, muy poco denso, sometido a intensa acción antrópica. Bajo la sabina existe acumulación de restos orgánicos, que desaparecen fuera de su influencia, siendo sustituidos por un pastizal (González y Candás, 2004).

Se han tomado muestras de 0-10 cm y de 10-20 cm de suelos localizados en una parcela acotada desde hace 10 años, no influida por el pastoreo durante este tiempo. Los 6 perfiles muestreados dentro y fuera de la parcela equidistaban 10 m de los límites acotados. En todos los puntos se recogieron muestras en cilindros (0-5 y 10-15 cm). Se han separado agregados comprendidos entre 2000-50 mm e inferiores a 50 mm, en seco y en húmedo, determinando el contenido en C orgánico del suelo total y de los agregados obtenidos en cada fracción.

Las muestras recogidas en los cilindros han sido estudiadas por IRM, calculándose los tiempos de relajación T1 y T2 en un vóxel localizado.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

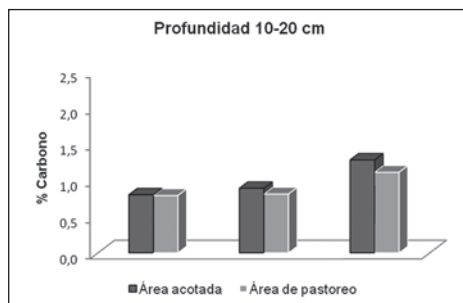
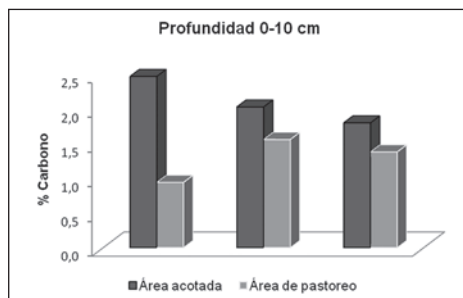
En el estudio de agregados se observa un mayor porcentaje de la fracción < 50  $\mu\text{m}$  en las muestras sometidas a la acción del pastoreo (BG1, BG2, BG3) frente a sus correspondientes controles en el área acotada (BN1, BN2, BN3), tabla I.

Tabla I. Porcentaje en peso de agregados obtenidos en húmedo

Muestra	$\Phi$ 2000-50 $\mu\text{m}$	$\Phi$ < 50 $\mu\text{m}$
BN1	57,1	42,9
BG1	51,1	48,9
BN2	50,0	50,0
BG2	47,3	52,7
BN3	63,6	36,4
BG3	52,3	47,7

El % de Carbono es menor en los suelos sometidos a pastoreo, siendo esta diferencia mucho mayor en superficie (0-10 cm) que en profundidad (10-20 cm), como se observa en las figuras.

Se correlacionarán los resultados con las imágenes y los tiempos de relajación obtenidos para las distintas muestras.



## CONCLUSIONES

El pastoreo ejerce una acción de compactación sobre el suelo. Esto se puede deducir del aumento del % de agregados de menor tamaño, y de los cambios en la porosidad observados tanto en las imágenes de RM como a partir de las diferencias en los tiempos de relajación, viéndose afectados los contenidos en carbono.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bortolotti V., Camaiti M., Casieri, C., De Luca F., Fantazini, P., Terenzi C. (2006). Water absorption kinetics in different wettability conditions studied at pore and sample scales in porous media by NMR with portable single-side and laboratory imaging devices. *Journal of Magnetic Resonance* 181, 287-295.
- González J. y Candás M.A. (2004). Materia orgánica en suelos de bosques sabineros (*Juniperus thurifera* L.). *Edafología* 11(2), 119-135.
- Hall L.D., Amin M.H.G., Dougherty E., Sanda M., Votrubova J., Richards K.S., Chorley R.J., Cislserova, M. (1997). MR properties of water in saturated soils and resulting loss of MRI signal in water content detection at 2 T. *Geoderma* 80, 431-448.
- Jaeger F., Grohmann E., Schaumann G.E. (2006) *Plant and Soil* 280, 209-222.

# INFLUENCIA DE LA HISTORIA DE IMPACTOS DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO EN SU RESPUESTA EROSIVA

V. Andreu, J. Campo, O. González-Pelayo, E. Gimeno, J.L. Rubio

*Departamento de Degradación y Conservación de Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Univ. Valencia, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470-Albal (Valencia). vicente.andreu-perez@uv.es, julian.campo@uv.es, oscar.gonzalez-pelayo@uv.es, eugenia.gimeno@uv.es, jose.l.rubio@uv*

## INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se muestra la respuesta a los procesos de erosión hídrica de un suelo forestal mediterráneo y la influencia de las precipitaciones. Durante décadas este suelo ha soportado diferentes tipos de impactos (incendios, cambios de cobertura, etc), y en la actualidad se encuentra alcanzando su equilibrio tras 14 años de recuperación desde el último impacto (quema controlada). El estudio se centra en un período de tres años (2006-2008).

## MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha desarrollado en la Estación Experimental de Porta-Coeli (Valencia), que ocupa una ladera forestal post-incendiada en orientación S.O., y con una pendiente media del 20%. La litología de la zona corresponde a materiales triásicos del Muschelkalk constituidos por margas arcillo-areniscosas y conglomerados, que dan lugar a una abundante pedregosidad. Los suelos, de escaso espesor, pertenecen al tipo Leptosol rendzínico (F.A.O., 1988) y presentan una textura Franca, pH alcalino y elevadas concentraciones de CO<sub>3</sub>Ca.

El clima de la zona corresponde al piso bioclimático Termomediterráneo de ombroclima seco (según Thornthwaite) o ústico-xérico (según Papdakís), con una precipitación media anual de 425 mm y una temperatura media anual de 17 °C. La vegetación dominante pertenece a la alianza *Rosmarino-Ericion*.

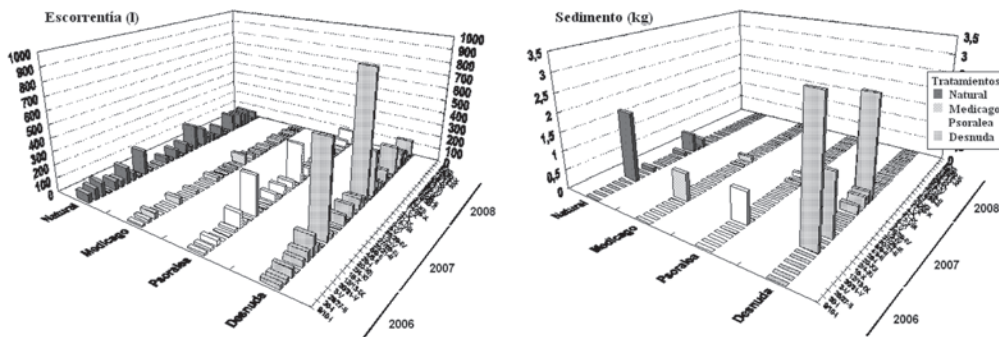
La instalación consiste en tres parcelas experimentales de 320 m<sup>2</sup> (40x8 m) cada una, todas ellas están completamente aisladas en su perímetro y con un sistema cerrado de colectores que recogen la totalidad de la escorrentía y sedimentos producidos en cada episodio de lluvia. Los parámetros climatológicos y de humedad del suelo se monitorizan por medio de una red automática de sensores. Una de las parcelas permaneció sin vegetación desde 1987 hasta 2000, otras dos tuvieron distintas coberturas vegetales desde 1987 hasta 1996, y la cuarta se mantuvo con la vegetación natural de la zona sin perturbar desde 1978 hasta 1996 en la que sufrió una quema controlada. Desde 1996 las parcelas se mantuvieron sin tratamientos dejándolas en recuperación.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el período estudiado se monitorizaron 310 episodios de lluvia de los que 36 produjeron generación de escorrentía, y de estos solo 6 produjeron sedimentos. Lo que indica que un 1.9% de las lluvias habidas produjeron el 100% de los sedimentos. En la Figura se presentan las tendencias en cuanto a generación de escorrentía y producción de sedimentos en los 4 tratamientos



de la Estación experimental durante el período 2006-2008. Todavía se aprecian diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, sobre todo entre el que se mantuvo sin vegetación y el que sufrió la quema y los demás.



## CONCLUSIONES

La recuperación de estos suelos se ha traducido en tasas de infiltración altas y por esto en moderada generación de escorrentía y una muy baja pérdida de suelo. Las características de las precipitaciones, sobre todo su intensidad, han influido en esta respuesta de forma esencial. No obstante se mantienen diferencias significativas entre tratamientos en cuanto a generación de escorrentía y demás parámetros hidrológicos. La parcela que sufrió la quema en 1996 no ha alcanzado el nivel de recuperación de los demás tratamiento, asimilándose al comportamiento de la parcela que se mantuvo sin vegetación.

**Agradecimientos:** Este trabajo se realizó en el marco del proyecto CONSOLIDER CGL2006-11619 del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

# INVESTIGACIÓN DE SUSTRATOS PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS

**R. Basanta<sup>1</sup>, R. Paradelo<sup>2</sup>, J. Cancelo<sup>2</sup>, L. Iglesias<sup>2</sup>, R. Devesa<sup>2</sup>,  
M.T. Barral<sup>2</sup>, F. Díaz-Fierros<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. rosariobasan@isa.utl.pt

<sup>2</sup> Depto. Edafología e Química Agrícola, Faculdade de Farmacia, Universidade de Santiago. mteresa.barral@usc.es

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas afectados por el fuego tienen una recuperación lenta, de modo el suelo permanece desnudo durante varios meses después del incendio, con el consiguiente riesgo de erosión. Para evitar esta situación es recomendable conseguir el establecimiento rápido de una cubierta herbácea, mediante siembras de emergencia. Diversos estudios señalan que el aporte de residuos orgánicos aumenta la cobertura vegetal, con la consiguiente disminución de la erosión y la escorrentía. La materia orgánica actúa también como soporte físico en la siembra a gran escala, facilitando su distribución y protegiendo a las semillas frente a la desecación. La hipótesis de este trabajo es que el uso de compost puede resultar adecuado para este fin, creando un microclima favorable para la germinación de la semilla, sustentando inicialmente el desarrollo vegetal y favoreciendo su implantación en el suelo quemado. El objetivo de este estudio es seleccionar mezclas idóneas de materiales orgánicos compostados y agentes humectantes, en base a su capacidad de retención de agua, hidrofobia y efecto sobre la producción vegetal, a fin de obtener un sustrato de alta capacidad de retención de agua, que mezclado con semillas y nutrientes, favorezca el rápido desarrollo e implantación de una cubierta herbácea.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se ensayaron mezclas en proporción 1:1 de compost de RSU con corteza de pino compostada (C) o vermicompost de estiércol (H). R1 era un compost de RSU obtenido mediante un proceso aeróbico, mientras que R2 era un compost de RSU obtenido mediante biodigestión anaerobia y posterior maduración aerobia del digerido. Como agentes humectantes se probaron Goma guar (G), en dosis de 1 y 2 g/L (G1 y G2 respectivamente), un polímero de poliacrilamida (Alcosorb Pearl, CIBA) en dosis de 1 y 3 g/L (A1 y A2 respectivamente), y bentonita, en dosis de 100 y 300 g/L (B1 y B2, respectivamente). Se determinó la retención de agua a pF 2, equilibrando las muestras en aparato de Richards a 0.1 bar. La hidrofobia de las mezclas se evaluó mediante el método MED (*Molarity of Ethanol Droplet*). Finalmente, se llevaron a cabo ensayos de producción vegetal en invernadero, empleando una especie vegetal (*Lolium multiflorum*) frecuentemente utilizada en los trabajos de revegetación de espacios degradados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores más altos de agua retenida a capacidad de campo correspondieron a las muestras con corteza compostada, presentando el valor máximo la mezcla R2C. En cuanto al efecto de

los agentes humectantes la bentonita presentó la mayor capacidad de retención de agua, seguida del polímero Alcosorb, siendo este efecto más pronunciado con la dosis más alta de ambos aditivos. Todas las mezclas mostraron una hidrofobia baja, sin diferencias entre tratamientos, pero las muestras secas a 105°C presentaron una hidrofobia moderada. La adición de aglomerantes no modificó el comportamiento de las mezclas R1C, mientras que Alcosorb y la dosis más alta de goma guar redujeron la hidrofobia de las mezclas R1H. Los sustratos conteniendo el compost R2, que presentaban, sin aditivos, valores bajos de hidrofobia, mantuvieron en general este comportamiento, con la excepción de las mezclas R2H con Alcosorb o la dosis más alta de goma guar, que aumentaron su repelencia al agua. La mayor producción vegetal correspondió en general a los sustratos R2C, siendo de destacar la baja productividad de los sustratos R1, lo que puede ser atribuido a un exceso de salinidad de esta partida de compost. La adición de aglomerantes no representa una ventaja desde el punto de vista de la producción vegetal, a corto plazo. No obstante, la mayor rapidez de germinación correspondió a los sustratos con aglomerante orgánico o sintético (Goma guar o Alcosorb), llegando a suponer una semana de anticipación en comparación con la germinación de los sustratos control.

## **CONCLUSIONES**

La mezcla de compost procedente de digestión anaerobia de RSU y posterior maduración en aerobiosis, con corteza de pino compostada, constituye un sustrato adecuado para ser empleado en la restauración de suelos afectados por incendios. La incorporación de aglomerantes puede favorecer la retención de agua a capacidad de campo, con efectos variables según el tipo de mezcla y el agente aglomerante empleado, siendo más efectiva la bentonita, que por el contrario tiene efectos negativos en el crecimiento vegetal, por lo que no se recomienda su empleo para este fin.

## **EFFECTOS DE LOS INCENDIOS EN LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO A CORTO Y MEDIO PLAZO EN PINAR DEL NORTE DE TENERIFE**

**A. Hernández, N. R. Eugenio, J.L. Mora, J.S. Notario, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez**

*Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204, La Laguna, Tenerife. antororo@ull.es*

### **INTRODUCCIÓN**

Los incendios producen importantes impactos ecológicos que inducen el deterioro de la salud y calidad del suelo y la aparición de procesos erosivos. Todo ello produce la pérdida de un recurso natural no renovable como es el suelo. Una de las principales características del suelo que afectan a su erosión tras un incendio es la hidrofobicidad o repelencia al agua; debido a que se generan sustancias orgánicas de combustión incompleta que poseen un carácter altamente hidrofóbico por ser apolares o poseer cadenas apolares. Es por ello que el principal objetivo de este trabajo es observar las diferencias que se producen en la hidrofobicidad del suelo tras un incendio ocurrido en pinar del norte de Tenerife, su efecto a corto y medio plazo y; su relación con los principales parámetros químicos y físicos del suelo.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

Para el estudio se seleccionaron cuatro muestras de suelo de los pinares del Norte de Tenerife tras sufrir un incendio y zonas adyacentes sin historia de fuegos pero con similares características de clima, suelo y vegetación a modo de muestras control. Para observar el efecto del fuego a medio plazo se tomaron muestras en los mismos sitios transcurridos cuatro meses, después de las primeras lluvias. Para la caracterización de la hidrofobicidad del suelo se usaron los métodos de laboratorio tales como el test del Tiempo de Penetración de la Gota de Agua (WDPT) (Dekker y Ritsema; 1994) y el test de Molaridad de la Gota de Etanol (MED) (Roy y McGill; 2002). En el test WDPT se diferenciaron siete clases de repelencia basadas en el tiempo que necesitaba la gota de agua para penetrar en el suelo y; cinco clases para el test MED basadas en la concentración de etanol que poseía la gota que entraba en 10 segundos. Los datos obtenidos se analizaron en el software SPSS 14 mediante un ANOVA y DMS y asimismo, en cada una de las muestras se analizaron los principales parámetros físicos y químicos y fueron relacionados con los datos de hidrofobicidad usando el mismo software.

### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Tras el análisis estadístico, los resultados muestran un aumento significativo de la hidrofobicidad de las muestras que sufrieron el incendio respecto de las muestras control en ambos test (Figura 1). En cuanto al efecto en la hidrofobicidad a medio plazo, no se encontraron diferencias significativas en las muestras tomadas tras el incendio, en relación con las tomadas cuatro meses más tarde. Esto puede ser debido a la ausencia de cambio de las características apolares de la materia orgánica en el tiempo transcurrido. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas

en la hidrofobicidad entre tres de las muestras seleccionadas, pero sí se encontraron diferencias significativas entre estas tres muestras en relación con la cuarta. Probablemente se deba a que la muestra cuarta posee un contenido en carbono orgánico muy superior en comparación con las otras tres muestras, por lo tanto, también posee sustancias orgánicas con propiedades apolares en mayor cantidad, lo que se traduce en un aumento de su hidrofobicidad. Por último, al relacionar los principales parámetros químicos y físicos estudiados con la hidrofobicidad, se obtuvo que la única variable que explica la hidrofobicidad es el carbono orgánico, descartando que todas los demás parámetros aporten más información de la que aporta ya el carbono orgánico.

		Test de Hidrofobicidad (Media ± Error típico)	
		WDPT	MED
Incidencia de Incendios	Control	1,38 ± 0,91 a	0,63 ± 0,42 a
	Quemado	2,13 ± 0,88 b	1,25 ± 0,56 b
Primeras Lluvias	Antes	1,75 ± 0,86 a	1,13 ± 0,51 a
	Después	1,75 ± 0,94 a	0,75 ± 0,49 a
Muestras	1	0,75 ± 0,48 a	0,50 ± 0,50 a
	2	0,25 ± 0,25 a	0,01 ± 0,00 a
	3	0,25 ± 0,25 a	0,25 ± 0,25 a
	4	5,75 ± 0,25 b	3,00 ± 0,41 b

Figura 1. Media y Error típico de los test de hidrofobicidad WDPT y MED en función de la incidencia de fuego, de las primeras lluvias y de las muestras. Los valores seguidos por la misma letra no muestran diferencias significativas

## CONCLUSIONES

Tras el incendio sucedido en los pinares del Norte de Tenerife aumentó la hidrofobicidad en el suelo, incrementando por tanto su riesgo de erosión, aunque el nivel de hidrofobicidad que presentan las muestras antes o después del incendio aumenta con la cantidad de carbono orgánico que presente el suelo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Dekker, L. W and C. J. Ritsema. (1994). How water moves in a water repellent sandy soil. I. Potential and actual water repellency. *Water Resour. Res.* 30 (9): 2507-2517.
- ROY, J. L. and W. B. MCGILL. 2002. Assessing soil water repellency using the molarity of ethanol droplet (MED) test. *Soil Sci.* 167: 8397.

# EROSIÓN HÍDRICA Y PÉRDIDA DE CARBONO Y FÓSFORO EN AGROECOSISTEMAS DEL SUROESTE DE CÓRDOBA, ARGENTINA

A. R. Becker<sup>1</sup>, G.N. Boschetti<sup>2</sup>, J. Paz Ferreiro<sup>3</sup>, B.J. Parra<sup>1</sup>, M.P. Cantú<sup>1</sup>,  
C.E. Quintero<sup>2</sup>, J.C. Bedano<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Geología, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.  
Ruta 36 km 601 (X5804 BYA) Río Cuarto, Argentina. abecker@exa.unrc.edu.ar

<sup>2</sup> Departamento Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Paraná, Argentina. Ruta Provincial 11 Km 10,5 (3000) Paraná, Argentina.

<sup>3</sup> Facultad de Ciencias, Universidade da Coruña, A Zapateira s/n, 15071 A Coruña. tucho@udc.es

## INTRODUCCIÓN

En Argentina el proceso de erosión hídrica presenta graves connotaciones en distintas regiones del país con un fuerte impacto sobre la fertilidad y capacidad productiva de los agroecosistemas. Sin embargo, son escasos los estudios que reportan la magnitud de la pérdida de sedimentos, materia orgánica (MO) y nutrientes (Adema *et al.* 2001; Rienzi y Grattone, 2002; entre otros). En Córdoba se señalan importantes pérdidas de suelo por erosión hídrica (Becker, 2006) por lo cual se considera importante profundizar en el estudio. El objetivo fue evaluar la pérdida de materia orgánica y fósforo por erosión hídrica en agroecosistemas del suroeste de Córdoba, Argentina.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el área pedemontana del suroeste de Córdoba, Argentina (64°39' y 64°50' Longitud Oeste y 32°54'- 33°03' Latitud Sur, y 850-550 m snm) que presenta un clima templado húmedo (precipitación media anual 950 mm, y temperatura media 16,5°C) con eventos de alta intensidad. El relieve es moderado a fuertemente ondulado, constituido por sedimentos loésicos del Holoceno donde se desarrollan Hapludoles típicos, limosos gruesos, illítico, térmico (Becker, 2006). La vegetación natural fue un bosque de leñosas y pastizales. Actualmente el uso de la tierra es agrícola extensivo. La recolección de sedimentos se efectuó en una pendiente bajo siembra directa (SD) y convencional (LC) sin fertilización y sin pastoreo durante el ciclo del cultivo de maíz (octubre-mayo), a través de colectores y con precipitación natural. Se caracterizó el horizonte superficial en cada sistema y se determinó materia orgánica (Jackson, 1976) y fósforo disponible (Bray y Kurtz, 1945). Posterior a cada evento se recolectó el sedimento y se determinó materia orgánica (MO) y fósforo disponible (Pe) con la metodología mencionada anteriormente. Se calculó la tasa de enriquecimiento (TE). La pérdida de suelo, cobertura vegetal y granulometría del sedimento se tomaron de Becker (2006). El tratamiento estadístico se realizó con InfoStat (UNC, 2009).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el horizonte superficial la MO y el Pe fueron mayores ( $p < 0,05$ ) en SD debido a la falta de remoción del suelo en este sistema que contribuiría a la acumulación y estratificación de los

mismos. Se registraron numerosas precipitaciones aunque sólo cuatro eventos fueron considerados potencialmente erosivos. Se cuantificó MO y Pe en todos los eventos, con las mayores concentraciones en SD ( $p < 0,05$ ) respecto a la LC. La correlación MO y Pe ( $r = 0,45$ ;  $p < 0,03$ ) indicaría que estos componentes se movilizarían en forma conjunta como pequeños agregados, como así también, asociados a la arcilla y limo (Becker, 1996). Se registró una tasa de enriquecimiento (TE) de MO y Pe positiva en SD y LC. La pérdida de MO ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) indicó diferencias significativas entre SD y LC, mientras que en relación al Pe ( $\text{g ha}^{-1}$ ) la SD presentó los mayores niveles ( $p < 0,05$ ). Las pérdidas en SD estarían vinculadas a la disponibilidad en el suelo, cobertura vegetal y al residuo en superficie a lo largo del ciclo de cultivo que no habrían sido suficientes para regular el flujo laminar y posterior movilización de las partículas y agregados. Las pérdidas en LC estarían asociadas a los bajos contenidos MO y Pe en el horizonte superficial y a los procesos de degradación superficial (compactación, formación de sellos, etc.) de los suelos en este sistema.

## CONCLUSIONES

Las pérdidas por erosión hídrica estarían vinculadas a los contenidos de MO y Pe que presentan estos sistemas en el horizonte superficial y a las pérdidas de sedimentos por evento. Las tasas de enriquecimiento de MO y Pe afectarían la fertilidad y productividad de los suelos con el consecuente impacto sobre la calidad en los agroecosistemas del suroeste de Córdoba.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adema E. O., Babinec F. J. y N. Peinemann. (2001). Pérdida de nutrientes por erosión hídrica en dos suelos del Cardenal Pampeano. *Ciencia del Suelo*, 19(2):144-154.
- Becker A. R. (2006). Evaluación del proceso de degradación de suelos por erosión hídrica en una subcuenca de la región pedemontana del suroeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. 800 pp.
- Bray R. H. and L. T. Kurtz. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Jackson M. L. (1976). *Análisis Químico de Suelos*. Ed. Omega, S.A. Barcelona. 662 pp.
- Rienzi, E. A. and N. Grattone. 2002. Enrichment rate of organic carbon content in sediment produced by interrill erosion with two degrees of surface cover. In: *International Colloquium Landuse management, erosion and carbon sequestration*. Montpellier, Francia. CD 5 pp.
- Universidad Nacional de Córdoba. (2009). InfoStat. Versión 1.6. Estadística y Biometría.

# **CARACTERIZACIÓN DEL MICRORRELIEVE DE LA SUPERFICIE DEL SUELO Y EL ALMACENAMIENTO DE AGUA EN MICRODEPRESIONES**

**E. Vidal Vázquez<sup>1</sup>, I. Bertol<sup>2</sup>, J. Paz Ferreiro<sup>1</sup>**

<sup>2</sup> *Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña-UDC. A Zapateira s/n 15071 La Coruña. jpazl@udc.es*

<sup>1</sup> *Departamento de Solos e Recursos Naturais. Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC. Lages, Santa Catarina, Brasil. a2ib@cav.udesc.br*

## **INTRODUCCIÓN**

La formación de escorrentía durante la primera etapa de la erosión hídrica, viene condicionada por la evolución de la estructura de la superficie del suelo. En ausencia de vegetación, conforme la estructura se degrada por el impacto de la lluvia, disminuye la porosidad de la superficie del suelo, lo que motiva tasas de infiltración cada vez menores. Al mismo tiempo, la mayor o menor rugosidad de la superficie del suelo origina cierta capacidad de almacenaje temporal de agua en las depresiones del mismo. La retención de agua sobre las pequeñas hondonadas de la superficie puede ejercer una notable influencia sobre la infiltración y la escorrentía; en efecto, por debajo de determinados umbrales de intensidad y duración de precipitación, el volumen de agua que se acumula sobre la superficie puede ser suficiente para retener los excedentes de agua e impedir la escorrentía. La capacidad de almacenaje de agua por el microrelieve aumenta conforme lo hace la rugosidad superficial. Además, una vez iniciada la escorrentía, la microtopografía también controla la altura del flujo laminar y la distribución del flujo laminar y concentrado. El aumento de la rugosidad de la superficie puede suponer una estrategia para reducir la intensidad de escorrentía y las pérdidas de suelo. En este trabajo se analiza la relación entre la retención de agua en microdepresiones y la rugosidad para una amplia gama de condiciones de la superficie del suelo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El microrrelieve fue caracterizado mediante rugosímetro de agujas o asperímetro bajo lluvia natural siendo la resolución horizontal del orden de centímetros. Se evaluaron los siguientes índices para describir la microtopografía: rugosidad aleatoria, RR, diferencia límite, LD, pendiente límite, LS, dimensión fractal, D y distancia de intersección, *l*. La retención o almacenamiento temporal de agua en las pequeñas depresiones de la superficie (ATM) se estimó mediante dos métodos indirectos: el primero describe las depresiones de la topografía mediante un modelo geométrico clásico (Moore and Larson, 1979; Onstad, 1984) y el segundo lo hace a partir de un modelo de elevación digital, que fue elaborado empleando un sistema de información geográfico (Kamphorst et al., 2000). En los dos modelos las condiciones de borde impuestas son críticas para una estimación razonable del agua almacenada.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Los valores de rugosidad aleatoria, RR, en las condiciones estudiadas oscilaron entre 10.08 y 50.98 mm, como corresponde a la amplia gama de condiciones de la superficie del suelo



estudiadas, siendo el valor medio 26,96 mm. Otros índices que describen la variación vertical de.l microrrelieve como la diferencia límite, LD, y la distancia de intersección, *l*, presentaron una correlación muy significativa con RR.

Las estimaciones medias de volumen de agua retenida por las depresiones de la superficie (ATM) llevadas a cabo con el modelo geométrico clásico y el modelo de elevación digital fueron del mismo orden de magnitud, alcanzando 7,46 mm y 6,63 mm respectivamente. Los valores máximos y mínimos de ATM oscilaron entre 2.84 mm y 18.65 mm con el primer modelo y entre 1.76 mm y 17,90 mm con el segundo. La correlación entre ambas series de valores de ATM fue elevada, pero sólo se obtuvo una débil correlación entre los datos de RR y ATM, lo que sugiere la rugosidad aleatoria tiene escaso valor predictivo cuando se usa para estimar la retención temporal de agua.

También se analizó la disminución de los diversos índices de rugosidad de la superficie y del volumen de agua almacenada en las depresiones del microrelieve en función de la precipitación acumulativa, tomando como estado inicial de referencia una superficie recién labrada y se discutió el uso de esta aproximación para evaluar el estado de degradación de la superficie del suelo bajo la acción de la lluvia.

## CONCLUSIONES

Los coeficientes de correlación entre los valores proporcionados por dos métodos de estimación del agua almacenada temporalmente en pequeñas depresiones (ATM) de la superficie fueron elevados, aunque con diferencias importantes en algunas parcelas. La estimación del valor de ATM a partir de índices de rugosidad resultó poco precisa.

## BIBLIOGRAFÍA

- Kamphorst E.C., Jetten V., Guérif J., Pitkänen J., Iversen B.V., Douglas J.T., Paz, A. (2000). Predicting depressional storage from soil surface roughness. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1149-1758.
- Moore I., Larson C.L. (1979). Estimating microrelief surface storage from point data. *Trans. ASAE*, 20: 1073-1077.
- Onstad C.A. (1984). Depressional storage on tilled surfaces. *Trans. ASAE* 27: 729-732.

# **TAMAÑO DE SEDIMENTOS Y CONTENIDO EN CARBONO ORGÁNICO DE LA ESCORRENTÍA BAJO DOS FORMAS DE SIEMBRA Y DOS CULTIVOS**

**I. Bertol<sup>1</sup>, F. Tondello Barbosa<sup>1</sup>, R. Vieira Luciano<sup>1</sup>, J. Paz-Ferreiro<sup>2</sup>, J.M. Miras Avalos<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Departamento de Solos e Recursos Naturais. Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC. Lages, Santa Catarina, Brasil. a2ib@cav.udesc.br*

<sup>2</sup> *Facultad de Ciencias. Universidad de La Coruña-UDC. Campus A Zapateira s/n 15071 La Coruña. jpaz@udc.es*

## **INTRODUCCIÓN**

Las características de las labores de siembra, a nivel o siguiendo las líneas de pendiente, y el tipo cultivo pueden afectar, entre otros, a la distribución de tamaño de los sedimentos transportados por erosión hídrica y al contenido en carbono orgánico de dichos sedimentos (Lopes et al., 1987). La distribución de tamaño de los sedimentos que transporta la escorrentía depende del sistema de manejo del suelo (Cogo et al., 1983) y, a su vez a cada tamaño de sedimento están asociadas distintos contenidos de carbono; por ello, las labores de siembra y la secuencia de cultivos pueden originar sedimentos que presentan distintos potenciales para depositar carbono en áreas sedimentarias o para transferirlo a los sistemas acuáticos (Bertol et al., 2007). En este trabajo se cuantifica la distribución de tamaño de los sedimentos asociados a la escorrentía y el contenido de carbono de los mismos, bajo dos formas de siembra, a nivel o siguiendo la pendiente y para dos cultivos, avena y veza.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

Los ensayos se llevaron a cabo durante el año 2006, en un Inceptisol de la región de montaña del estado de Santa Catarina, en el sur de Brasil, con 2,72% de carbono orgánico en la capa de 0-2,5 cm. Se utilizaron parcelas experimentales de erosión que fueron sometidas a cuatro eventos de lluvia simulada con intensidad media de 70 mm h<sup>-1</sup> y duración de una hora cada uno; en cada evento se efectuaron muestreos manuales diez minutos antes de finalizar la lluvia, cuando la tasa de escorrentía era constante. Se estudiaron los siguientes tratamientos: 1) siembra mecanizada de avena en líneas paralelas a la pendiente del terreno (AP); siembra mecanizada de avena a nivel (AC); siembra mecanizada de veza en líneas paralelas a la pendiente (EP); y siembra mecanizada de veza a nivel (EC). Los tamaños de sedimentos cuantificados fueron: > 4,750; 4,750 a 2,000; 2,000 a 1,000; 1,000 a 0,250; 0,250 a 0,125; 0,125 a 0,053; 0,053 a 0,038; y < 0,038 mm.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La cantidad de sedimentos transportados por la escorrentía se mostró dependiente del tipo de cultivo y la dirección de las labores de siembra, así como del evento de lluvia simulado. La escorrentía ocasiono un 88% más de sedimentos bajo veza que bajo avena, lo que se puede atribuir a la mayor eficacia del sistema radicular de la avena que presenta mayor potencial de

agregación que la veza. La siembra a nivel de las parcelas experimentales redujo en un 56% la producción de sedimentos en comparación con la siembra a favor de la pendiente. Los surcos de siembra y las hileras dispuestas en sentido opuesto a la pendiente en la siembra a nivel redujeron la escorrentía y favorecieron la deposición local de los sedimentos de mayor tamaño. Los sedimentos con tamaños  $> 2,000$  mm y los comprendidos entre  $2,000$  y  $0,250$  mm fueron los más abundantes en ambos tipos de siembra. Por el contrario la proporción de sedimentos disminuyó entre  $0,250$  y  $0,053$  mm y de nuevo aumentó en la clase  $<0,053$  mm. De este modo, para la siembra a favor de la pendiente y a nivel, respectivamente, un 37% y un 32% de los sedimentos tenían un tamaño comprendido entre  $2,000$  y  $0,250$  mm, un 33% y un 45% eran inferiores a  $0,053$  mm y el porcentaje restante, 30% y 23% correspondía a la suma de los tamaños entre  $0,250$  y  $0,053$  mm y  $< 2,000$  mm. El índice  $D_{50}$  de los sedimentos bajo avena sembrada a nivel era de  $0,25$  mm, frente a  $0,67$  mm bajo avena sembrada a favor de la pendiente. Bajo veza se obtuvieron valores respectivos de  $D_{50}$  de  $0,158$  mm y  $0,138$  mm. El contenido en carbono orgánico varió en función del tamaño de los sedimentos, siendo mayor en los sedimentos con menor índice  $D_{50}$  y menor en los sedimentos con mayor índice  $D_{50}$ .

## CONCLUSIONES

La cantidad de sedimentos transportados por escorrentía de los intervalos de tamaño  $> 2,000$  mm,  $2,000$  a  $0,250$  mm y  $0,250$  a  $0,053$  mm, fue mayor en los tratamientos en los que se sembró a favor de la pendiente, mientras que para el intervalo de tamaño  $<0,053$  mm la siembra a nivel produjo un 12% más de sedimentos en comparación con la siembra a favor de la pendiente. La proporción de sedimentos transportados por la escorrentía aumentó desde el intervalo de tamaño  $> 2,000$  mm hasta los comprendidos entre  $2,000$  y  $0,250$  mm, disminuyó en los intervalos entre  $0,250$  y  $0,053$  mm y de nuevo aumentó para tamaños  $< 0,053$  mm. El contenido en carbono orgánico osciló en función del diámetro de los sedimentos siendo más elevado cuanto menor fue el valor del índice  $D_{50}$ .

## BIBLIOGRAFÍA

- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.B., Ritter, S.R., 2007. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil Till. Res.* 94, 142-150.
- Cogo, N.P., Moldenhauer, W.C., Foster, G.R., 1983. Effect of crop residue, tillage-induced roughness, and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1005-1008.
- Lopes, P.R.C., Cogo, N.P., Cassol, E.A., 1987. Influencia da cobertura vegetal morta na redução da velocidade da enxurrada e distribuição de tamanho dos sedimentos transportados. *R. Bras. Ci. Solo.* 11, 193-197.

# PÉRDIDAS DE SUELO Y NUTRIENTES CAUSADAS POR EVENTOS EXTREMOS ANUALES EN VIÑEDOS DE SECANO EN EL NE DE ESPAÑA

M.C. Ramos, J.A. Martínez-Casasnovas

*Dep. Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida, cramos@macs.udl.es*

## INTRODUCCIÓN

El Penedès, área de larga tradición vitícola (DO Penedès y Cava), ha experimentado durante las últimas décadas importantes transformaciones, incluyendo trabajos de nivelación previos a la plantación de las nuevas viñas, que dejan en la superficie horizontes y materiales subyacentes de capas más profundas. Las principales características de los suelos resultantes son su bajo contenido de materia orgánica, baja estabilidad estructural y elevada susceptibilidad al sellado (Ramos et al., 2000), lo que limita la infiltración de agua y favorece la escorrentía. Por otra parte, la irregular distribución de las lluvias en el área mediterránea, concentrada cada vez más en un menor número de eventos de elevada intensidad (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2006), favorece el aumento de las tasas de erosión y de la pérdida de nutrientes (Favis-Mortlock et al., 1996; Nearing et al., 2004). El objetivo de este trabajo es analizar la erosividad anual y en particular la de los eventos extremos anuales y sus efectos en las pérdidas de suelo y nutrientes en una zona vitícola del NE de España.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se lleva a cabo en un viñedo plantado en 1990, tras nivelación de los terrenos. Los suelos se clasifican como *Xerhortsols Típicos*. Se trata de suelos con elevados porcentajes de limo y arena fina y con bajos contenidos de materia orgánica. El suelo se mantiene sin cubierta durante prácticamente todo el año. Para los años 2000-2004 se analizó el número de eventos excepcionales ( $P > P$  percentil 95%) y de eventos extremos ( $P > P$  percentil 99), así como su severidad (Precipitación del evento - precipitación correspondiente al percentil 99%), su carácter y erosivo (factor  $R = \text{energía cinética} * \text{intensidad máxima en 30 minutos}$ ) y su periodo de retorno, y se compararon los valores con los registrados en un período de 50 años. En 12 puntos de la parcela se evaluaron las tasas de escorrentía y las concentraciones de sedimentos y nutrientes.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los años incluidos en este estudio son claros ejemplos de la variabilidad de las lluvias en el área mediterránea, con valores que oscilan entre 421 y 657 mm, pero con diferente distribución a lo largo del año. Los resultados muestran un aumento del número de eventos con precipitación mayor a la correspondiente al percentil 95%, los cuales representan el 88% de la lluvia anual. La severidad de los eventos extremos alcanzó valores  $> 50$  mm cada año, valor que fue superado en el año 2000 (189 mm) en el que un evento registró más del 42% de la lluvia anual. Los eventos con un periodo de retorno de dos años o mayor fueron los responsables de las tasas de erosión

más elevadas. Dicho número de eventos aumentó su frecuencia en los últimos años. Desde el punto de vista erosivo, a la erosividad anual contribuyeron no sólo los eventos extremos sino otros eventos de menor cantidad de lluvia pero de elevada intensidad. Sin embargo, la mayor parte de las pérdidas de suelo y nutrientes tuvo lugar en un número reducido de eventos (1-2) cada año, siendo responsables de más del 75% de las pérdidas de suelo anuales. A parte del evento excepcional registrado en 2000, en el que las pérdidas de suelo fueron del orden de 200 Mg·ha<sup>-1</sup>, se registraron valores de pérdidas de suelo de hasta 25 Mg·ha<sup>-1</sup>, valores que son muy superiores al índice de tolerancia de pérdidas de suelo. Ello conlleva asociadas pérdidas de nutrientes del orden de 17 kg·ha<sup>-1</sup> de pérdidas anuales de N y de 15 kg·ha<sup>-1</sup> de pérdidas anuales de P, perdiéndose hasta un 80% de ellas en eventos extremos.

## CONCLUSIONES

Se constata un aumento de la frecuencia y de la severidad de los eventos extremos anuales y su contribución a la pérdida anual de suelos y nutrientes. Un reducido número de eventos (1-2) al año es responsable de aproximadamente el 75% de las pérdidas anuales, superándose los límites de tolerancia de pérdidas de suelo cada año con repercusiones en las pérdidas de nutrientes.

## BIBLIOGRAFÍA

- Favis-Mortlock, D.T., Savabi, M.R. (1996). Shifts in rates and spatial distribution of soil erosion and deposition under climate change. In: Anderson, M.G. and Brooks, S.M. (Eds.). *Advances in Hillslope Processes*. John Wiley, New York, New York, USA, pp. 529-560.
- Nearing, M.A., Pruski, F.F., O'Neal, M.R. (2004). Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of Soil and Water Conservation* 59: 1, 43-50
- Ramos, M.C., Nacci, S., Pla, I. (2000) Soil sealing and erosion rates of some soils from the Mediterranean area. *Soil Science* 165: 398-403
- Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A. (2006) Trends in precipitation concentration and extremes in the Mediterranean Penedès-Anoia region, NE Spain. *Climatic Change* 74: 457-474.

# CONTRIBUTING TO THE HARMONIZATION OF RISK ASSESSMENT METHODS OF SOIL EROSION BY WATER IN THE EUROPEAN UNION

L. Recatalá<sup>1</sup>, C. Añó<sup>1</sup>, S. Verzandvoort<sup>2</sup>, C.J. Ritsema<sup>2</sup>, J. Sánchez<sup>1</sup>,  
C. Van Beek<sup>2</sup>, O. Onema<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Land Use Planning Department. Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE- (CSIC, Universitat de València, GV), Spain. luis.recatala@uv.es

<sup>2</sup> Alterra, Wageningen University & Research Centre, The Netherlands

## INTRODUCTION

With the adoption of the European Union (EU) Thematic Strategy for soil protection, a first step is made towards adequate measures to combat soil erosion and other soil degradation processes. In order to effectively formulate mitigation strategies and implement conservation measurements to counteract soil erosion, it is essential to objectively identify and quantify areas at risk. However, to provide an effective tool at European level, risk assessment methodologies should be harmonized (i.e. similar although adapted to local circumstances), providing criteria and standardized definitions of risk areas within the EU (Eckelmann *et al.*, 2006). This contribution provides an overview, evaluation and assessment of risk assessment methods of water erosion currently existing and applied within the EU, in the framework of the EU-funded RAMSOIL project ([www.ramsoil.eu](http://www.ramsoil.eu)). Only methods with an official status and/or those that are widely scientifically acknowledged were considered and included in this review. Similarities, differences, advantages and disadvantages of the methods are discussed, after which possibilities for harmonization are proposed.

## MATERIAL AND METHODS

Information on RAMs for soil erosion was identified through both questionnaires and scientific literature review. Questionnaires were sent to scientists and policy makers in EU Member States and Norway. The methods were compared, based on five indicators such as scale, transparency, complexity, cost efficiency and ambiguousness, after which a final statement is made about their *soundness, flexibility* and *acceptability*, reflecting the potentials for harmonization. For each risk assessment methodology, the ratings of the individual indicators give rise to a specific score of each harmonizing criterion and subsequently to an overall classification of the risk assessment methodologies (Geraedts *et al.*, 2008).

## RESULTS AND DISCUSSION

When only relative indication of erosion rates and identification of areas at risk is needed, harmonization of results is possible, without obliging the individual countries to use similar methods. Outputs have to be mutually comparable, which can be achieved by presenting them in terms of similar (quantitative or qualitative) erosion classes. When in this case different methods are used (e.g. USLE-based approaches and expert analysis), results can be presented

similarly. However, the problem remains that when different methods are used, diverse results might be obtained, i.e. it is not verifiable whether erosion estimates of different methods are mutually comparable. Harmonized results presented in equal erosion classes therefore appear comparable; however they are based on different methods and are therefore not necessarily absolutely comparable. When this problem has to be overcome, *standardization of methods* is necessary, implying uniform application of similar methods to quantify erosion rates or estimate risks throughout the entire EU, as is recommended by Eckelmann *et al.* (2006). This standardization guarantees accurate and absolute comparison of results between various areas. When such standardization is desired, currently the PESERA model (Kirkby *et al.*, 2008) provides the best opportunities for European wide erosion assessment, as confirmed by the ENVASSO project, provided that good quality data are available (Karydas *et al.*, 2009). Furthermore, according to De Vente *et al.* (2008), it is expected that performance of the PESERA model can be increased using a higher resolution DEM (Digital Elevation Model).

## BIBLIOGRAPHY

- De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompay, A., Govers, G. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change* 60 (3-4), 393-415.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carré, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli Halla, M., Zupan, M. (2006). Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. ESBR Report No.20, EUR 22185 EN. Luxembourg.
- Geraedts L., Recatalá, L., Añó, C., Ritsema, C.J.. (2008). Risk assessment methods of soil erosion by water. A review and recommendations. Report 2.1., RAMSOIL Project (Contract 44240). Available on [www.ramsoil.eu](http://www.ramsoil.eu).
- Karydas, C.G., Sekuloska, T., Silleos, G.N. (2009). Quantification and site-specification of the support practice factor when mapping soil erosion risk associated with olive plantations in the Mediterranean island of Crete. *Environmental Monitoring and Assessment* 149 (1-4), 18-28.
- Kirkby, M.J., Irvine, B., Jones, R.J.A., Govers, G., Boer, M., Cerdan, O., Daroussin, J., Gobin, A., Grimm, M., Le Bissonnais, Y., Kosmas, C., Mantel, S., Puigdefabregas, J., Van Lynden, G.J. (2008). The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. – Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science* 59 (6), 1293-1306.

# **ÁREA TEMÁTICA 3**

**Otros procesos de degradación de suelos**





# SALINIZACIÓN DE SUELOS Y SALINIDAD: UNA MONEDA DE DOS CARAS QUE INCLUYE DEGRADACIÓN PERO TAMBIÉN PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

J. Álvarez-Rogel

*Área de Edafología y Química Agrícola, Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII 48, 30203, Cartagena, Murcia, España. jose.alvarez@upct.es*

## INTRODUCCIÓN

La salinización de los suelos es uno de los mayores problemas que contribuyen al aumento de la degradación y pérdida de capacidad productiva de un territorio que pueden llevar, finalmente, a la desertificación (UNEP, 1991). Según diversas estimaciones, los suelos afectados por sales cubren aproximadamente el 10% de la superficie de los continentes (Szabolcs, 1998) siendo más abundantes en zonas áridas y semiáridas, aunque también aparecen en áreas húmedas y subhúmedas. El abandono anual de unos 10 millones de hectáreas de tierras irrigadas se produce, principalmente, por la salinización y alcalinización debidas al uso inadecuado de aguas con alto contenido salino para el riego, fenómeno que es común en antiguos sistemas de irrigación pero también en áreas que han sido recientemente puestas en regadío (Figura 1).



Figura 1. Acumulación de sales en la superficie del suelo en un cultivo de cítricos con riego por goteo en el Campo de Cartagena (SE España).

Un factor que podría provocar un aumento en los fenómenos de salinización de suelos es el cambio global. Esto podría suceder a dos niveles: por una parte, al aumentar la aridez se tendería a un incremento de las áreas regadas, con el consiguiente riesgo de salinización secundaria; y, por otra, la elevación del nivel de los mares podría provocar un aumento de las zonas salinas litorales (Szabolcs, 1994). Las consecuencias sociales y económicas de ambos procesos serían importantes y habría que poner en práctica técnicas de manejo y cultivos adecuados a la nueva situación.

La FAO calcula que de los 230 millones de hectáreas de terrenos irrigados a nivel mundial, el 20 % están afectados por salinidad y que hasta un 30% de las áreas agrícolas de África y Asia están fuertemente afectadas por salinización y no son aptas para una agricultura convencional. La Comisión Europea (European Commission, 2003) calcula entre 1 y 3 millones de hectáreas la extensión de los suelos con elevado contenido en sales en Europa, con especial incidencia del problema en las áreas mediterráneas, donde es una de las causas principales de desertificación. En España, se calcula que 3,5 millones de hectáreas, el 3% de las zonas irrigadas, se encuentran seriamente afectadas, mientras que otro 15% está en situación de riesgo.

En zonas en las que se practica una moderna agricultura intensiva, como en el SE de España, el uso del riego por goteo y el cultivo en sustratos permite optimizar la eficiencia de los fertilizantes y las dosis de agua aportadas a los cultivos y, por tanto, reducir el daño para las cosechas. Sin embargo, en muchas de estas explotaciones el suelo es considerado un mero soporte para el crecimiento de las plantas y sus propiedades físicas y químicas son degradadas debido al uso intensivo.

Sin embargo, a pesar de todas las connotaciones negativas que lleva acarreada la presencia de sales en los suelos, los saladares (humedales salinos) son ecosistemas altamente productivos y de especial interés por diferentes motivos. Constituyen el hábitat de especies animales y vegetales que no aparecen en ningún otro ambiente, por lo que se consideran de gran importancia para la preservación de la biodiversidad (Costa et al., 1987; (Directiva 92/43/CEE). En ellos quedan fijados e inmovilizados contaminantes de diferente naturaleza (Hook, 1993), por lo que, en el caso de saladares de las zonas costeras, estos se convierten en filtros naturales que depuran las aguas subterráneas y superficiales antes de que estas viertan en el mar (Keller et al., 1998) disminuyendo el riesgo de eutrofización del medio marino.

Por tanto, no se debería transmitir a los usuarios de la tierra, y a la sociedad en general, la idea de que las áreas salinas son improductivas y que la presencia de sales en los suelos es siempre un problema a combatir. Una adecuada planificación de los usos del suelo debería considerar los matices entre la salinización de suelos, inducida por un manejo inadecuado, y la salinidad, como un factor formador del suelo que da origen a un tipo particular de ecosistema.

En los siguientes apartados se hará un repaso de diferentes conceptos relacionados con la salinidad del suelo y los problemas que puede causar, pero también se desarrollarán aspectos concretos, basados en estudios científicos, sobre el papel ambiental de los saladares.

## **DEFINICIÓN DE SUELOS HALOMORFOS. ORIGEN Y DINÁMICA DE LAS SALES**

Se consideran suelos halomorfos o salinos aquellos en los que existe una acumulación de sales tan elevada, que interfiere el correcto crecimiento de plantas no especializadas. Schofield (1942) propuso, basándose en el efecto perjudicial de las sales sobre el crecimiento de ciertos cultivos, el límite de 4 decisiemens por metro ( $4 \text{ dS m}^{-1}$ ) de conductividad eléctrica (CE) en el extracto de saturación para, a partir de ese valor, considerar un suelo salino y numerosos autores y obras de referencia, como el Glossary of Soil Science Terms (ASA-CSSA-SSSA, 2008), así lo citan. Sin embargo, a partir de los  $2 \text{ dS m}^{-1}$  el rendimiento de cultivos sensibles ya se puede ver afectado (Abrol et al., 1988) por lo que algunos autores consideran que es más adecuado ese valor como umbral para diagnosticar un suelo como salino (Pizarro, 1985).

Además de la salinización, otros dos procesos que pueden estar implicados en la formación y evolución de los suelos con elevado contenido en sales son la sodización y la alcalinización. El primero consiste en la presencia de elevado contenido en sodio en el complejo de cambio (más de un 15%, o incluso más de un 7% según algunos autores como Pizarro, 1985). El segundo se produce cuando el pH se eleva por encima de 8,7-9,0, a causa de una serie de procesos en los que está implicada la salida del sodio de cambio a la solución del suelo. Ambos deterioran la estructura del suelo, al afectar negativamente a los mecanismos que mantienen floculados los coloides.

El origen de las sales está primariamente en la disolución de las rocas y minerales que las contienen. Durante los procesos de alteración química se produce la liberación de estos componentes, que van siendo solubilizados e incorporados a los cursos de agua y a los suelos. Un clima lo bastante seco para que las precipitaciones no eliminen las sales por lavado hacia horizontes profundos y aguas subterráneas y/o la presencia de suelos con escaso drenaje favorecen la salinización. Por estas razones los suelos salinos están mucho más extendidos en zonas áridas y semiáridas. No obstante, en zonas costeras la presencia de una capa freática salina a escasa profundidad impide la eliminación o dilución de las sales, independientemente de la cuantía de las precipitaciones, de forma que su efecto sobre el suelo no puede ser suprimido.

Los casos citados en el párrafo anterior corresponderían, fundamentalmente, a procesos naturales. A ellos hay que añadir, como ya se ha indicado, la salinización antrópica, que se produce por el riego con aguas de mala calidad con elevado contenido en sales, o por un manejo inadecuado de los recursos que altere los ciclos hidrológicos y/o los equilibrios entre los procesos de lavado y acumulación de sales.

No sólo es importante la concentración de sales sino también su tipología, por el distinto efecto sobre las propiedades físicas del suelo y la toxicidad y el desequilibrio de nutrientes que pueden provocar para las plantas (Grattan y Grieve, 1992; Freitas y Breckle, 1992; Breckle, 1995; Reineman y Breckle, 1993; Porta et al., 1999). Los tipos de sales más comunes en los suelos salinos son los cloruros y sulfatos, de reacción neutra, y carbonatos y bicarbonatos de sodio, de reacción alcalina. La presencia de nitratos y boro en cantidades elevadas se producirá, generalmente, en suelos agrícolas como consecuencia del exceso de abonado.

La concentración de sales del suelo puede variar notablemente en función del periodo del año, las condiciones del suelo y la topografía y microtopografía del terreno (Álvarez-Rogel et al., 2001, 2006). Durante los periodos lluviosos las sales pueden ser lavadas a horizontes profundos del perfil, para ascender nuevamente disueltas en el agua capilar y acumularse en la superficie en las épocas secas. Algunos estudios indican que, en suelos compactados, el ascenso capilar y la acumulación de las sales en los horizontes superficiales predomina sobre la infiltración y lavado de sales a horizontes profundos (Cisneros et al., 2006). A igualdad de otros factores, los suelos con textura fina presentan mayor riesgo de salinización que los de textura gruesa, al drenar más lentamente y retener más agua y cationes.

## **TIPOLOGÍA DE SUELOS SALINOS**

Independientemente de los criterios taxonómicos utilizados por clasificaciones modernas de suelos como WRB (2006) y Soil Survey Staff (2006), la tipología de los suelos con sales se ha

establecido tradicionalmente desde el punto de vista de su conductividad eléctrica, su contenido en sodio de cambio y su pH, factores íntimamente ligados a los procesos de formación y a las técnicas de recuperación (Tabla 1).

En los casos en los que el pH sea mayor de  $\approx 8,7$ , el suelo debe considerarse, además, alcalino y las mejoras tendrán como objetivo, además de lavar el exceso de iones en la solución, si la  $CE > 2dS\ m^{-1}$ , y tratar de reducir el  $Na^+$  del complejo de cambio, disminuir el pH.

Tabla 1. Clasificación de los suelos salinos (Pizarro, 1985, modificado). PSC: porcentaje de sodio de cambio

	<b>CE (dS m<sup>-1</sup>) y PSC</b>	<b>Tipo</b>	<b>Efectos</b>	<b>Recuperación</b>
	CE < 2 PSC < 7	Normal		
Sales disueltas en la solución	CE > 2 PSC < 7	Salino	Las sales afectan, fundamentalmente, a las plantas (dificultad para absorber agua y toxicidad) y no a las propiedades del suelo.	Lavado de las sales
Sodio adsorbido en las posiciones de cambio.	CE < 2 PSC > 7	Sódico	Deterioran la estructura del suelo	Mejora química (aporte de calcio) Lavado de sales
Sodio adsorbido en el complejo de cambio y sales disueltas en la solución	CE > 2 PSC > 7	Salino-sódico	Las sales disueltas evitan los problemas de destrucción de la estructura. Efectos similares a los de los suelos salinos.	Mejora química Lavado de sales

## **SALES Y CRECIMIENTO VEGETAL: ¿QUE INTERÉS PUEDE TENER EL ESTUDIO DE LAS PLANTAS HALÓFITAS NATIVAS?**

Los dos problemas principales que tienen que superar las plantas que se desarrollan en medios salinos son: por un lado el efecto osmótico de las sales disueltas, que dificulta la toma de agua y provoca estrés hídrico, y por otro la toxicidad de algunos iones concretos (efecto ion específico). Aunque la tolerancia a las sales y a la sequía no están necesariamente relacionadas (Rowell, 1992), los efectos osmóticos y tóxicos de las sales son, en ocasiones, difíciles de diferenciar puesto que las reacciones de las plantas a ambos pueden producirse simultáneamente.

Debido a que la mayoría de las plantas cultivadas no cuentan con adaptaciones específicas, los factores citados pueden causarles daños importantes lo que perjudica la producción y, por tanto, las ganancias del productor. Así, para valorar la tolerancia relativa de un cierto cultivo a la salinidad en términos de cosecha hay que referirse a la relación entre los objetivos alcanzados con salinidad y sin ella (Porta et al., 1999). El rendimiento relativo se puede calcular utilizando

las ecuaciones de Mass y Hofmann (1977), habiéndose calculado el porcentaje de disminución del rendimiento en un buen número de especies (Ayers y Wescot, 1976; Carter, 1981).

La tolerancia de las plantas a la elevada concentración de sales se basa en diversos mecanismos de tipo fisiológico y morfológico que han sido estudiados, tradicionalmente, en numerosas ocasiones (por ejemplo, Adams y Bate, 1994). La selectividad al paso de ciertos iones en las paredes celulares, la disminución del tamaño foliar para reducir la transpiración, la aparición de succulencia o la excreción del exceso de sales, se encuentran entre los más conocidos. Sin embargo, otros aspectos que también pueden facilitar el crecimiento de plantas en ambientes salinos son menos conocidos. El estudio de plantas halófitas nativas que crecen en los saladares puede ayudar a comprender estos mecanismos a fin de aplicarlos en los cultivos.

Por ejemplo, está ampliamente demostrado que las interacciones raíz-microorganismos son uno de los mecanismos más importantes para explicar la resistencia de las plantas a las condiciones de estrés (Kohler et al., 2009). En el caso particular de las zonas salinas, se han encontrado relaciones entre las poblaciones microbianas y determinadas especies de halófitos (Caravaca et al., 2005). El conocimiento de estos aspectos puede ayudar a mejorar la resistencia de los cultivos a las sales y permitir aumentar la producción en suelos regados por aguas de mala calidad.

En el caso de que no se disponga de suelos, y/o agua, de buena calidad exentos de sales, el cultivo de especies halófitas para diversos fines puede ser una alternativa. La agricultura biosalina (Choukr-Allah et al., 1996), que se lleva a cabo con variedades tolerantes o incluso con halófitos (Zurayk y Baalbaki, 1996) para consumo humano o como forraje, y la producción de plantas para biocombustibles (<http://www.compete-bioafrica.net/publications>), son dos alternativas cuya optimización puede verse favorecida con el estudio de las relaciones suelo-planta en saladares naturales.

Además del estudio de los halófitos para aplicar los resultados en el campo de la agricultura, existen otros aspectos importantes que justifican el interés de trabajar con dichas especies y las relaciones con sus hábitats. Entre ellos se encuentra el uso de la vegetación halófito como bioindicadora (Grillas 1996) de las condiciones del suelo (Denslow and Bataglia 2002; Álvarez-Rogel et al., 2006a).

En los saladares el suelo juega un papel fundamental, pues en él se originan complejos gradientes que condicionan la distribución de la vegetación. La situación se hace más compleja cuando gradientes edáficos más o menos estables en el tiempo se ven modificados por cambios de los regímenes hídricos, de la salinidad o por entradas externas de nutrientes (Portnoy et al., 1998). Cuando se producen cambios de este tipo, la vegetación responde con rapidez variando su distribución para adaptarse a las nuevas condiciones. Esto lleva a que unas especies se vean favorecidas y otras desplazadas, alterándose el conjunto del ecosistema (Boyer y Zedler, 1999). La monitorización de estos cambios a lo largo del tiempo, bien sean motivados por causas naturales o antrópicas, constituye una valiosa herramienta para detectar impactos ambientales.

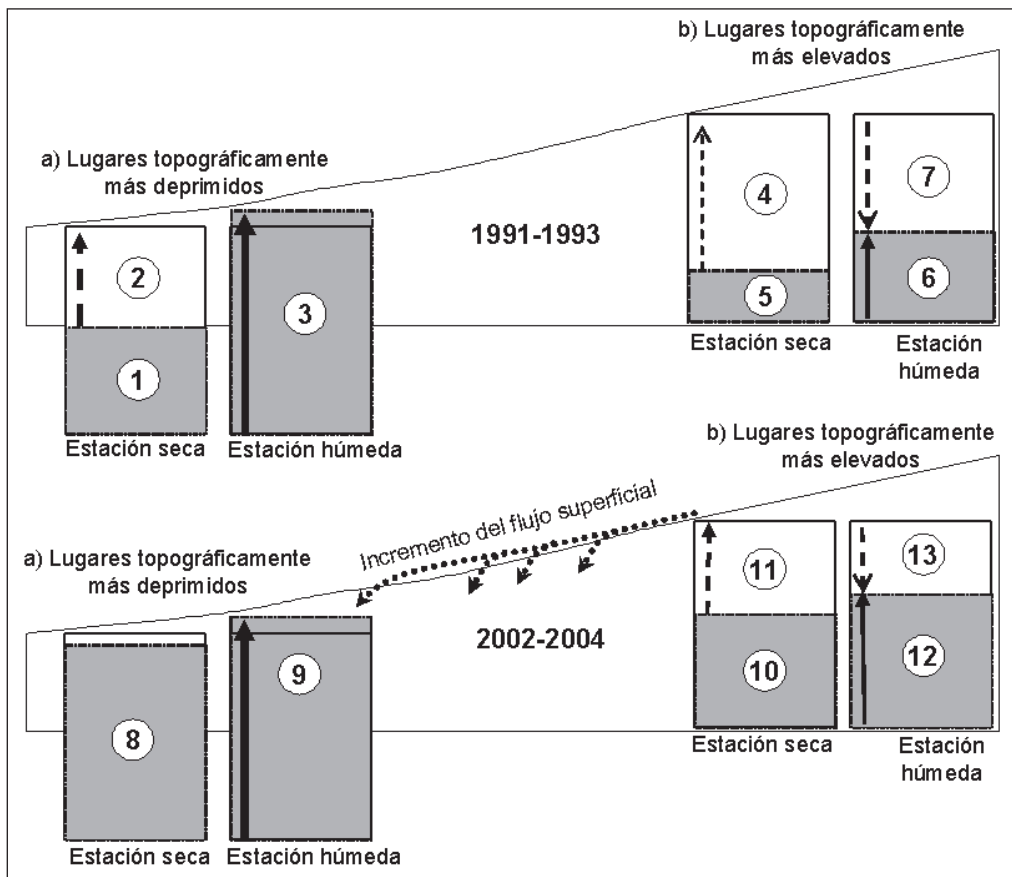


Figura 2 (modificado de Álvarez-Rogel et al., 2007). Modelo conceptual para explicar los cambios en el régimen hídrico y salino en un periodo de 9 años en el saladar de la Marina del Carmolí. 1) **Periodo 1991-1993:** a) Sitios topográficamente más bajos: el nivel freático no se encuentra muy profundo en las estaciones secas (1) facilitando a un fuerte ascenso capilar de las sales (2) que hace que aumente la salinidad de los horizontes superficiales del suelo; en los periodos lluviosos la zona es inundada y se produce la dilución de las sales. (3); b) Sitios topográficamente más elevados: el ascenso capilar de agua salada concentra las sales en los horizontes superficiales del suelo en los periodos secos (4), aunque debido a que el agua se encuentra a cierta profundidad la salinidad (5) no llega a elevarse mucho; en los periodos húmedos se reproduce el lavado de sales (7) sin que el suelo llegue a inundarse (6). **Periodo 2002-2004:** a) Sitios topográficamente más bajos: el nivel freático está muy cerca de la superficie durante los periodos secos (8) y la zona se inunda durante los húmedos (9), llevando a una elevada humedad todo el año que diluye las sales y hace que la salinidad sea menor que en el periodo 1991-1993; b) Sitios topográficamente más elevados: los cambios temporales de salinidad son más acusados que en el periodo 1991-1993 ya que el agua freática se encuentra a menor profundidad (10) lo que incrementa el ascenso capilar de agua salada en los periodos secos y por tanto la salinidad (11), pero permitiendo aún el lavado en los húmedos (13)

Álvarez-Rogel et al., (2007) encontraron una relación entre los cambios observados, en un periodo de 9 años, en los regímenes salino e hídrico de un humedal costero del Mar Menor (SE España) y la distribución y cobertura de la vegetación. Los autores citados atribuyeron estos resultados al incremento de efluentes provenientes de la agricultura de la zona (Figura 2). El aumento en la duración de los periodos de inundación con agua de salinidad moderada llevó a una disminución de la salinidad en muchas de las zonas, facilitando la expansión de especies como los *Juncus maritimus* y *Phragmites australis*, en detrimento de halófitos suculentos como *Arthrocnemum macrostachyum*. Estos autores indican que la observación de los cambios en la cubierta vegetal puede facilitar la detección de impactos como los causados por los vertidos de aguas provenientes de zonas agrícolas, o bien los atribuidos a una posible subida del nivel del mar que, en este caso, en lugar de disminuir la salinidad de los suelos, la incrementaría.

## **SALADARES Y SECUESTRO DE CARBONO**

De entre los aspectos funcionales los humedales y saladares pueden desempeñar, su papel como sumideros de carbono es uno de los que ha cobrando un importante énfasis en los últimos años (Pant et al., 2003; [http://www.aswm.org/propub/11\\_carbon\\_6\\_26\\_06.pdf](http://www.aswm.org/propub/11_carbon_6_26_06.pdf)). Las reducidas tasas de mineralización de la materia orgánica y la elevada cobertura de la vegetación contribuyen activamente a acumular carbono en sus suelos, reduciéndose así los incrementos de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Goodfriend et al., 1998). De entre los diferentes tipos de humedales, los saladares, al tener elevada concentración de sales en sus suelos y aguas, son especialmente adecuados para que en ellos la mineralización esté aún más ralentizada.

## **EL PAPEL DE LOS SALADARES FRENTE A LA CONTAMINACIÓN**

Los suelos, generalmente de textura fina, la elevada biomasa vegetal y las reducidas tasas de mineralización de la materia orgánica a causa de la hidromorfia y la salinidad, confieren a estos ambientes una elevada capacidad de fijación de sustancias. Numerosas experiencias han demostrado su efectividad en la retención de metales, solventes clorados (Pardue, 2001), hidrocarburos (Knight et al., 1999), en el tratamiento de sedimentos contaminados (Lau, 2000) y en la depuración de aguas eutrofizadas (Knight et al., 2000). Cuando se trata de saladares cercanos a zonas con elevada actividad antrópica su papel está más valorado, pues actúan como filtros, depurando las aguas subterráneas y superficiales antes de que viertan a los cauces principales o al mar

Diversos estudios realizados en saladares costeros de la laguna del Mar Menor (SE España) han demostrado que dichos sistemas llegan a tener un 100% de efectividad en la depuración de las aguas eutrofizadas provenientes de zonas agrícolas y urbanas (Álvarez Rogel et al., 2006, 2007; Jiménez-Cárceles, 2008). Concentraciones de hasta 250 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de 12 mg L<sup>-1</sup> de fósforo disuelto en el agua de los cauces que vierten a estos saladares, se reducen drásticamente al fluir a través de ellos (Figura 3). No obstante, esta efectividad varía con el periodo del año en función de la rapidez con la que el agua circula, aspecto que se debe tener en cuenta en las labores de acondicionamiento de los cauces.



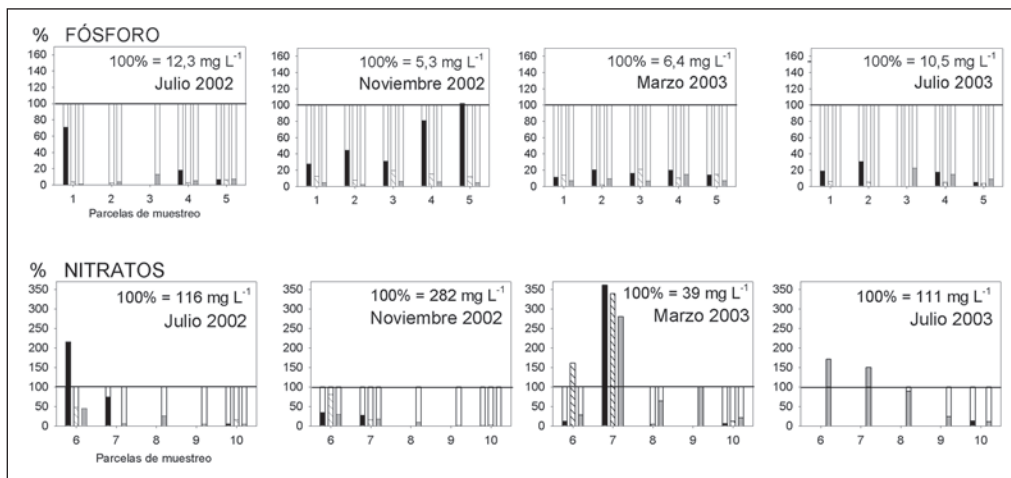


Figura 3 (modificado de Álvarez-Rogel et al., 2006). Reducción del contenido en fósforo disuelto y  $\text{NO}_3^-$  en el agua de dos cauces según van atravesando el saladar de la Marina del Carmolí (Murcia, SE de España). Las parcelas 1 y 6 corresponden a los dos puntos en los que los dos cauces penetran en el saladar y las parcelas 5 y 10 a los dos puntos en los que dichos cauces desembocan en el Mar Menor a unos 1,5 km aguas abajo de las primeras. Para cada parcela, la primera barra indica agua superficial, la segunda agua de la solución del suelo y la tercera agua sacada ~ 1,5 m de profundidad. La ausencia de barra indica que no se recogió muestra. El relleno de las barras se refiere al porcentaje de reducción de la concentración del nutriente con respecto a la concentración en el agua del cauce a la entrada del humedal, indicada como el 100%

## CONCLUSIÓN

En base a lo expuesto, es evidente que la salinización de suelos es un grave problema a nivel mundial, pero también que los saladares son ecosistemas de gran valor. Esta doble cara de la moneda de la salinidad debería ser transmitida por los investigadores a las administraciones y usuarios del suelo, de manera que se trabaje para reducir los riesgos dónde y cuándo sea necesario, pero también para preservar y restaurar los recursos naturales de los ecosistemas salinos. En dichos ecosistemas se conjuga una singular biota, adaptada e indicadora de unas condiciones ambientales particulares, con una alta productividad primaria, traducida en una elevada biomasa. Por tanto, los saladares no son en absoluto improductivos y la salinidad no debe considerarse un problema en estos casos, si no una característica que confiere su esencia a estos ecosistemas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abrol, P., Yadav, J.S.P., Massoud, F.I. (1988). Salt-Affected Soils and their Management. FAO Soils Bulletin 39. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Adams, J.B., Bate, G.C. (1994). The effect of salinity and inundation on the estuarine macrophyte *Sarcocornia perennis* (Mill.) A.J. Scott. *Aquatic Botany*, (47):341-348.
- Alvarez Rogel, J., Martínez Sánchez, J.J., Carrasco Blázquez, L., Marín Semitiel, M.C. (2006a). A Conceptual Model of Salt Marsh Plant Distribution in Coastal Dunes of Southeastern Spain. *Wetlands*, 26: 703-717.

- Álvarez Rogel, J., Ortiz Silla, R., Alcaraz Ariza, F. (2001). Edaphic characterization and soil ionic composition influencing plant zonation in a semiarid Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 99:81-98.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C. (2007). Phosphorous retention in a coastal salt marsh in SE Spain. *The Science of the Total Environment*, 378; 71-74.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Roca, M.J., Ortiz, R. (2007b). Changes in soils and vegetation in a Mediterranean coastal salt marsh affected by human activities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73:510-526.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea-Nicolás, C. (2006b). Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water Air Soil Pollution*, 173: 21-38.
- ASA-CSSA-SSSA (ed.) (2008). Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Glossary Terms Committee. 88 pp.
- Ayers, R.S., Wescott, D.W. (1976). Laboratory studies on salt distribution in furrow irrigated soil with special reference to the pre-emergence period. *Soil Science*, 83:249-263.
- Boyer, K.E., Zedler, J.B. (1999). Nitrogen addition could shift plant community composition in a restored California salt marsh. *Restoration Ecology*, 7: 74-85.
- Breckle, S.W. (1995). How do halophytes overcome salinity?, In *Biology of Salt Tolerant Plants*. Khan M.A., Ungar I.A. (Eds.), Dept. of Botany. University of Karachi. 199-213
- Caravaca, F., Alguacil, M.D., Torres, P., Roldan, A. (2005). Microbial activities and arbuscular mycorrhizal fungi colonization in the rhizosphere of the salt marsh plant *Inula crithmoides* L. along a spatial gradient. *Wetlands* 25 (2): 350-355.
- Carter, D.L. (1981). Salinity and plant productivity. Chemical Rubber Co., Handbook Series in nutrition and food.
- Choukr-Allah, R., Malcom, C.V., Hamdy, A. (1996). Halophytes and biosaline agriculture. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Cisneros, J.M., Degioanni, A.J., Cantero, J.J., Cantero, A. (2006). Characterization and restoration of saline-sodic soils in Argentine Pampas. *Current Trends in Ecology*, 1: 57-75.
- Costa, M.; Pérez Badía, R.M., Soriano, P. (1987). La vegetación como elemento de diagnóstico en la conservación del litoral. *Colloques Phytosociologiques*, (15): 281-298. Strasbourg.
- Denslow, J.S., L.L. Battaglia. (2002). Stand composition and structure across a changing hydrological gradient: Jean Lafitte National Park, Louisiana, USA. *Wetlands* 22:738-752.
- European Commission. (2003). Extent, causes, pressures, strategies and actions that should be adopted to prevent and to combat salinization and sodification in Europe. Directorate General Environment, Directorate B, Erosion Working Group (Task 5; Topic: Salinization and Sodification). Draft report, July 31, 2003. 10 pp.
- Freitas, H., Breckle, S.W. (1992). Importance of bladder hairs for salt tolerance of field-grown *Atriplex* species from a Portuguese salt marsh. *Flora*, (187):283-297.
- Goodfriend, W.L., Olsen, M.W., Frye, R.J. (1998). Decomposition of seawater-irrigated halophytes: implications for potential carbon storage. *Plant and Soil*, 202: 241-250.
- Grattan, S.R., Grieve, C.M. (1992). Mineral acquisition and growth response of plants grown in saline environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (38):275-300.
- Grillas, P. (1996). Identification of indicators. In *Monitoring Mediterranean Wetlands*. Viver P.T. (Ed.). A methodological guide. Wetlands International and Instituto da Conservação da Natureza, Portugal.
- Hook, D.D. (1993). Wetlands: history, current status, and future. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 2157-2166.

- Jiménez-Cárceles, F. J., Álvarez-Rogel, J. (2008). Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: A case study in SE Spain. *Geoderma*, 144: 299-309.
- Keller, E.M., Lajtha, K., Cristofor, S. (1998). Trace metals concentrations in the sediments and plants of the Danube Delta, Romania. *Wetlands* 18, 42-50.
- Knight, R.L., Kadlec, R.H., Ohlendorf, H.M. (1999). The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. *Environmental Science and Technology*, 33: 973-980.
- Knight, R.L., Payne, V.W.E., Borer, R.E., Clarke Jr, R.A., Pries, J.H. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, 15: 41-55.
- Kohler, J., Hernandez, JA, , F, Roldan, A. (2009). Induction of antioxidant enzymes is involved in the greater effectiveness of a PGPR versus AM fungi with respect to increasing the tolerance of lettuce to severe salt stress. *Environmental and Experimental Botany* 65 (2-3): 245-252
- Lau, S. S. S. (2000). The significance of temporal variability in sediment quality for contamination assesment in a coastal wetland, *Water Research*, 34:387-394.
- Mass, E.V., Hofmann, G.J. (1977). Crop salt tolerance: current assesment. *J. Irrig. Drain. Div. Proc. Am. Soc. Civil Eng.*, 103:115-134.
- Pant, H.K., Rechcigl, J.E., Adjei, M.B. (2003). Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture & Environment* 2: 208-313.
- Pardue, J. (2001). Remediating chlorinated solvents in wetlands: natural processes or an active approach?. *Wetlands and Remediation, Second International Conference*. Vermont.
- Pizarro, F. (1985). *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid.
- Porta, J., López Acebedo, M., Roquero, C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 2ª Ed.
- Portnoy, J.W., Nowicki, B.L., Roman, C.T., Urish, D.W. (1998). The discharge of nitrate-contaminated groundwater from developed shoreline to marsh-fringed estuary. *Water Resources Research*, 34: 3095-3104.
- Reimann, C., Breckle, S.W. (1993). Sodium relations in Chenopodiaceae: a comparative approach. *Plant, Cell and Environment* (16):323-328.
- Rowell, D.L. (1992). Acidez y Alcalinidad del suelo. In: *Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas Según Russell*. Wild A. (Ed.). 885-940
- Schofield, C.S. (1942). *The Pecos River Joint Investigation: Reports of Participating Agencies*. United States National Resources Plannig Board. Washington. EE.UU.
- Soil Survey Staff. 2006. *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Szabolcs, I. (1994). The state and perspectives of soil salinity. En *Ecosistemas afectados por sales: agricultura y ecología*. 22-42. Tomo II. UIMP. Valencia.
- Szabolcs, I. (1998). Control, assesment and control of soils affected by salinization. In: *Towards Sustainable Land Use Vol. 1. Advances in Geoecology* 31, H.P. CATENA VERLAG. Germany.
- UNEP, United Nations Environment Program. (1991). *Status of desertification and implementation of the United Nations Plans of action to combat desertification*. UNEP, Nairobi.
- WRB (World Reference Base for Soil Resources). (2006). *World Soil Resources Reports*, volume 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome (Italy).
- Zurayk, R.A., Baalbaki, R. (1996). *Inula crithmoides: a candidate plant for saline agriculture*. *Arid Soil Reseach and Rehabilitation* (10):213-223.

# ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS DE SUELOS DE VIÑEDO CONTAMINADOS CON COBRE

D. Fernández-Calviño<sup>1,2</sup>, A. Martín<sup>2</sup>, M. Arias-Estévez<sup>1</sup>, E. Bååth<sup>3</sup>, M. Díaz-Raviña<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias de Ourense, Universidad de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense.

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC, Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela.

<sup>3</sup> Ecology Building, Lund University, SE-22362 Lund, Sweden. <sup>1,2</sup>davidfc@uvigo.es, <sup>2</sup>amartin@iiag.csic.es, <sup>1</sup>mastevez@uvigo.es, erland.baath@mbioekol.lu.se <sup>2</sup>mdiazr@iiag.csic.es

## INTRODUCCIÓN

Los escasos estudios sobre caracterización de las comunidades microbianas de suelos de viñedo se han centrado en las propiedades bioquímicas y han mostrado resultados contradictorios acerca del efecto del Cu sobre la microbiota edáfica. Actualmente el uso de biomarcadores moleculares tales como el análisis de ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA pattern) permite el estudio de la estructura o diversidad de las comunidades microbianas del suelo. El objetivo de este trabajo es examinar el perfil de ácidos grasos de los fosfolípidos de suelos de viñedo del N.O. de la Península Ibérica e identificar los factores que determinan la estructura o diversidad de la población microbiana de estos suelos, con especial énfasis en la influencia del contenido de Cu.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó con un total de 55 muestras de suelo, recogidas del horizonte A (0-20 cm) de seis áreas de viñedo (Ribeiro, R; Ribeira Sacra, S; Monterrei, M; Valdedorras, D; Rías Baixas, B; Viños Verdes, V). La determinación de las propiedades físico-químicas del suelo (pH, textura, C total, N total, capacidad efectiva de cambio) se hizo siguiendo los métodos descritos por Guitián-Ojea y Carballas (1976) y las fracciones de Cu se determinaron por extracción con diferentes extractantes y posterior medida del Cu de los extractos por espectrometría de absorción atómica (Arias et al., 2004). La estructura de la comunidad microbiana se determinó mediante el análisis de ácidos grasos de los fosfolípidos (Frostegard et al., 1993).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades físico-químicas variaban considerablemente entre las muestras recogidas en las distintas áreas estudiadas; sin embargo, en comparación con los suelos naturales, el cultivo de vid tendía a reducir considerablemente los valores de materia orgánica y a incrementar los valores de pH y de cationes de cambio. La concentración media de cobre total en las distintas áreas también variaba, registrándose los mayores valores en Ribeiro y Ribeira Sacra (R, 282±161 mg Kg<sup>-1</sup>; S, 259±106 mg Kg<sup>-1</sup>; M, 300±367 mg Kg<sup>-1</sup>; D, 190±115 mg Kg<sup>-1</sup>; B, 233±182 mg Kg<sup>-1</sup>; V, 255±306 mg Kg<sup>-1</sup>); en la mayoría de los casos valores que superaban los 100 mg kg<sup>-1</sup>. En general, el Cu en estos suelos existía fundamentalmente en las fracciones menos móviles, siendo el Cu intercambiable la fracción minoritaria. Los resultados del análisis de componentes

principales realizado con los datos del análisis de ácidos grasos de los fosfolípidos muestran claramente que el factor 1 y el factor 3 absorben, respectivamente, el 31%, 12% de la varianza, explicando en conjunto el 42% de la varianza total. El factor 1 venía definido por el pH y el factor 3 por el contenido de Cu. Los resultados mostraban claramente que el pH del suelo más que el contenido de Cu era el factor más importante que determinaba la composición o estructura de la comunidad microbiana (PLFA pattern) de estos suelos de viñedo contaminados con Cu. Los datos también indicaban que los suelos con un pH más elevado mostraban un incremento de los ácidos grasos 16:1 $\omega$ 5, 16:1 $\omega$ 7c, 17:1 $\omega$ 8, 18:1 $\omega$ 7 y 18:2 $\omega$ 6 y un descenso de cy19:0, br18:0 y i17:0; los suelos con un mayor contenido de Cu mostraban un incremento de los ácidos grasos i16:0, 10Me17:0, 10Me18:0 y 18:1 $\omega$ 9.

## CONCLUSIONES

Se constató que la dedicación del suelo a viñedo deteriora considerablemente la calidad de los suelos del N.O. de la Península Ibérica. Los datos también mostraron que el pH y el contenido de Cu inducían importantes cambios en la diversidad microbiana de estos suelos, lo que ponía de manifiesto la utilidad del análisis de ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA pattern) para identificar los factores que determinan la estructura o composición de la comunidad microbiana de estos suelos degradados.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arias M., López E., Fernández D., Soto B. 2004. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper base fungicides. *Soil Sci.* 169, 796-805.
- Frostegård A., Bååth E., Tunlip A. 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed soils as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem* 25, 723-730.
- Guitián-Ojea F., Carballas T. 1976. *Técnicas de Análisis de Suelos*. Pico Sacro, Santiago de Compostela, Spain.

# ACUMULACIÓN DE CADMIO EN SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE AZNALCÓLLAR: UNA DÉCADA DE EXPERIENCIA (1998-2008)

F. Cabrera, A. Pérez-de-Mora, E. Madejón, P. Burgos, P. Madejón, M.T. Domínguez, F. Madrid, T. Marañón, J.M. Murillo.

*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Av. Reina Mercedes 10.  
41012 Sevilla. fcabrera@irnase.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

El Cd es un elemento no esencial que puede superar la barrera suelo-planta y entrar en la cadena trófica, con alto riesgo para los consumidores potenciales. Las concentraciones de Cd en los lodos ( $25,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y en las aguas ( $0,85 \text{ mg l}^{-1}$ ) del vertido de Aznalcóllar, fueron muy altas en comparación con los valores totales de este elemento en los suelos no contaminados de la zona ( $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y en la disolución del suelo (Cd en  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ M} < 0,001 \text{ mg l}^{-1}$ ), por lo que los suelos afectados resultaron severamente contaminados por este elemento ( $1,69 \text{ mg kg}^{-1}$  en la capa 0-50 cm;  $0,62 \text{ mg l}^{-1}$  en la disolución del suelo) (Cabrera et al. 1999). En el presente trabajo se resumen resultados de los estudios realizados en el IRNAS (1998-2008) sobre la acumulación y disponibilidad de Cd en los suelos contaminados y recuperados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras de suelo (afectados y no-afectados) tomadas inmediatamente después del vertido (8-15 mayo 1998) en siete áreas a lo largo de las riberas de los ríos Agrio y Guadiamar, para establecer el grado y la penetración de la contaminación. Asimismo, se analizaron muestras de suelo tomadas en dos muestreos extensivos en las mismas riberas, llevados a cabo en 2002 y 2005, tres y seis años después respectivamente, de la finalización de las labores de restauración (remoción de los lodos, aplicación de enmiendas, gradeo y reforestación) de los suelos afectados. Las concentraciones de Cd pseudototal en el suelo, se determinaron por ICP-OES en el extracto resultante del ataque de las muestras ( $< 60 \mu\text{m}$ ) con *aqua regia* en un horno microondas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los suelos afectados la concentración media en la profundidad 0-5 cm valores fue  $3,07 \pm 3,18 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cd, 9,3 veces mayor que en los suelos no afectados. Estos valores decrecían en profundidad siendo  $0,87 \pm 0,54 \text{ mg kg}^{-1}$  (5-10 cm),  $0,69 \pm 0,53 \text{ mg kg}^{-1}$  (10-15 cm) y  $0,97 \pm 0,75 \text{ mg kg}^{-1}$  (15-20 cm), mientras en los suelos no afectados, el valor era aproximadamente constante en todo el perfil ( $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Cabrera et al. 1999).

Después de las labores de restauración, la concentración total de Cd en la capa de 0-20 cm fue  $4,44 \pm 1,91 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $2,32 \pm 1,34 \text{ mg kg}^{-1}$  en 2002 y 2005 (diferencias no significativas). Estos valores no mostraron una variación definida con la distancia al foco de la contaminación y

superaron generalmente el límite superior del intervalo (media  $\pm$  desviación típica;  $1,86 \pm 0,71$  mg kg<sup>-1</sup>) de los suelos afectados en 1998. Estas anomalías, encontradas también para otros elementos (As, Cu, Hg y Pb), están relacionadas con pequeñas cantidades de lodo que quedaron en la superficie de los suelos después de la limpieza y que se enterraron en los mismos durante las subsiguientes labores de restauración. El valor medio de Cd después de la labores de restauración no excedió el valor de intervención de la Junta de Andalucía (10 mg kg<sup>-1</sup>), encontrándose dentro del intervalo la concentración considerada fitotóxica (3-8 mg kg<sup>-1</sup>), circunstancia que no implica necesariamente riesgo para los seres vivos, ya que éste depende del grado de disponibilidad. Sin embargo, diversos trabajos realizados en el IRNAS (Cabrera et al. 2008), han demostrado que la disponibilidad de Cd estimada con AEDT 0,05 M, aumentó significativamente en los suelos afectados y que después de la restauración se ha mantenido por encima de la de los suelos no-afectados ( $0,87 \pm 0,17$  vs.  $0,23 \pm 0,13$  mg kg<sup>-1</sup>). La concentración de Cd en la parte aérea de algunas plantas de estos suelos es mayor que la correspondiente de suelos no afectados (Madejón et al. 2006; Domínguez et al. 2008).

## CONCLUSIONES

Las concentraciones de Cd pseudototal y extraído con AEDT en los suelos de Aznalcóllar, después del vertido y de las labores de restauración, indican la existencia de una notable contaminación residual, que se manifiesta en la concentración de Cd en la parte aérea de algunas plantas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Cabrera F., Clemente L., Díaz Barrientos E., López R., Murillo JM (1999). Heavy metal pollution of soils affected by Guadiamar toxic flood. *Sci. Total Environ.*, 242: 117-129.
- Cabrera F., Murillo J.M., Madejón P., Domínguez M.T., Burgos P., Madejón E., Marañón T., Pérez de Mora A., Cordon R., Moreno F., Girón I. (2008). Los suelos del Guadiamar: contaminación por elementos traza tras el accidente minero de Aznalcóllar. En: La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del corredor verde. La historia de un paisaje emergente. Montes del Olmo C., Carrascal Moreno F. (Eds.) Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, 145-164.
- Domínguez MT, Marañón T, Murillo JM, Schulin R, Robinson BH. (2008) Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. *Environ. Pollut.*, 152: 50-59.
- Madejón P, Murillo JM, Marañón T, Cabrera F, López R (2006). Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill (South Spain). *Environ. Monit. Assess.*, 114: 169-189.

# EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS QUE CONDICIONAN LA DISPONIBILIDAD Y FIJACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS CERCANOS AL COTO MINERO DE PEDRERAS VIEJAS (MAZARRÓN, MURCIA)

R. Ortiz, N. García, M. A. Alías

*Dpto de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Campus de Espinardo. Universidad de Murcia. rortiz@um.es, aalias@um.es*

## INTRODUCCIÓN

El Coto Minero de las Pedreras Viejas se enmarca en el distrito minero de Mazarrón que, junto con la zona La Unión- Sierra de Cartagena, es el más representativo de la Región de Murcia por su explotación desde las primeras civilizaciones peninsulares. Las mineralizaciones en este distrito son principalmente de tipo filoniano con sulfuros metálicos, principalmente galena, esfalerita, pirita o marcasita, que suelen encontrarse asociados a otras especies mineralógicas que contienen metales pesados. Todos estos metales pueden encontrarse en el suelo de diferente forma: solubles en agua, intercambiables, inmovilizados, unidos a la materia orgánica, etc. Además en la zona estudiada existen diversos ramblizos que nacen en la cabecera de las antiguas explotaciones abandonadas y que confluyen en la Rambla de las Moreras que desemboca en el Mar Mediterráneo. En este trabajo se han determinado los parámetros edáficos más importantes que están relacionados con la disponibilidad y fijación de metales pesados en suelos cercanos al Coto Minero de Pedreras Viejas, con el fin de determinar el grado de contaminación que existe en la zona de estudio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se eligieron 8 puntos de muestreo a lo largo de un ramblizo que nace en la cabecera de las escombreras de las antiguas explotaciones mineras. En cada punto de muestro se extrajeron dos muestras a profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 30 cm. Los parámetros edáficos estudiados fueron: conductividad eléctrica (Coger y Wilcox, 1965), pH (Peech, 1965), materia orgánica (Anne, 1945 modificada por Duchafour, 1970), carbonatos (calcímetro de Bernard), capacidad de intercambio catiónico (Chapman, 1969), iones del extracto de saturación, análisis granulométrico (Soil Conservation Service, 1972) y óxidos de Fe y Al libres (Merha y Jackson, 1960).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los porcentajes de materia orgánica son moderados-altos con un valor medio de las muestras tomadas de 3.7%. La salinidad de los suelos es acusada, puesto que presentan un valor medio de conductividad eléctrica de su extracto de saturación de 18.8 dS m<sup>-1</sup>. Los iones predominantes son los sulfatos (procedentes de la alteración supergénica de los sulfuros) y el magnesio. Las mayores concentraciones salinas se dan en aquellos lugares más endorréicos en superficie, debido a que tras las escasas lluvias torrenciales se favorece la precipitación de los solutos y, por



influencia del balance hídrico que favorece una intensa evaporación, los procesos de ascensión capilar provocan la formación de eflorescencias salinas superficiales. El pH de las muestras es muy variable, extremadamente ácido en la cabecera del ramblizo y neutro o ligeramente básico conforme nos acercamos a su desembocadura en la Rambla de las Moreras. El pH medio es de 5.15. El contenido medio de carbonatos es muy bajo (1.8 %), debido a la acidificación del medio, presentando un comportamiento similar al pH, puesto que aumenta su porcentaje en los puntos de muestra cercanos a la mencionada rambla, debido a aportes de materiales carbonatados procedentes de otro cauce hidrográfico. Los valores de capacidad de intercambio catiónico son bajos (6.0 cmol Kg<sup>-1</sup> de media) debido, fundamentalmente, a la textura de las muestras en su mayor parte francoarenosa. En general, los suelos presentan un elevado contenido en Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> total, con un valor medio de 15.5%, siendo el porcentaje de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> libre (6.9%) mucho mayor que el Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> libre (0.2%). Atendiendo a estas características los suelos han sido clasificados como Fluvisoles-sali-distri-tiónicos (FAO-ISRIC-IUSS, 2006).

## CONCLUSIONES

Los bajos valores de carbonato cálcico y capacidad de intercambio catiónico, junto con la textura predominantemente franco-arenosa y el pH muy ácido, en la mayor parte de las muestras hacen prever que los metales pesados puedan encontrarse solubles y biodisponibles. El principal parámetro que se opone a esto es la elevada concentración de óxidos de hierro presentes que actúan como inmovilizantes. Hay que destacar la importante salinización de la zona producida por la oxidación y posterior hidratación de los sulfuros presentes en los residuos mineros. La acusada contaminación ambiental proviene, por tanto, de la fácil alteración supergénica y erosión de los materiales de las escombreras mineras y de su transporte por el aire y, principalmente, por las aguas pluviales de escorrentía que los arrastra en suspensión y disolución a áreas topográficamente más deprimidas.

**Agradecimientos:** Este estudio ha sido realizado dentro del marco del proyecto CGL-2006-11635 financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Anne (1945). Ann. Agro. 2, pp. 161-172.
- Bower, C.A.; Wilcox, L.V. (1965). Soluble Salts. En C.A. Black Ed. Methods of Soil Analysis, part 2, pp 933-940. Amer. Soc. Agronomy. Inc. Madison. Wis.
- Chapman, H.D. (1969) Cation exchange capacity. En C.A. Black Ed. Methods of Soil Analysis, part 1, pp 891-900. Amer. Soc. Agronomy. Inc. Madison. Wis.
- Duchafour, P.H. (1970) Précis de Pedologie. E Masson y Cie (Ed). Paris.
- FAO-ISRIC-IUSS (2006) Worl Reference Base for Soil Reources. World Soil Resources Deport 103. FAO. Roma.
- Merha, O. P., Jackson, M.L. (1960). Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. Clays and Clays Mineral 7<sup>th</sup> Conference. Londres, 317-327.
- Peech M. (1965) Hidrogen-ion activity. En C.A. Black Ed. Methods of Soil Analysis, part 2, pp 1022-1030. Amer. Soc. Agronomy. Inc. Madison. Wis.
- Soil Conservation Service (1972) Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil Survey Report, 1. USDA. Washington.

# TRANSFERENCIA DE CADMIO DE SUELO A PLANTA EN ENSAYOS CONTROLADOS DE CONCENTRACIONES DE REFERENCIA EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS

L. Recatalá<sup>1</sup>, C.D. Arbelo<sup>2</sup> y J. Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Planificación territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València- Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia) España,

Tel.: 961220540, Fax.: 961270967. luis.recatala@uv.es

<sup>2</sup> Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna (Tenerife), Islas Canarias, España

## INTRODUCCIÓN

El Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005), que regula la caracterización de suelos contaminados, establece como uno de los criterios para declarar un suelo como contaminado que se supere 100 veces la concentración relativa al nivel genérico de referencia del contaminante en el suelo. En este trabajo se han ensayado diferentes dosis de cadmio (Cd) en cuatro suelos agrícolas mediterráneos representativos con cultivo controlado de lechuga (*Lactuca sativa* L.), determinándose la concentración de Cd en planta con el propósito de analizar la transferencia de metal de suelo a planta y evaluar el mencionado criterio para declarar un suelo como contaminado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 25 cm. del horizonte superficial de los cuatro suelos (Rojales, Sollana, Nules y Peñíscola). Las propiedades edáficas (pH, contenido en materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, carbonato total y fracciones granulométricas), relevantes para regular el comportamiento de los metales en el suelo, se determinaron con los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Los contenidos de Cd en planta se determinaron siguiendo el método USEPA 3052 para matrices orgánicas (USEPA, 1996).

Los ensayos para evaluar la toxicidad del Cd en cultivo de lechuga se basaron en el test 208 de la OECD (OECD, 2006). El Cd se añadió a los distintos suelos en forma de CdCl<sub>2</sub> hasta conseguir unas concentraciones finales de 0 (control) (dosis 1), 7,4 (dosis 2), 74 (dosis 3), 740 (dosis 4), 1480 (dosis 5) y 2220 mg kg<sup>-1</sup> (dosis 6), las cuales representan 0 (control), 10, 100, 1000, 2000 y 3000 veces, respectivamente, el NGR (Nivel Genérico de Referencia) establecido para suelos hortícolas de la Comunidad Valenciana (0,74 mg Cd kg<sup>-1</sup>).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades de los suelos utilizados en los ensayos se muestran en la tabla 1, y las concentraciones de Cd en planta en la tabla 2.

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de los suelos muestreados en las cuatro parcelas

Suelo	pH	CE <sub>ea</sub>	CE <sub>es</sub>	MO	CaCO <sub>3</sub>	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Textura
	-	dS/m	dS/m	%	%	cmol/kg	%	%	%	
Rojales	7.8	3.2	17.9	1.6	50	10.1	31	44	25	F
Sollana	8.5	0.3	1.5	3.5	36	19.6	28	37	35	F-Ac
Nules	8.2	0.5	2.2	9.7	37	31.0	16	43	41	Ac-L

Tabla 2. Contenidos de Cd en cultivo obtenidos para distintas dosis de contaminación en los suelos

Dosis Cd (mg/kg) añadida a los distintos suelos	Contenido Total de Cd en cultivo (mg/Kg)			
	Rojales	Sollana	Nules	Peñíscola
1 (control)	<0,5	0,5	<0,5	1
2 (7,4 mg/Kg)	47	26	14	32
3 (74 mg/Kg)	77	66	66	65
4 (740 mg/Kg)	206	147	158	715
5 (1480 mg/Kg)	390	342	318	No muestra
6 (2220 mg/Kg)	No Muestra	500	517	No muestra

Los suelos para los que se obtienen valores más elevados de CE<sub>50</sub> (concentración efectiva que produce el 50% de inhibición de crecimiento) son aquéllos que presentan mayores contenidos de carbonatos, siendo en todos los casos superior a la concentración de 100 veces el NGR: 839 mg/kg para el suelo Rojales, 169 mg/Kg para Sollana, 285 mg/Kg para Nules y 658 mg/Kg para Peñíscola. Sin embargo, respecto al contenido obtenido en cultivo, es destacable que en todos los suelos, a partir de la segunda dosis, que representa 10 veces el valor de referencia para este metal en el ámbito de estudio, se supera el valor de 0,2 mg/Kg en peso de muestra fresca, que es el valor máximo de Cd permitido para cultivos de hoja según el Reglamento CE nº 466/2001 de la Comisión (DOCE, 2001). Por tanto, la concentración de 100 veces el valor de referencia no parece ser un criterio adecuado para la declaración de un suelo como contaminado en el caso de suelos Mediterráneos de carácter básico, ni desde el punto de vista del crecimiento del cultivo ni desde el punto de vista de la toxicidad que pueda representar el cultivo por la acumulación del metal y su transferencia a otros organismos incluida la comunidad humana a través de la cadena trófica.

**Agradecimientos:** Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto nº referencia CGL2006\_07250/BTE, financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

## BIBLIOGRAFÍA

- BOE (2005). Real Decreto 9/2005, de 14 de Enero, por el que se establece la Relación de Actividades Potencialmente Contaminantes del Suelo y los Criterios y Estándares para la Declaración de Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado Nº 15 de 18 de Enero, Madrid.
- DOCE (2001). Reglamento (CE) nº 466/2001 de la Comisión de 8 de marzo de 2001, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) Nº L77 de 16 de marzo, Bruselas.
- MAPA (1994). Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riegos. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- OECD (2006). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test.
- USEPA (1996). Method 3052. Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Revision 0. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C.

# RELACIONES ENTRE LOS ARTRÓPODOS DEL SUELO Y LOS METALES PESADOS AL APLICARSE BIOSÓLIDOS A UN CULTIVO DE ALFALFA

A. J. Hernández<sup>1</sup>, L. Flores-Pardavé<sup>2</sup>, J. Pastor<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Dpto. de Ecología, Universidad de Alcalá, Madrid.

<sup>2</sup> Dpto. de Biología, Universidad Autónoma de Aguascalientes (México).

<sup>3</sup> CCMA, CSIC, Dpto. de Ecología de Sistemas, Madrid.

## INTRODUCCIÓN

No solamente los lodos residuales son utilizados para enmendar suelos degradados, sino que se emplean también para enriquecer aquellos que tienen muy bajos niveles de M.O. con el fin de aumentar su fertilidad. Este es el caso de suelos utilizados para cultivos forrajeros extensivos en el piso correspondiente al matorral desértico en el altiplano mexicano. Aunque lo más normal es evaluar el enriquecimiento en fertilidad y/o producción del cultivo cuando los biosólidos aplicados presentan niveles aceptables de metales pesados, este trabajo desea aproximarse a evaluar las relaciones de los mismos con los artrópodos del suelo. Esta fauna edáfica, especialmente los colémbolos pueden jugar un importante papel en el proceso de la mineralización del N en los suelos, cuestión esencial en relación a los lodos adicionados.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha llevado a cabo un ensayo en campo situado el estado de Aguascalientes (México), en un suelo de tipo xerosol, al que se ha aplicado por vez primera una dosis de biosólidos proveniente de la planta depuradora de aguas residuales con que cuenta la capital de este estado (200 t/ha), con un contenido de humedad del 80%. Dos parcelas experimentales de 3000 m<sup>2</sup>, sembradas con alfalfa, una adicionada con biosólidos y otra control. En cada parcela se establecieron 9 puntos de muestreo colocándose trampas pit fall, realizándose muestreos bimensuales durante febrero-diciembre de 2004 y 2005. La fauna atrapada es estudiada en el laboratorio para su identificación, utilizando el microscopio estereoscópico y para los microartrópodos se montaron en preparaciones semipermanentes en líquido de Hoyer identificándose con el microscopio de contraste de fases. Otro bioensayo en invernadero durante 4 semanas, se ha llevado a cabo en macetas de 1 kg de suelo con adición de biosólidos a razón de 200, 400 y 800 t/ha, de la misma procedencia que el utilizado en campo y con siembra de alfalfa; procediendo a recoger e identificar los artrópodos al final del ensayo. Los metales pesados se analizaron con un espectrofotómetro Perkin Elmer AA Analyst.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aunque la contaminación del suelo por metales pesados es uno de los problemas ambientales en los países altamente industrializados, sin embargo, solamente unas pocas especies de artrópodos edáficos han sido estudiadas en relación a esta problemática. Los resultados obtenidos por nosotros constituyen así una contribución a dicha temática (Tablas 2 y 3). En la Tabla 1 se muestran los niveles de metales pseudototales (valores medios en mg/kg), en el ensayo de campo, así como los registrados en los lodos en 7 muestras analizadas (en gris) a lo largo del mismo año en que nosotros los utilizamos.

Tabla 1. Niveles de metales en el ensayo de campo

Metales	Suelo control	Suelo + lodos	lodos	Media	D.T.	Minimo	Max
Cr	8,6	60,8	54,8	67,3	74,5	8,1	196,9
Cu	3,9	7,1	51,0	99,3	86,4	28,3	267,5
Cd	0,4	0,2	1,5	1,4	0,6	0,7	2,35
Fe	5,3	13,2	13,6	-	-	-	-
Ni	5,4	11,8	90,0	102,4	68,3	13,5	185
Pb	14,3	3,8	33,8	24,7	14,8	6,6	44,8
Zn	31,0	83,4	615	849,9	257,8	615	1259,4

Tabla 2. Valores de regresión (r) estadísticamente significativos entre los metales pesados pseudototales (mg/kg) del suelo con biosólidos y los artrópodos en el ensayo de campo

Agroecosistemas	Cu	Zn	Ni
Riqueza sp.	n. s.	0,87*	0,89*
Abundancia de Colémbolos	0,97**	0,88*	n. s.

Tabla 3. Índices de correlación de rango de Spearman entre la riqueza de artrópodos y los contenidos de metales pseudototales del suelo en un ensayo en invernadero

Artrópodos	Cr	Cu	Cd	Fe	Ni	Pb	Zn
Colémbolos	**	**	n.s.	n.s.	**	**	*
Ácaros	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Thysanopteros	n.s.	n.s.	**	(-) **	n.s.	n.s.	n.s.
Coleópteros	n.s.	n.s.	*	(-) *	n.s.	n.s.	n.s.
Hemípteros	*	*	(-) *	*	*	*	*

Estamos de acuerdo con diversos autores en que las respuestas de cada especie o grupo de estos invertebrados es diferente para cada metal, así como en el incremento de colémbolos asociado a los niveles del Zn y Cu en los suelos (Fountain and Hopkin, 2004; Holmstrup et al., 2007).

**Agradecimientos:** A la financiación de la JCCM, Proyecto POII-0179-2859 y al Programa EIADES de la CM.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fountain, MT., Hopkin, S.P. 2004. A comparative study of the effects of metal contamination on *Collembola* in the field and in the laboratory. *Ecotoxicol.* 13: 573-587.
- Holmstrup, M., Maraldo, K., Krogh, PH. 2007. Combined effect of copper and prolonged summer drought soil Microarthropods in the field. *Environ. Pollut.*, 146: 525-533.

# EVALUACIÓN COMO ENMIENDA DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS DE MINA EROSIONADOS Y CONTAMINADOS

A. J. Hernández<sup>1</sup>, A. Aparicio-Martín<sup>2</sup>, J. Pastor<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dpto. de Ecología, Campus Universitario, Universidad de Alcalá, Madrid.

<sup>2</sup> Dpto. de Ecología de Sistemas, CCMA, CSIC, c/Serrano, 115 dupl., Madrid.

## INTRODUCCIÓN

Se evalúa el interés del uso de lodos como enmienda para la mejora de la cubierta vegetal de suelos de mina en Guajaraz, Toledo, muy erosionados, fuertemente contaminados por metales pesados y con escasa M.O. Su situación topográfica, en una colina, hace que se produzcan arrastres que alcanzan a los cultivos del entorno.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en cubetas con 1 Kg de suelo sin tamizar, procedente de uno de los lugares más elevados y contaminados. Los tratamientos fueron: sin adición de lodos (control); adición de 25 g de compost y adición de 50g (» a 100 y 200 Tn/ha), que se mezclaron con el suelo. Las replicaciones fueron tres. La duración del ensayo en invernadero, iniciado en octubre, fue de 30 semanas y se regó con agua desionizada (50 ml diarios). En las cubetas crecieron las especies existentes en el banco de semillas. El contenido pseudototal de metales pesados, se determinó por espectroscopia de emisión de plasma, tras moler los suelos y someterlos a ataque ácido con HNO<sub>3</sub> y HClO<sub>4</sub> en proporción 4:1. Las otras determinaciones se realizaron según Hernández y Pastor (1989). El ANOVA se realizó con el programa SPSS v. 15.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos son leptosoles dístricos. En la Tabla 1 se muestra la composición de la capa superficial del suelo inicial y la de los resultados después de la aplicación de las dosis de lodos, al final del experimento.

Tabla 1. Composición del suelo inicial (mg/kg) de la mina y de los macronutrientes (mg/100g), Al y metales pesados (mg/kg) después del ensayo

Parámetros edáficos iniciales	pH	N %	Materia orgánica %		C %			
	6,4	0,188	2,2		1,3			
Macroelementos	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>		Mg <sup>2+</sup>			
	1930	270	10		136			
Al y Metales pseudototales	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb
	25097	22600	1190	4675	404	25,4	29,9	6925

Tratamiento	Ca	K	Mg	Al	Fe
Control	487±47a	1065±294a	290±32a	25628±5064a	50656±11705a
100Tn/ha	511±10a	1121±203a	295± 23a	27240±3925a	50105± 6698a
200Tn/ha	578± 25b	1024±310a	290±29a	24156±5801a	41757±1753a

Tratamiento	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb
Control	1118±79a	5772±1839a	117±10a	28±4a	29±3a	4023±622a
100 Tn/ha	1044±59a	5288±264a	113±4a	25±1a	28±2a	4052±563a
200 Tn/ha	984±104a	5711±848a	114±3a	27±2a	28±1a	4401±423a

Letras diferentes en la misma columna indica diferencias estadísticamente significativas al 95%

En la Tabla 2 la composición del lodo. Se observa que su aplicación, mejora considerablemente la fertilidad del suelo y la cobertura (Fig. 1) y no tanto al n° de individuos (Fig. 2), y no afecta de forma peligrosa al contenido de metales de especies abundantes de interés pascícola (Tabla 3).

Tabla 2. Composición del lodo en % y mg/kg

MO %	40,4	Ca	6359	P	400	Ni	175
N %	3,94	Mg	1455	Pb	398	Zn	1118
Carbonatos %	3,4	Na	531	Cd	3	Cr	243
pH	6,6	K	1564	Cu	409	Conduct. µSm/cm	3200

Tabla 3. Contenidos de metales pesados en especies de interés pascícola

Especies	Zn 100T	Cu 100T	Pb 100T	Ni 100T	Cd 100T	Zn 200T	Cu 200T	Pb 200T	Ni 200T	Cd 200T
Agrostis castellana	155	2	12	0	0	140	3	3	0	0
Vulpia myuros	140	2	7	0	0	162	3	10	0	0
Vicia cracca	385	3	13	0	0	435	3	17	0	0

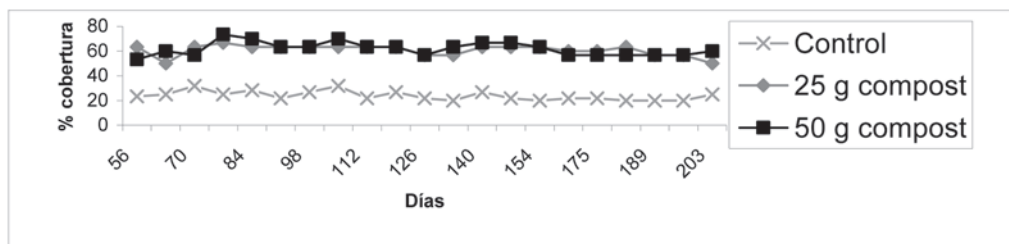


Figura 1. Cobertura de las especies en las cubetas a lo largo del bioensayo

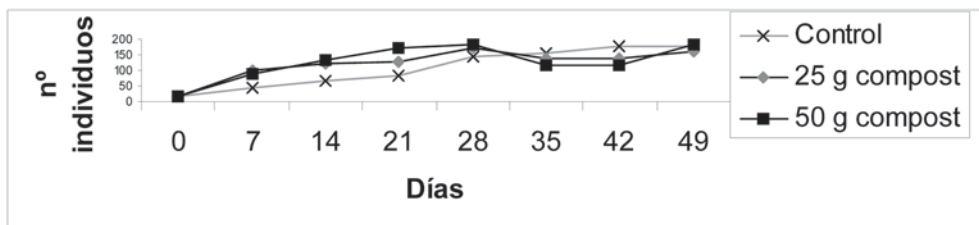


Figura 2. Nº de individuos a lo largo del bioensayo

Si bien la movilidad del Fe, Mn y Mg aumentó al final, probablemente a causa del descenso del pH que causa el lodo. Metales como el Zn fueron retenidos por la MO de los mismos. Resultados que pueden deberse a la menor movilidad de los metales en suelos con lodos o a sus efectos sobre ellos. Su toxicidad real está relacionada con su movilidad (Song et al., 2004) y, por tanto, al disminuir ésta, el peligro es menor, puesto que las plantas no los incorporan de forma importante, como vemos en la Tabla 3.

## CONCLUSIONES

La adición del lodo supone un cambio importante en el suelo original. Los resultados permiten inferir que los lodos utilizados resultan útiles para la revegetación de ecosistemas terrestres erosionados y fuertemente contaminados con metales.

**Agradecimientos:** Al Programa EIADES (CM) y al Proyecto CTM2008-04827/TECNO (MC&Innov).

## BIBLIOGRAFÍA

- Hernández A.J., Pastor J. 1989. Técnicas analíticas para el estudio de las interacciones suelo- planta. Henares, Rev. Geol. 3: 67-102.
- Song, J., Zaho, F., Luo, Y., McGrant, S., Zaho, H. 2004. Copper uptake by *Elsholtzia splendens* and *Silene vulgaris* and assessment of copper phytoavailability in contaminated soils. Environ. Pollut. 128: 307-315.





# CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS TRAS ADICIÓN DE COMPOST A SUELOS DEL COMPLEJO DE ÓRDENES (NO ESPAÑA)

A.I. Roca Fernández<sup>1</sup>, J.M. Mirás Avalos<sup>2</sup>, P. Sande Fouz<sup>2</sup>, A. Paz González<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegongo, Apdo. 10, 15080, A Coruña. [anairf@ciam.es](mailto:anairf@ciam.es)

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias, Campus de A Zapateira s/n, 15071, A Coruña. [tucho@udc.es](mailto:tucho@udc.es)

## INTRODUCCIÓN

Con objeto de estudiar los efectos que ejerció la adición de compost procedente de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), considerado como un material agronómicamente completo y reconocido mundialmente como fertilizante y enmienda orgánica de suelos por sus múltiples cualidades, se realizó un ensayo en diferentes suelos de cultivo para evaluar su influencia sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, al aumentar la fertilidad natural del suelo y evitar pérdidas por lixiviación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó durante dos años en nueve municipios del área metropolitana de A Coruña (NO España) en 20 parcelas experimentales de área 4 m<sup>2</sup> a las que se les adicionó compost de RSU (dosis de aplicación de 50 t ha<sup>-1</sup>) y 29 parcelas sin compost, según lo descrito por Roca (2005). Los materiales originarios más abundantes fueron los esquistos de la serie del Complejo de Órdenes y el sustrato geológico más frecuente fue el metasedimentario. El cultivo mayoritario fue el maíz forrajero seguido por otros cultivos típicos de huerta. El muestreo se realizó tomándose cinco muestras de la capa arable de suelo (0-20 cm) en cada subparcela. Se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo siguiendo los métodos oficiales descritos por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1995). El análisis estadístico de los datos se efectuó aplicando el programa SPSS 15.0 y para la comparación de las medias se utilizó la prueba t de Student para un nivel de confianza del 95%.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de las propiedades físicas, químicas y biológicas del compost.

Los resultados de los análisis efectuados a las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del compost usado de forma experimental se ajustan a los márgenes de calidad propuestos por la Normativa vigente en España (BOE, 1998), por lo que resulta adecuada su aplicación como fertilizante y enmienda orgánica en los diferentes suelos de cultivo del área de estudio.

### **Análisis de las propiedades físicas y químicas del suelo.**

En las parcelas sin compost la clase textural más frecuente fue la franca mientras que en las parcelas con compost fue la franco-arcillo-arenosa. El grupo textural predominante fue el medio en ambos grupos de parcelas. Tras el análisis de las fracciones granulométricas arena y arcilla no se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos. Sin embargo, el contenido medio de limo en las parcelas sin compost resultó significativamente superior al obtenido en las

parcelas con compost. El pH (H<sub>2</sub>O y KCl) y la relación C/N no presentaron diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, el contenido en carbono y nitrógeno total y, por lo tanto, en materia orgánica (MO) presentaron una tendencia no significativa a ser más elevados en las parcelas con compost. Las propiedades del complejo de cambio: cationes de cambio (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>), suma de bases de cambio, acidez de cambio (Al<sup>3+</sup> e H<sup>+</sup>), capacidad de intercambio catiónico (CIC), y porcentaje de saturación de bases de cambio no presentaron diferencias significativas entre ambos tratamientos.

#### **Interacciones entre textura, MO y CIC**

La correlación existente entre MO y CIC en parcelas con compost resultó altamente significativa ( $p < 0,01$ ) con un valor de  $R^2 = 0,817$  mientras que entre arcilla y CIC fue significativa ( $p < 0,05$ ), siendo su valor de  $R^2 = 0,244$ . Se corroboró lo dicho por Costa *et al.* (1995), dado que el valor de  $R^2$  entre arcilla y CIC, tanto en parcelas sin como con compost, resultó de tres a seis veces inferior al existente entre MO y CIC, pasándose de un valor de  $R^2 = 0,105$  para arcilla-CIC a  $R^2 = 0,455$  para MO-CIC en parcelas sin compost y de  $R^2 = 0,244$  a  $R^2 = 0,817$  en parcelas con compost, respectivamente.

### **CONCLUSIONES**

La adición de compost de RSU a los diferentes suelos de cultivo estudiados resultó beneficiosa en términos de fertilidad de los mismos al apreciarse una tendencia aunque no significativa a aumentar el contenido en MO, nitrógeno y carbono total. Esta mejora en las propiedades químicas del suelo se vio reflejada por un aumento significativo en la correlación existente entre MO y CIC, con lo cual los nutrientes se encontraron durante más tiempo adsorbidos al complejo de cambio del suelo, estando más disponibles para las plantas e impidiéndose su pérdida por lixiviación.

### **BIBLIOGRAFÍA**

- BOE. (1998). Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines. Boletín Oficial del Estado, nº 131: 18028-18078.
- Costa F., García C., Hernández T., Polo A. (1995). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Murcia, 181 pp.
- MAPA. (1995). Métodos oficiales de análisis. Tomo III: Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para el riego. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 205-285.
- Roca A.I. (2005). Uso de compost procedente de Residuos Sólidos Urbanos como enmienda agrícola en suelos del Área Metropolitana de A Coruña. Memoria de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña (UDC). A Coruña, 226 pp.

# EFECTO DE LA ADICIÓN DE COMPOST SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DE UN SUELO QUEMADO

F. Lafuente<sup>1</sup>, M.B. Turrión<sup>1</sup>, O. López<sup>1</sup>, R. Mulas<sup>1</sup>, C. Ruipérez<sup>1</sup>,  
C. Rad<sup>2</sup>, S. González Carcedo<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Valladolid, ETSIIA Av. Madrid 57, 34004 Palencia  
lafuente@agro.uva.es, bturrión@agro.uva.es

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Compostaje (UBUCOMP). Universidad de Burgos. E.P.S. Av. Cantabria s/n, 09004 Burgos.  
crad@ubu.es, salva@ubu.es

## INTRODUCCIÓN

La incorporación de enmiendas orgánicas a un suelo quemado permite una mejora en sus propiedades fisicoquímicas (mayor infiltración, capacidad de retención de agua, estabilidad estructural y química) traducidas en un aumento de la productividad del mismo (Albadalejo et al., 1994), así como un incremento en la cantidad de C secuestrado y en su biodiversidad, acelerando su recuperación. Las actividades enzimáticas del suelo se han utilizado como índice de recuperación de suelos degradados. El objetivo de este estudio es comprobar el cambio producido por el aporte de un compost de basuras urbanas a un suelo quemado sobre diversas actividades enzimáticas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La parcela experimental se localizó en las cercanías de la ciudad de Burgos, sobre un área forestal poblada con *Pinus sylvestris* y *P. pinaster* que sufrió un incendio en octubre de 2004, siendo repoblada en abril de 2005 con plántulas de *P. pinea* a las que se incorporó compost de residuos urbanos de la ciudad de Burgos. La experiencia presenta un diseño factorial por bloques con cinco réplicas por tratamiento y dos factores: la forma de aplicación (en el fondo del hoyo y mezclado con el suelo en el propio hoyo), y la dosis de compost añadido (1,5 y 3 kg/pe). Las muestras de suelo analizadas fueron tomadas en abril de 2007, a una profundidad de 0-20 cm, en las parcelas con tratamiento mezcla, siendo secadas al aire y tamizadas a 2 mm. Se realizó un fraccionamiento por tamaño de partículas en arena gruesa (200µm-2mm), arena fina (50-200µm), limo (2-50µm) y arcilla (0,1-2 µm) tras sonicación y separación por tamizado y centrifugación. Antes de realizar las determinaciones enzimáticas las muestras de suelo y fracciones fueron rehumectadas e incubadas durante 7 días a temperatura y humedad óptimas. Se determinó la actividad enzimática de Fosfatasa ácida, Fosfatasa alcalina, Sulfatasa, Leucinaminopeptidasa, α-Glucosidasa, β-Glucosidasa, β-Xilosidasa y β-N-Acetilglucosaminidasa, por un método fluorométrico en microplaca.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sulfatasa y β-Xilosidasa presentaron actividades absolutas muy bajas.

Leucinaminopeptidasa, Fosfatasa alcalina (con mayor actividad que la ácida) y α-Glucosidasa tuvieron mayor actividad específica en la fracción arcilla, frente al resto de fracciones o fracciones

arena, al contrario que  $\beta$ -Glucosidasa y Fosfatasa ácida. Estos resultados siguen en parte los resultados de Marx et al. (2005) quienes encontraron que las carbohidrasas estudiadas ( $\beta$ -Glucosidasa,  $\beta$ -Xilosidasa y  $\beta$ -N-Acetilglucosaminidasa y  $\beta$ -Celobiohidrolasa) predominaron en las fracciones de mayor tamaño, mientras que Fosfatasa ácida y Leucinaminopeptidasa predominaron en la fracción arcilla.

Solo se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en Leucinaminopeptidasa y  $\beta$ -Glucosidasa, que presentaron mayor actividad en los tratamientos con compost, en las dos dosis ensayadas. Este incremento no se explicó únicamente por el incremento de materia orgánica.

En la mayor parte de las enzimas estudiadas la fracción arcilla presentó un comportamiento distinto que el resto de fracciones respecto al efecto de la adición de compost, con disminución o menor respuesta positiva. Este comportamiento puede ser debido a un efecto negativo del contenido en sales del compost sobre las enzimas acumuladas en la fracción arcilla, mientras que en el resto de fracciones, de mayor tamaño, puede haber tenido influencia positiva el aporte de restos vegetales frescos procedentes del mayor desarrollo de vegetación adventicia provocado por este aporte.

## CONCLUSIONES

Se observó un incremento de actividad de Leucinaminopeptidasa y  $\beta$ -Glucosidasa después de 2 años desde el aporte de compost.

Se encontraron diferencias en las actividad enzimática de las distintas fracciones texturales según el tipo de enzima estudiada.

Se observó un efecto distinto del aporte de compost de residuos urbanos sobre las actividades enzimáticas de la fracción arcilla, frente al resto de fracciones.

## BIBLIOGRAFÍA

- Albadalejo J., Stokong M., Díaz E., Castillo V. (1994). Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semiarid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Techn.* 7: 249-260.
- Marx M.-C., Kandeler E., Wood M., Wermbter N., Jarvis S. C. (2005). Exploring the enzymatic landscape: distribution and kinetics of hydrolytic enzymes in soil particle-size fractions. *Soil biology & biochemistry*, 37: 35-48.

## MACRO-, MICRONUTRIENTES Y METALES PESADOS DETERMINADOS POR FRX E ICP-MS EN SUELOS TRAS ADICIÓN DE COMPOST

A.I. Roca Fernández<sup>1</sup>, P. Sande Fouz<sup>2</sup>, E. Vidal Vázquez<sup>2</sup>, A. Paz González<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegongo. Apdo. 10, 15080, A Coruña. [anairf@ciam.es](mailto:anairf@ciam.es)

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias. Campus de A Zapateira s/n, 15071, A Coruña. [tucho@udc.es](mailto:tucho@udc.es)

### INTRODUCCIÓN

El laboreo continuado del suelo conduce a una disminución progresiva de su contenido en materia orgánica, macro- y micronutrientes que, en conjunto, condicionan su capacidad productiva a la vez que tienen importantes repercusiones sobre su erosividad, propiedades filtrantes y depuradoras (Porta *et al.*, 2003). Tradicionalmente, los reactivos más usados en el análisis total de los elementos presentes en el suelo eran una mezcla de ácido fluorhídrico y perclórico (HF + HClO<sub>4</sub>) o bien, el agua regia (HNO<sub>3</sub> + HCl). Más recientemente, la puesta a punto de técnicas como la fluorescencia de rayos X (FRX) y la espectroscopia de emisión inducida por plasma argón (ICP-MS) son consideradas como una alternativa útil a los métodos usados anteriormente.

### MATERIALES Y MÉTODOS

El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos que la adición de compost de RSU ejerció sobre los niveles de macro-, micronutrientes y metales pesados en 48 parcelas experimentales de área 4 m<sup>2</sup> (n=29, sin compost y n=19, con compost), situadas en la Mancomunidad de Municipios del área metropolitana de A Coruña (Roca, 2005). Se compararon los resultados obtenidos por dos técnicas analíticas diferentes: un método semicuantitativo, FRX y otro cuantitativo, ICP-MS. El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo utilizando el programa SPSS 15.0 y para la comparación de las medias se aplicó la prueba t de Student para un nivel de confianza del 95%.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### **Ánalysis total de micronutrientes y metales pesados en el compost experimental.**

Atendiendo a los resultados obtenidos, tras el análisis por FRX e ICP-MS del compost experimental, la calidad del mismo puede ser considerada como buena dado que el contenido en metales pesados se encontró por debajo de los límites máximos establecidos por la legislación vigente para la aplicación de este tipo de enmienda orgánica a suelos, según la Orden 28/1998 y publicada en el BOE nº 131 de 1998.

#### **Análisis total de macronutrientes (P, K, Ca y Mg) en el suelo.**

A pesar de que no se observaron diferencias significativas entre tratamientos en P, K y Ca, sus contenidos medios fueron superiores en las parcelas con compost. En ambos tratamientos, la FRX extrajo un contenido significativamente mayor que el ICP-MS.

#### **Análisis total de micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) en el suelo.**

No se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos en los contenidos medios de los cuatro micronutrientes. Se observó también que FRX extrajo un contenido significativamente

más elevado que ICP-MS, por lo que la extracción ácida no resultó lo suficientemente intensa para liberar todos los elementos de las redes silicatadas o de los minerales estables. Además, se puso de manifiesto una correlación positiva y significativa entre Cu y Zn, lo que sugiere que éstos fueron añadidos durante muchos años a los suelos de cultivo como resultado de la fertilización orgánica tradicional.

#### **Análisis total de metales pesados (Cd, Cr, Ni y Pb) en el suelo**

No se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos en los contenidos de los metales pesados. Sin embargo, se apreció una tendencia, aunque no significativa, a ser superior el Pb en las parcelas con compost dado que su contenido en el compost usado ya era próximo al límite máximo permitido por lo que conviene prestarle atención por los posibles problemas de contaminación que podría ocasionar. Una vez más se vio que FRX extrajo un contenido significativamente superior de los metales pesados que ICP-MS. Además, los niveles de algunos elementos como Cu, Zn, Cr y Ni en los suelos de cultivo estudiados pueden ser considerados como importantes, próximos o superiores, al compararlos con los umbrales establecidos por el nivel de referencia A de la normativa holandesa de 1987 (Ma *et al.*, 1997).

## **CONCLUSIONES**

El análisis total reveló que no existieron diferencias significativas entre tratamientos en los contenidos de macro-, micronutrientes y metales pesados. Sin embargo, se observó una tendencia no significativa a ser superiores P, K, Ca y Pb en las parcelas con compost. Estos resultados ilustran la dificultad de estudiar la acción del compost a corto plazo, dado que los niveles de estos elementos en los suelos de cultivo estudiados ya eran muy variables previamente a la adición de compost. FRX resultó la técnica más adecuada a utilizar para el análisis total ya que extrajo un contenido significativamente superior de macro-, micronutrientes y metales pesados que ICP-MS.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- BOE. (1998). Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines. Boletín Oficial del Estado, n° 131: 18028-18078.
- Ma, L.Q., Tan F., Harris W.G. (1997). Concentrations and distributions of eleven metals in Florida soils. *J. Environ. Qual.*, 26: 769-775.
- Roca A.I. (2005). Uso de compost procedente de Residuos Sólidos Urbanos como enmienda agrícola en suelos del Área Metropolitana de A Coruña. Memoria de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña (UDC). A Coruña, 226 pp.
- Porta J., López-Acevedo M., Roquero de Laduru C. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ª Edición. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 929 pp.

## MICRONUTRIENTES Y METALES PESADOS DETERMINADOS POR DTPA Y MEHLICH-3 EN SUELOS TRAS ADICIÓN DE COMPOST

A.I. Roca Fernández<sup>1</sup>, E. Vidal Vázquez<sup>2</sup>, J.M. Mirás Avalos<sup>2</sup>, A. Paz González<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegongo. Apdo. 10, 15080, A Coruña. [anairf@ciam.es](mailto:anairf@ciam.es)

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias. Campus de A Zapateira s/n, 15071, A Coruña. [tucho@udc.es](mailto:tucho@udc.es)

### INTRODUCCIÓN

La condición del suelo de interfase entre la biosfera, la hidrosfera y la atmósfera lo convierte en una “*estación de tránsito*” de los contaminantes, en la que pueden permanecer retenidos grandes períodos de tiempo (lo que aumenta la posibilidad de que puedan ser degradados y perder su naturaleza contaminante) o bien, que puedan ser tan móviles que inmediatamente se incorporen a los demás medios y a las redes tróficas (Doménech, 1995). Resulta, pues, primordial evaluar la fracción de micronutrientes y metales pesados presentes en el suelo y disponibles para las plantas con el fin de orientar o incluso predecir acerca de la posible existencia de deficiencias o excesos de alguno de ellos en el suelo. Sin embargo, es difícil el poder recomendar un procedimiento generalizado para la determinación de micronutrientes y metales pesados en el suelo debido a la gran diversidad de elementos a evaluar y a la enorme variedad de los métodos analíticos aplicables (Raij *et al.*, 2001).

### MATERIALES Y MÉTODOS

Para evaluar la fracción de los elementos disponibles en diferentes suelos de cultivo de A Coruña se llevó a cabo un ensayo en 41 parcelas experimentales, de 4 m<sup>2</sup> (n=27, sin compost y n=14, con compost) durante el período 2000-2001. Se compararon los resultados obtenidos mediante la aplicación de dos técnicas analíticas diferentes: la extracción con el agente quelante DTPA y la solución ácida Mehlich-3. El análisis estadístico de los datos se realizó utilizando el programa SPSS 15.0, aplicando el test t de Student para la comparación de las medias a un nivel de confianza del 95%.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### **Análisis de micronutrientes disponibles (Fe, Cu, Mn y Zn) en el suelo**

A pesar de que no se observaron diferencias significativas entre tratamientos en los contenidos medios de los cuatro micronutrientes medidos por DTPA, se apreció una cierta tendencia en Fe y Mn a ser superiores en las parcelas con compost. Sin embargo, con Mehlich-3 se obtuvieron contenidos de estos cuatro micronutrientes significativamente más altos en las parcelas con compost. DTPA extrajo, por término medio, unos contenidos significativamente superiores en las parcelas sin compost mientras que Mehlich-3 extrajo contenidos significativamente mayores en las parcelas con compost. Este comportamiento diferencial de los dos agentes extractantes es un resultado no esperado. En todo caso, el contenido medio en micronutrientes evaluado mediante estas dos soluciones extractantes resultó ser del mismo orden de magnitud que el



obtenido por otros autores en estudios previos (Caridad, 2002). Estas diferencias se pueden atribuir a interacciones entre la extractabilidad y las propiedades del suelo; así, por ejemplo, el agente DTPA presenta una mayor eficiencia en cuanto a la capacidad de solubilizar nutrientes en condiciones de pH próximas a la neutralidad, mientras que la solución Mehlich-3 se considera más adecuada para los suelos ácidos.

Estos resultados ponen de manifiesto la enorme dificultad que supone el seleccionar una única solución extractante, para ser usada como solución multiextractante.

#### **Análisis de metales pesados disponibles (Cd, Ni y Pb) en el suelo**

No se obtuvieron diferencias significativas entre ambos tratamientos en los contenidos medios de estos tres metales pesados medidos por DTPA y Mehlich-3. Sin embargo, se observó una tendencia a ser superiores los contenidos de Cd, Ni y Pb en las parcelas con compost, tanto por DTPA como por Mehlich-3, salvo para el Pb determinado por Mehlich-3 que resultó más bajo su contenido en las parcelas con compost. En ambos tratamientos, se vio que el agente quelante DTPA extrajo un contenido mayor de los metales pesados disponibles que la solución ácida Mehlich-3.

### **CONCLUSIONES**

El análisis de los elementos disponibles reveló que no existieron diferencias significativas entre tratamientos en los contenidos medios de micronutrientes y metales pesados. Sin embargo, se observó una tendencia en Fe y Mn a ser superiores en las parcelas con compost. Los contenidos medios en Cd y Ni fueron también superiores, aunque no significativamente, en las parcelas con compost por lo que conviene prestarles atención de cara a futuros ensayos en los que se aplique de forma continuada este tipo de enmienda orgánica a suelos. La eficacia de las dos soluciones extractantes empleadas presentó una gran dependencia del tratamiento empleado y de los elementos a evaluar, por lo que resulta difícil recomendar una de las técnicas. Son necesarios más estudios a nivel comparativo y durante más tiempo.

### **BIBLIOGRAFÍA**

- Caridad R. (2002). Contenido de macro-, micronutrientes, metales pesados y otros elementos en suelos naturales de São Paulo (Brasil) y Galicia (España). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Coruña, 574 pp.
- Doménech X. (1995). Química del suelo: El impacto de los contaminantes. Ed. Miraguano. Madrid, 190 pp.
- Raij van B., de Andrade J.C., Cantarella, H., Quagguio, A.J. (2001). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Instituto Agronômico de Campinas. 284 pp.

# SUELOS GLEY Y SEDIMENTOS LACUSTRES FRENTE AL APORTE DE Cu y Cd EN CONDICIONES DE LABORATORIO

B. Carrero-González<sup>1</sup>, E. Alonso, A. M<sup>a</sup>. Moreno<sup>2</sup>, J. González

<sup>1</sup> Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. U.C.M. 1. bcarrero@farm.ucm.es

<sup>2</sup> Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. U.C.M. 2. amoreno@farm.ucm.es

## INTRODUCCIÓN

Las lagunas objeto de estudio están incluidas en el Catálogo Regional de Zonas Húmedas de la Comunidad de Castilla y León (D 194/1994), y localizadas en la provincia de Segovia. Geológicamente se encuentran en arenas eólicas holocenas depositadas sobre sustratos arcillosos terciarios (Temiño et al., 1997). Bajo la cubierta vegetal, tipo pastizal, se han desarrollado procesos edáficos con formación de suelos gleizados (Álvarez et al., 1993; Alonso et al., 2000).

Las zonas húmedas por su gran fragilidad constituyen uno de los ecosistemas más amenazados de nuestro planeta. Estos humedales han sufrido numerosas transformaciones por acciones humanas que han conducido a su deterioro y a veces a la total degradación siendo las causas: contaminaciones de diversa naturaleza por instalación y vertidos de cebaderos muy próximos, extracción de agua para riego, motivando el descenso del nivel freático y desecación de lagunas, utilizándose el área de pastoreo, extracción de turba de las capas más profundas etc. (Alonso et al., 2000).

El objetivo ha sido estudiar el comportamiento de suelos y sedimentos frente al aporte de Cu y Cd añadidos en condiciones de laboratorio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelos y sedimentos a 1 m del borde de tres lagunas, presentan una anisotropía cromática y textural muy marcada (A, Cg, 2Ag, 2Cg, 3Ag). El espesor está comprendido entre 60-140 cm. La capa freática se encuentra entre 50 y 140 cm de profundidad con oscilaciones a lo largo del año que alcanzan la superficie.

En aguas freáticas y superficiales se llevaron a cabo las siguientes determinaciones “*in situ*”: Eh, pH y T<sup>a</sup> en diez puntos alrededor del perímetro de cada laguna. En suelos y sedimentos se han determinado: pH, CO, N, CIC, bases de cambio, óxidos de Fe y Mn y granulometría, parámetros que van a influir en la sorción y retención de metales. El estudio de la contaminación se ha llevado a cabo mediante sorción-desorción, añadiendo soluciones de Cu y Cd por separado (método en “batch”), a concentraciones de 1000 mgL<sup>-1</sup> de Cu y 500 mgL<sup>-1</sup> de Cd, analizando las cantidades sorbidas a lo largo de 7 días de contacto. La desorción se determinó añadiendo una solución de Ca (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 0,5 M después de 1, 3 y 7 días de reacción. Las cantidades de Cu y Cd retenidas representan lo sorbido menos lo desorbido durante el proceso.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las aguas freáticas presentan los siguientes valores: Eh entre -49mV y -144mV; pH 5,6 – 7,4 y T<sup>a</sup> en el intervalo 17,9 °C – 20,8 °C. Los contenidos en CO, fracción fina (limo+arcilla), y óxidos

de Fe y Mn se acumulan en horizontes órgano-minerales, fundamentalmente en 3Ag, siendo muy bajos en Cg. La misma dinámica la presentan CIC y bases de cambio.

Tabla 1. Porcentajes de sorción de Cu ( $1000 \text{ mgL}^{-1}$ ) y Cd ( $500 \text{ mgL}^{-1}$ ) al cabo de siete días de contacto. Porcentajes de retención respecto a lo añadido después del proceso sorción-desorción, a los siete días de reacción

<i>Horizontes</i>	<i>Cu % sorción</i>	<i>Cu % retención</i>	<i>Cd % sorción</i>	<i>Cd % retención</i>
A	92	73	94	43
Cg	14	7	24	2
2Ag	59	34	76	12
2Cg	11	9	4	0
3Ag	92	75	97	54

Los mayores porcentajes de sorción de Cu y Cd los presentan los horizontes órgano minerales en los que existen contenidos más elevados de CO, fracción fina y óxidos. Los porcentajes de retención para ambos metales son menores que los de sorción pero siguen la misma secuencia. Las diferencias entre sorción y retención de Cd son acusadas, debido a elevados porcentajes de desorción.

## CONCLUSIONES

Los horizontes superficiales (A) y horizontes más profundos (3Ag), presentan un comportamiento similar frente a aportes de Cu y Cd quedando asociados fundamentalmente a estos horizontes. La capacidad de retención de metales, de horizontes Cg es muy baja. Para las concentraciones utilizadas, es mayor la desorción de Cd que de Cu.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alonso E, Moreno A.M<sup>a</sup>, González J. (2000). Humedales de la provincia de Segovia. Características morfológicas, físicas y químicas de suelos. *Ecología* 14, 27-36.
- Álvarez A.M<sup>a</sup>, Cala V, González J. (1993). El factor edáfico en humedales de Cantalejo (provincia de Segovia). *Ecología* 7, 37- 45.
- Temiño J, García-Hidalgo J.E, Segura M. (1997). Caracterización y evolución geológica del sistema dunas-humedales de Cantalejo (Segovia). *Estudios Geológicos* 53, 135-143.

# DETERMINACIÓN DE TETRACICLINAS EN SUELOS POR EXTRACCIÓN PRESURIZADA CON DISOLVENTES Y CROMATOGRAFÍA LÍQUIDA CON ESPECTROMETRÍA DE MASAS EN TÁNDEM

V. Andreu<sup>1</sup>, P. Vázquez-Roig<sup>2</sup>, C. Blasco<sup>3</sup>, Y. Picó<sup>4</sup>

<sup>1</sup> *Departamento de Degradación y Conservación de Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Univ. Valencia, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470-Albal (Valencia). Vicente.andreu-perez@uv.es*

<sup>2,3,4</sup> *Laboratori de Bromatologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés s/n, 46100 Burjassot (Valencia). Pablo.Vazquez@uv.es, Cristina.Blasco@uv.es, Yolanda.Pico@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

La aparición de residuos de medicamentos en el medioambiente es un problema de interés creciente a nivel mundial debido al gran número que se usan tanto en el ser humano y como en medicina veterinaria. En el presente trabajo se ha desarrollado un método para la determinación simultánea de cuatro tetraciclinas (TCs) en suelos, usando la extracción con líquidos presurizados (PLE) y con fase sólida (SPE), seguida de cromatografía líquida-espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS) con un analizador de triple cuadrupolo (QqQ). Se compararon diferentes agentes dispersantes y disolventes para la extracción, y también distintos cartuchos de SPE para la purificación del extracto. El método se aplicó a muestras de suelo de distintas ubicaciones y después diferentes de tratamientos con lodos de depuradora.

## MATERIAL Y MÉTODOS

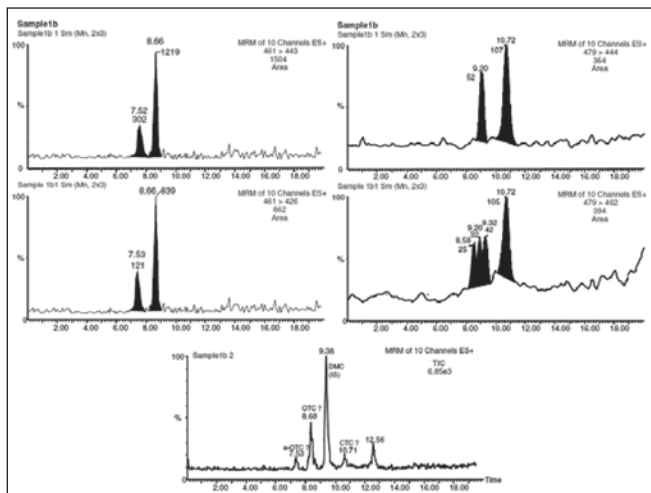
Se tomaron muestras de suelo del horizonte de Ap (0 - 20 cm) de 50 campos de cultivo de los alrededores de la ciudad de Valencia (España) en febrero 2007. Los suelos, en general, presentaron textura franca, alto contenido en CO<sub>3</sub>Ca, contenido moderado en materia orgánica y baja pedregosidad.

El último tratamiento con lodos de depuradora se realizó en septiembre 2006. Se tomaron muestras, además, de dos campos de similares características en cultivos y tipo de suelo que los anteriores, pero que no habían sido tratados con lodos desde hacía al menos 5 años.

La extracción de las tetraciclinas – tetraciclina (TC), oxitetraciclina (OTC), clortetraciclina (CTC) y doxiciclina (DC) - se realizó por PLE, y la purificación y preconcentración por una combinación de cartuchos de intercambio aniónico (SAX) y poliméricos (Strata-X).

La detección se realizó por LC-MS/MS con QqQ. Se validó el método y se determinaron las correspondientes recuperaciones para cada una de las TCs estudiadas, junto con las variaciones inter día y los límites de detección (LOD) y de cuantificación (LOQ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN



La figura muestra el cromatograma de LC-MS/MS correspondiente a la muestra 1b. El método demostró ser preciso y eficaz, con recuperaciones que variaron del 96% para TC y 92.1% para DC y e-TC, hasta el 72.1% para e-CTC. Los LODs y LOQs están en el rango de  $<1-3$  y  $>3-10 \mu\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente, lo que cubre los niveles esperados en suelos. Las TCs se detectaron en 25 de las 100 muestras de suelo analizadas, siendo OTC, seguida de CTC, TC y DC las más frecuentes. OTC se encontró en

21 muestras, en concentraciones de 15.7 a  $105.4 \mu\text{g kg}^{-1}$ , CTC en 11 entre 5.8– $34.4 \mu\text{g kg}^{-1}$  TC en 9 entre 18.8 y  $64.3 \mu\text{g kg}^{-1}$ , y DC en 4 entre 12.1 y  $45.7 \mu\text{g kg}^{-1}$ .

## CONCLUSIONES

El procedimiento de extracción, combinando PLE y SPE, es una alternativa interesante para la determinación de residuos de TCs en suelos, ya que proporciona resultados similares a otras técnicas, reduce el uso de disolventes orgánicos y no necesita ajuste de pH. La validación del método fue satisfactoria y su aplicación demuestra la presencia de cantidades significativas de residuos de TCs en suelo.

**Agradecimientos:** Esta investigación ha sido realizada en el marco de los proyectos GCL2007-66687-C02-01 and CGL2008-01693/BTE del Ministerio de Educación y Ciencia, y los GV/2007/264 y de las Consellerias d'Empresa, Universitat i Ciència y de Sanidad.

# CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS EN SUELOS DE LA ALBUFERA

V. Andreu<sup>1</sup>, A. Masia<sup>2</sup>, P. Vázquez-Roig<sup>3</sup>, C. Blasco<sup>4</sup>, J.L. Rubio<sup>5</sup>, Y. Picó<sup>6</sup>

<sup>1,5</sup> *Departamento de Degradación y Conservación de Suelos Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Univ. Valencia, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia). Vicente.andreu-perez@uv.es, JoseL.Rubio@uv.es*

<sup>2,3,4,6</sup> *Laboratori de Bromatologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av, Vicent Andrés s/n, 46100 Burjassot (Valencia). Ana.Masia@uv.es, Pablo.Vazquez@uv.es, Cristina.Blasco@uv.es, Yolanda.Pico@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente se han venido usando todo tipo de fitosanitarios (fertilizantes y plaguicidas) para conseguir mejorar la producción de las cosechas. Estos productos, especialmente si se utilizan a dosis masivas, van acumulándose en el suelo, contaminándolo y frecuentemente pasan a las aguas subterráneas y superficiales (Andreu & Picó 2004). El objeto de este trabajo ha sido valorar la contaminación de los suelos del parque natural de L'Albufera.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Analitos: Atrazina, alaclor, clorfenvinfos, clorpirifos, diuron, fention, hexitiazox, imazalil, isoproturon, simazina, trifluralina.

Suelo: horizonte de Ap (0 - 20 cm) de 50 campos de cultivo situados dentro del área del parque natural de l'Albufera en febrero 2007 (textura franca, alto contenido en CO<sub>3</sub>Ca, moderado en materia orgánica y baja pedregosidad).

Procedimientos de extracción: por disolventes presurizados con un equipo ASE 2000 (Dionex). Se parte de 10 g de muestra, celdas de 11 ml y una mezcla metanol-agua (50:50), a 80°C y 1500 psi, 2 min de precalentamiento, 7 min de extracción en un ciclo con un volumen del 100 % y 60 seg de purga. El extracto (~ 20 ml) se evapora y se disuelve en 1 mL de metanol-agua (90:10, v/v).

Cromatografía líquida espectrometría de masas: Columna Luna C18 (150 x 4.2 mm I.D, 3. µm) y un gradiente de metanol-agua ambos 5 mM de acetato amónico (10 % de metanol que se incrementa al 90 % de metanol en 15 min y se mantiene durante 25 min) a flujo de 0.2 ml/min. Cromatógrafo líquido (Waters) equipado con un detector de triple cuadrupolo (Micromass) con ionización por electrospray positivo en monitorización de iones seleccionados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La exactitud y reproducibilidad del método para los 11 plaguicidas estudiados se muestran en la Figura 1.

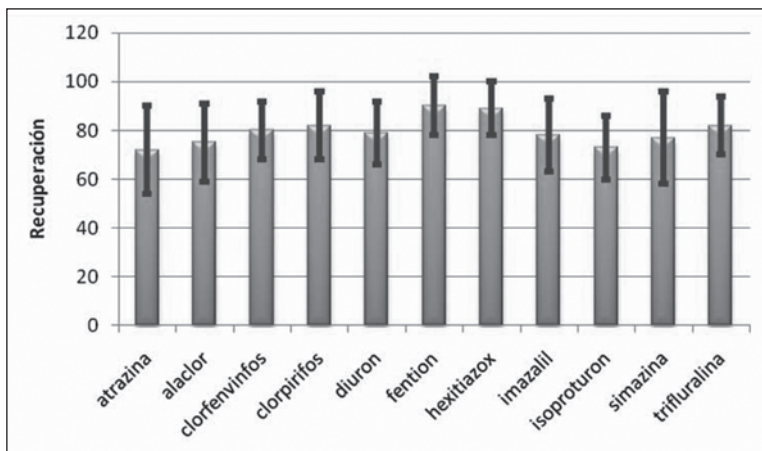


Figura 1. Recuperación (%) y desviación estándar relativa (DSR, %) calculadas a partir de muestras adicionadas a 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$

Atrazina, clorfenvinfos, imazalil, isotroturon y simazina se detectaron en el 30 % de las muestras a concentraciones que oscilan entre los 20 y los 80  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . El elevado porcentaje de muestra que presentan residuos de plaguicidas, es indicativo de la agricultura intensiva en la zona del Parque Natural de l'Albufera.

## CONCLUSIONES

El método de análisis desarrollado proporciona buenas recuperaciones (>70 %), bajas desviaciones estándar relativas (< 19 %) y permite determinar los plaguicidas estudiados con una elevada sensibilidad (1-15  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de suelo según el plaguicida) y selectividad (se obtienen dos transiciones ión precursor  $\rightarrow$  ión producto). Las muestras analizadas demuestran la presencia de varios plaguicidas en los suelos del Parque Natural de l'Albufera. De los distintos plaguicidas encontrados, el que se encuentra con mayor frecuencia es el imazalil.

**Agradecimientos:** Esta investigación ha sido realizada en el marco de los proyectos GCL2007-66687-C02-01/BOS, CGL2007-66687-C02-02 and CGL2008-01693/BTE del Ministerio de Educación y Ciencia, y los GV/2007/264 y de las Consellerias d'Empresa, Universitat i Ciència y de Sanidad.

## BIBLIOGRAFÍA

- Andreu A., Picó, Y. (2004). Determination of pesticides and their degradation products in soil: critical review and comparison of methods. *Trac-Trends Anal.Chem.*, 23: 772-779.

# RETENCIÓN DE PLAGUICIDAS EN SUELO BAJO RIEGO CON AGUAS RESIDUALES DEPURADAS

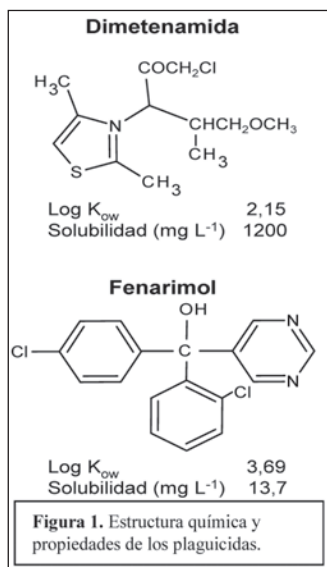
J.A. Rodríguez Liébana<sup>1</sup>, M.D. Mingorance<sup>2</sup>, A. Peña<sup>3</sup>

Dep. Geoquímica Ambiental. EEZ (CSIC). Granada. <sup>1</sup> joseantonio.rodriguez@eez.csic.es, <sup>2</sup> mdmingor@eez.csic.es, <sup>3</sup> arancha@eez.csic.es

## INTRODUCCIÓN

La irrigación con aguas residuales depuradas (ARD) presenta ventajas adicionales al aporte hídrico ya que alguno de sus componentes, como la materia orgánica disuelta (MOD), tiene carácter fertilizante aunque por otro lado, como ya es conocido, altera los mecanismos de retención y/o lixiviación de plaguicidas (Müller y Magesan, 2007). El posible riesgo ambiental derivado de la aplicación de dimetenamida y fenarimol en el control de plagas se evaluó a través de isotermas de adsorción/desorción.

## MATERIALES Y MÉTODOS



Suelo y soluciones. Se ha utilizado suelo arcilloso (51% arcilla) de Granada correspondiente a la capa arable (0-25 cm) conteniendo 0,6% de carbono orgánico (CO) y pH 7,9 (suelo/agua: 1/4). Las soluciones ensayadas fueron agua Milli Q (MQ), ARD de la EDAR del área metropolitana de Granada (pH 7,5, conductividad 1112  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , sólidos en suspensión 23 mg L<sup>-1</sup> y 30 mg L<sup>-1</sup> CO disuelto, COD) y soluciones acuosas de lodos obtenidos en el proceso de depuración con un COD de 30 y 90 mg L<sup>-1</sup>.

Plaguicidas. Dimetenamida y fenarimol (pureza  $\geq 97,5\%$ ) (Figura 1).

Isotermas de adsorción y desorción. 5 g de suelo + 20 mL de solución acuosa conteniendo los plaguicidas entre 0,2 y 5 mg L<sup>-1</sup> se agitaron durante 24 h a  $20 \pm 1$  °C. Para la desorción, tras alcanzar el equilibrio, se sustituyó la mitad del sobrenadante por solución sin plaguicida (4 veces). La cantidad de plaguicida se determinó en el sobrenadante por GC-ECD previa extracción asistida por microondas. Los datos se ajustaron al modelo de Freundlich ( $X = K_f \times C_e^{1/n}$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los parámetros de adsorción, con  $R^2$  entre 0,93 y 0,98. Los valores de la constante  $K_f$  fueron mayores para fenarimol, más hidrófobo, y menores para dimetenamida, más polar (Tabla 1 y Figura 2), de acuerdo con sus propiedades (Figura 1), lo que demuestra el papel de las interacciones hidrófobas sorbato-sorbente.



Tabla 1. Constantes de adsorción ( $K_f$ ,  $1/n$ ), parámetros de desorción (D y H) para dimetenamida y fenarimol en suelo en presencia de distintas soluciones

	dimetenamida				fenarimol			
	$K_f$	$1/n_{ads}$	D	H	$K_f$	$1/n_{ads}$	D	H
MQ	$1,11 \pm 0,08$	$0,80 \pm 0,05$	52	0,36	$3,42 \pm 0,22$	$0,72 \pm 0,05$	45	0,58
COD 30	$1,22 \pm 0,08$	$0,90 \pm 0,06$	51	0,34	$4,38 \pm 0,13$	$0,86 \pm 0,02$	44	0,40
COD 90	$0,97 \pm 0,06$	$1,01 \pm 0,05$	42	0,23	$4,46 \pm 0,13$	$0,84 \pm 0,02$	44	0,58
ARD	$1,20 \pm 0,05$	$1,06 \pm 0,04$	54	0,30	$4,40 \pm 0,21$	$0,84 \pm 0,04$	48	0,54

D = porcentaje desorbido; H = coeficiente de histéresis =  $1/n_{des} / 1/n_{ads}$

Los valores de  $K_f$  son del orden de los citados en la bibliografía para fenarimol (3,5-5) y superiores para dimetenamida (0,39) (Vasilakoglou et al., 2001). En este último caso la mayor adsorción podría atribuirse a un mayor contenido en arcilla que

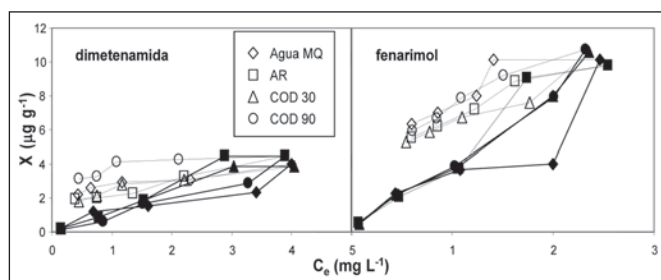


Figura 2. Isothermas de adsorción (—) y desorción (---) para fenarimol y dimetenamida con distintas soluciones

pasaría a jugar un importante papel en suelos con un bajo contenido en CO como el empleado. La desorción de los plaguicidas muestra en todos los casos fenómenos de histéresis (Figura 2), lo que indica que el proceso no es reversible, como puede observarse en el porcentaje desorbido después de 4 ciclos.

Los resultados apuntan a una mayor dificultad en la desorción de fenarimol frente a la de dimetenamida, más polar. Para este último herbicida, la solución de 90 mg L<sup>-1</sup> de COD indujo una desorción significativamente menor ( $P < 0,05$ ) que la de las otras soluciones ensayadas.

## CONCLUSIONES

La presencia de 30 y 90 mg L<sup>-1</sup> de COD en soluciones de riego no tiene un efecto apreciable en la adsorción/desorción del herbicida dimetenamida y del fungicida fenarimol. Por tanto, el riego de suelos arcillosos con ARD, tras la aplicación de estos plaguicidas, no supone un riesgo para las aguas subterráneas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Müller, K., Magesan, G.N., Bolan, N.S. (2007). A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 120: 93-116.
- Vasilakoglou, I.B., Eleftherohorinos, G., Dhima, K.B. (2001). Activity, adsorption and mobility of three acetanilide and two new amide herbicides. *Weed Res.*, 41: 533-546.

# ESTUDIO DE NUEVAS ENMIENDAS ORGÁNICAS PARA LA REGENERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ACTIVIDADES MINERAS EN CLIMA ÁRIDO/SEMIÁRIDO

R. Melgar, M.L. Segura., M.I. Pascual-Alex

*Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales, Centro IFAPA La Mojonera-Almería  
raquel.melgar@juntadeandalucia.es*

## INTRODUCCIÓN

La actividad minera desarrollada en Almería durante el siglo pasado y actualmente abandonada, ha dado lugar a la acumulación de grandes cantidades de residuos mineros en zonas próximas a las propias explotaciones y en algunos casos a pocos kilómetros de núcleos urbanos. Las condiciones que presentan los suelos o residuos mineros no son muy favorables: presencia de factores limitantes del crecimiento vegetal, pH ácido, escaso contenido en materia orgánica y nutrientes, etc., Por tanto, es necesario modificar parte de estos factores. En este sentido, el empleo de residuos orgánicos previamente estabilizados se presenta como una vía de modificación y mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, promoviendo la inmovilización in situ de metales (Brown y col., 2003). El objetivo de este estudio es caracterizar 2 materiales orgánicos (compost y vermicompost de restos hortícolas) y comprobar, según sus características, si es posible su empleo en los programas de recuperación de suelos contaminados por actividades mineras en clima árido/semiárido.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han caracterizado los productos obtenidos de dos procesos de biotransformación diferentes: vermicompostaje (V) y compostaje (C) de restos hortícolas procedentes de la agricultura intensiva bajo plástico. En ambos se determinó materia orgánica, por calcinación en mufla a 540°C; nitrógeno total, determinado por método Kjeldahl. Conductividad eléctrica y pH en extracto 1:5 según el método del M.A.P.A. La actividad deshidrogenasa se determinó según García y col. 1997. Fitotoxicidad mediante el test propuesto por Zucconi y col., (1985). Todos los datos son media de 3 repeticiones y se sometieron a análisis de varianza y prueba estadística LSD para comparar sus medias ( $P < 0,05$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se aprecia en la tabla 1, el pH no presenta diferencias significativas entre los 2 materiales orgánicos, siendo el valor medio de 8. Sin embargo, se observa en el tratamiento C un valor de CE mayor que en el tratamiento V, lo que nos indicaría que el compost presenta un mayor contenido en sales solubles que el vermicompost a pesar de que los materiales de partida son los mismos para ambos materiales. Este valor de CE ( $7.3 \text{ dS m}^{-1}$ ) está por encima de los de referencia para este tipo de materiales (Ansonera., 1994) y podría influir negativamente en el sistema suelo-planta. Otro valor interesante es la CIC, estos materiales se encuentran dentro de valor de referencia establecido por Abad y Col., 1993 ( $20 \text{ meq } 100\text{g}^{-1}$ ). Los valores de materia orgánica (M.O),

carbono orgánico total (Ct) y nitrógeno total (Nt), se encuentran dentro de los aceptables para cualquier enmienda orgánica, aunque dependiendo del proceso de transformación se observan diferencias significativas entre los materiales finales. Hemos evaluado la actividad deshidrogenasa que está relacionada con la actividad biológica en ambos materiales (C y V) los valores de actividad deshidrogenasa que indican que su aplicación incidirá de manera positiva en la calidad biológica y bioquímica del suelo (Maseguer y Benito, 2007).

Tabla 1. Propiedades químicas y biológicas de los materiales orgánicos

	Compost (C)	Vermicompost (V)
<b>pH</b>	8,8	8,6
<b>CE dS m<sup>-1</sup></b>	7,23*	1,48
<b>CIC meq 100g<sup>-1</sup></b>	47,9	41,3
<b>M.O %</b>	72*	61
<b>Ctotal %</b>	16,9*	20,63
<b>Ntotal %</b>	1,6	1,54
<b>DH-asa (ug INTF g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	65,35*	125,76
<b>C/N</b>	10,6*	13,4
<b>Índice Germinación %</b>	86	108

\* indica diferencias significativas entre tratamientos (P<0,05). CE: Conductividad eléctrica., CIC: Capacidad de intercambio catiónico., DH-asa: Actividad deshidrogenasa

orgánica en suelos degradados y emplearse en los programas de recuperación de suelos contaminados.

**Agradecimientos:** Trabajo financiado por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, proyecto (272/PC08/2-01). R. Melgar agradece al Fondo Social Europeo la financiación concedida.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Martínez, P.F., Martínez, M.D. y Martínez, J. 1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. Actas de Horticultura 11:141-154.
- Ansonera, J. 1994. Sustratos. Propiedades y caracterización. Edic. Mundiprensa, Madrid.
- Brown, S.L., Henry, C.H., Chaney, R., Compton, H., Volder, P.S. 2003. Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated areas. Plant Soil, 249: 203-215.
- García, C., Hernández, M.T., Costa, F., 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. Communication Soil Science and Plant Analysis, 28: 123-134.
- Maseguer, A., Benito, M. 2007. Evaluación de la calidad del compost. En: Compostaje. Moreno, J., Moral, R. Eds.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J.K.R Ed. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Appl.Sci.Publ., London. Pp 73-85.

La determinación del índice de germinación es importante cuando se quiere destinar un material orgánico a uso agrícola, ya que es una medida de su potencial fitotóxico. Como muestra la tabla 1, los materiales obtenidos a través de compostaje y el vermicompostaje no presentan fitotoxicidad, con valores superiores al 60 % de índice de germinación en ambos casos, por lo que podrían ser aplicados al suelo sin provocar ningún riesgo (Zucconi y col., 1985). De la información recogida en este trabajo, podría concluirse que ambos materiales poseen casi todas las características deseables para su aplicación como enmienda

# EFFECTOS DEL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y EN LA DEGRADACIÓN DE HERBICIDAS

**J. A. Hernández, S. Navarro, J. González**

*Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Espinardo, Murcia, España. hbastida@um.es*

## INTRODUCCIÓN

La acumulación de herbicidas en suelos agrícolas es con frecuencia causa de contaminación de los mismos dada la persistencia de muchos de ellos y la lentitud de su degradación (García et al., 1994). Especialmente acusado resulta este efecto en áreas de agricultura intensiva en las que la repetida aplicación de estos compuestos conduce a su creciente concentración, pudiendo alcanzarse niveles capaces de crear problemas de toxicidad en plantas y organismos diversos.

Una de las vías de degradación de estas sustancias está relacionada con la actividad microbiológica del suelo puesto que pueden ser utilizadas aquellas por los microorganismos del suelo como fuente de energía, provocando así su degradación o su transformación en metabolitos de diferente capacidad tóxica (García et al., 2000). Dado que el aumento de la actividad microbiana debe “a priori” acelerar los procesos de degradación de las sustancias orgánicas del suelo, se plantea en este trabajo conocer la influencia de dos tipos de enmiendas orgánicas sobre las propiedades del suelo, la actividad microbiana y la degradación de varios herbicidas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se ha llevado a cabo utilizando muestras del horizonte A de un Calcisol hipercálcico, el tipo de suelo más frecuente dedicado a la agricultura en la Región de Murcia (SE España), a las que se han añadido simultáneamente las adecuadas cantidades de los herbicidas clortolurón, trietazina y pendimetalina junto a, en un caso un estiércol fresco y en otro un compost maduro, comprobando los resultados obtenidos frente a dos series de muestras del mismo suelo, una con herbicidas y sin enmiendas y la otra el suelo original como testigo. Submuestras de las muestras así preparadas fueron tomadas a los 0, 7, 15, 30, 60, 120 y 180 días y analizadas para distintos parámetros, tanto edáficos – pH, Carbono orgánico, Conductividad eléctrica, etc., de acuerdo con los métodos recogidos por Van Rieuwijk (1995) - como microbiológicos – respiración microbiana (Hernández & García, 2003), actividad fosfatasa (Tabatabai & Bremner, 1972)- así como para los contenidos residuales de los herbicidas incorporados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran, en general, un aumento en las concentraciones iniciales de todas las propiedades edáficas estudiadas que experimentan cierta disminución a lo largo del período de ensayo. No ocurre así con el pH que disminuye al principio y experimenta un incremento progresivo hasta quedar aproximadamente en los mismos niveles que los suelos testigo.

Por su parte las tasas de degradación de clortoluron y trietazina aumentan con la adición de estiércol pero no así con la pentadimetilina que, con ambos enmendantes, experimenta un aumento en su tiempo de degradación, efecto que también se produce en el caso de los dos primeros en las muestras enmendadas con compost.

## CONCLUSIONES

Se puede hablar, de acuerdo con los resultados anteriores, de que la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo mejora las propiedades químicas del mismo, favorece y estimula la actividad microbiana, sobre todo al inicio del proceso, y contribuye en ocasiones a acelerar la degradación de los herbicidas utilizados. En relación con la degradación de herbicidas señalar, además, que los datos obtenidos apuntan a un proceso de estabilización de dichos compuestos frente a la degradación microbiana por fijación sobre las sustancias húmicas presentes en el compost, más evolucionadas y estables que las contenidas en el estiércol. En ese sentido, el estiércol resulta el enmendante de aplicación más adecuada cuando se pretende reducir los tiempos de degradación de los herbicidas citados.

## BIBLIOGRAFÍA

- García, C., Hernández, T., Pascual, J., Moreno, J. L., Ros, M. (2000). Actividad microbiana en suelos del sureste español sometidos a procesos de degradación y desertificación. Estrategias para su rehabilitación. En: García, C., Hernández, T. (Eds.). Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. España, pp. 43-92.
- García, C., Hernández, T., Roldán, & Costa, F. (1994). Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 1185-1191.
- Hernández, T., García, C. (2003). Estimación de la respiración microbiana del suelo. En: García, C., Hernández, T., Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C. (Eds.), Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelo. Medidas de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi Prensa, Madrid, pp. 313-346.
- Tabatabai, M. A., Bremer, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology & Biochemistry* 1, 301-307.
- Van Reeuwijk, L.P. (Ed). (1995). Procedures for Soil Analysis. Fifth ed. Technical Paper 9. ISRIC. Wageningen.

# APLICACIÓN DE VERMICOMPOST E INOCULACIÓN CON MICORRIZAS COMO ESTRATEGIA PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS. RESULTADOS PRELIMINARES

M. Quirantes, A. Vivas, R. Azcón, R. Nogales, M. Fernández-Gómez

Estación Experimental del Zaidín, CSIC, c/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada, España. mar.quirantes@eez.csic.es, astrid.vivas@eez.csic.es, rosario.azcon@eez.csic.es, rogelio.nogales@eez.csic.es, manuelj.fernandez@eez.csic.es

## INTRODUCCIÓN

La biodegradación de residuos orgánicos por la acción sinérgica de lombrices epigeas y microorganismos permite obtener enmiendas estables y maduras –vermicomposts- susceptibles de ser utilizadas en agricultura o como herramientas recuperadoras de suelos contaminados por actividades antropogénicas (Nogales y Benitez, 2006; Fernandez-Bayo et al., 2007). Por otra parte, la inoculación del suelo con micorrizas arbusculares autóctonas, también se considera otra herramienta que favorece el establecimiento de plantas en suelos contaminados por metales pesados (Vivas et al., 2003). Sin embargo, el efecto de la aplicación conjunta de ambos insumos biológicos sobre suelos contaminados ha sido escasamente estudiado. Este es el objetivo del presente estudio, cuyos resultados preliminares, relativos al efecto sobre biomasa vegetal y calidad de un suelo contaminado por metales pesados, determinada mediante el análisis de algunas actividades enzimáticas, se exponen en esta comunicación.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se utilizó un suelo contaminado por metales pesados procedente del área minera de La Unión, Murcia. Algunas características del mismo son textura: francoarenosa, pH: 7.7, COT: 4 g kg<sup>-1</sup>, C/N: 22, Zn: 47600 mg kg<sup>-1</sup>, Pb: 8560 mg kg<sup>-1</sup>, Cd: 52 mg kg<sup>-1</sup>. El vermicompost ensayado, procedente de destrios de tomate, se obtuvo mediante un proceso de vermicompostaje desarrollado en un reactor de flujo continuo durante cinco meses, unidos una posterior etapa de maduración de 2 meses. Como características de éste cabe citar: pH: 9.9, CE: 4.4 dS m<sup>-1</sup>, COT: 149 g kg<sup>-1</sup>, AH: 7.5 g kg<sup>-1</sup>, C/N: 11.

Se emplearon macetas, en las que se depositaron 500 g del suelo contaminado mezclado con arena (1:1), pudiéndose diferenciar los siguientes tratamientos: control mezcla suelo-arena, enmendando con vermicompost al 5%, inoculando con micorrizas autoctonas -consorcio de subespecies de *Glomus mosseae*-, y enmendando e inoculando conjuntamente. Se dispusieron 5 macetas replicadas para cada tratamiento y en ellas se sembraron 4 semillas de trébol (*Trifolium repens*). El experimento se desarrollo en invernadero, y manteniendo la capacidad de campo del suelo constante mediante riegos periódicos. Tras 30 días, las plantas fueron cosechadas, determinándose su biomasa aérea y radicular, así como el porcentaje de raíces micorrizadas. Tras la retirada de las plantas, se determinó la actividad deshidrogenasa (Garcia et al., 1997),  $\beta$ -glucosidada y fosfatasa (Nannipieri et al., 1982).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aunque el porcentaje de raíz micorrizada se ve escasamente afectado por los distintos tratamientos, la aplicación del vermicompost ensayado aumentó acusadamente (148%) la biomasa de trébol respecto al tratamiento control. Asimismo, las actividades deshidrogenasa y  $\beta$ -glucosidasa del suelo aumentaron significativamente por la aplicación de esta enmienda orgánica, siendo el efecto más apreciable cuando además se había inoculado con el consorcio de micorrizas autocotonas. Por el contrario, la actividad fosfatasa disminuye tanto por la aplicación de vermicompost como por la inoculación del suelo con micorrizas, y se observa que el efecto es más acusado cuando se aplican conjuntamente. Se observó una correlación positiva ( $P < 0,05$ ) entre la biomasa de trébol y las actividades deshidrogenasa y  $\beta$ -glucosidasa en los diferentes tratamientos ensayados.

## CONCLUSIONES

El uso combinado de vermicompost de destrios de tomate e inoculación con micorrizas tuvo un efecto positivo sobre la biomasa vegetal y la calidad bioquímica del suelo contaminado por metales pesados. Sin embargo, parece no existir un efecto significativamente sinérgico en la utilización conjunta de ambas técnicas biorrecuperadoras.

**Agradecimientos:** Estudio financiado por Junta de Andalucía, proyecto P05-AGR-00408.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fernández-Bayo, J. D., Romero E., Schnitzler, F., Burauel, P. (2008). Assesment of pesticide availability in soil fractions after the incorporation of winery-distillery vermicomposts. *Environ. Pollut.*, 154: 330-337.
- García, C., Hernández, M.T., Costa, F.O (1997). Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun Soil Sci. Plant Anal.*, 28: 123–134.
- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Conti, C., Bianchi D. (1982). Hydrolases extracted from soil: their properties and activities. *Soil Biol. Biochem.*, 14:257-263.
- Nogales, R., Benitez, E. (2006). Absorption of zinc and lead to *Dittrichia viscosa* grown in a contaminated soil amended with olive-derived wastes. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 76; 538-544
- Vivas, A., Vörös, A., Biró, B., Barea, J.M., Ruíz-Lozano, J.M., Azcón, R., (2003). Beneficial effects of indigenous Cd-tolerant and Cd-sensitive *Glomus mosseae* associated with a Cd-adapted strain of *Brevibacillus* sp in improving plant tolerance to Cd contamination. *Appl. Soil Ecol.*, 24: 177–186.

# EFFECTOS DE DIVERSAS ENMIENDAS EN LA ADSORCIÓN DE PAHs POR UN SUELO MEDITERRÁNEO

F. Bruna, M. Real, R. Celis, J. Cornejo

*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Avda Reina Mercedes 10, Apartado 1052, 41080 Sevilla, España. cornejo@irnase.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

La naturaleza del clima mediterráneo, con periodos prolongados de sequía seguidos de fuertes lluvias irregulares, contribuye a que los suelos mediterráneos sean sistemas naturales muy sensibles a la degradación y, por ende, a la contaminación por compuestos químicos de diversa naturaleza. Un grupo representativo de contaminantes orgánicos es el constituido por los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), considerados prioritarios por su gran ubiquidad, potencial bioacumulación, actividad carcinogénica y resistencia a la biodegradación (Haritash, 2009). A menudo se encuentran en suelos contaminados como mezcla de compuestos de peso molecular bajo (2–4 anillos aromáticos) y elevado (5 anillos aromáticos o más), siendo en general de carácter muy hidrofóbico y con baja solubilidad en agua. No obstante, los PAHs de bajo peso molecular son menos hidrofóbicos y más solubles, por lo que pueden presentar, a priori, una mayor movilidad en suelos y un mayor riesgo de contaminación de los ecosistemas acuáticos adyacentes. Los tratamientos de descontaminación de las aguas suelen ser complicados, largos, costosos y a menudo no viables. Esto hace interesante el estudio y desarrollo de nuevos adsorbentes aplicables a la descontaminación de aguas, dentro de las estrategias de remediación de suelos como inmovilizadores y aislantes de contaminantes en suelos (EPA, 2001).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado seis PAHs de bajo peso molecular (acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno y pireno) y se han estudiado cinco adsorbentes de diferente naturaleza como posibles enmendantes de un suelo mediterráneo franco–arenoso: dos subproductos industriales de tipo mineral (Yeso y Wollastonita), un residuo orgánico de la industria agroalimentaria (alperujo), un filosilicato modificado con el catión orgánico hexadeciltrimetilamonio (SA-HDTMA) y un hidróxido doble laminar de Mg:Al (3:1), modificado con el anión orgánico dodecilsulfato en la interlámina (HTDDS).

Tras determinar la relación sólido/disolución adecuada para los experimentos de adsorción, se ha comparado la adsorción de los PAHs al suelo sin enmendar y enmendado con un 10% en peso de cada adsorbente. El protocolo experimental para el estudio de adsorción ha consistido en equilibrar 100 mg de suelo con 10 mL de una disolución de 50 ppb de los seis PAHs, por duplicado. La mezcla se ha mantenido agitando durante 24 h a una temperatura de  $20\pm 3$  °C.



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existe una relación directa entre la adsorción de los PAHs al suelo y la hidrofobicidad del compuesto, según el coeficiente de reparto octanol-agua ( $K_{ow}$ ), aumentando la adsorción a medida que aumenta la hidrofobicidad del compuesto. Este hecho se da tanto en la adsorción de los PAHs en el suelo sin enmendar como enmendado. Por otro lado, la adsorción de los PAHs en suelo sin enmendar ha sido muy similar al enmendado con el yeso y la wollastonita, encontrándose una adsorción inferior al 25% en la mayoría de casos. Sin embargo, la adsorción ha aumentado cuando se ha utilizado alperujo como enmendante llegando, en el peor de los casos, a duplicarse. Los mejores resultados se han encontrado para los adsorbentes sintetizados y modificados orgánicamente, SA-HDTMA y HTDDS, obteniéndose adsorciones muy similares en ambos casos y cercanas al 100% para todos los PAHs estudiados.

## CONCLUSIONES

El uso de enmendantes de naturaleza orgánica mejora la adsorción y, por lo tanto, la inmovilización de los PAHs de bajo peso molecular en el suelo. Dicha adsorción aumenta con la hidrofobicidad del compuesto. Finalmente, la eficacia de las enmiendas utilizadas sigue el siguiente esquema: Yeso » Wollastonita < Alperujo < SA-HDTMA » HTDDS.

**Agradecimientos:** Este trabajo ha sido cofinanciado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) a través del proyecto A536/2007/3-01.2, así como por la Junta de Andalucía a través del grupo de investigación RNM-124.

## BIBLIOGRAFÍA

- Haritash A.K., Kaushik C.P. (2008), Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. Journal of Hazardous Materials, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.03.137.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2001. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report. 10th Edition. Office of Solid Waste and Emergency Response. <http://www.epa.gov/tio>.

# USO DE ENMIENDAS PARA MEJORAR LA ESTABILIZACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS: EFECTIVIDAD EN EL TIEMPO

P. Madejón, A. Pérez de Mora, P. Burgos, F. Cabrera, E. Madejón

*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Av. Reina Mercedes 10, 41012. Sevilla. Tel. +34954624711. Fax 0034 954624002. pmadejon@irnase.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

La Recuperación Natural Asistida de suelos contaminados por elementos traza (ET) es una técnica que ayuda a la inactivación *in situ* de los contaminantes mediante el uso de las enmiendas orgánicas e inorgánicas (Adriano, 2004). La aplicación de enmiendas como técnica de bajo coste y reducido manejo está siendo muy utilizada en la recuperación de los suelos contaminados. Sin embargo, existe poca información de la estabilidad y duración de estas enmiendas en los tratamientos de recuperación. Puesto que el contenido total de ET no disminuye con el tiempo, el uso prolongado de estas enmiendas, que a su vez contienen ET, pueden producir una mayor acumulación de los mismos (Pérez de Mora et al., 2006). Por tanto, es necesario seguir investigando sobre la potencial de efectividad de esta técnica. El objetivo de este estudio es la evaluación de la eficiencia del tratamiento con tres enmiendas en la regulación de la disponibilidad de elementos traza en suelos, así como la perduración de dichos tratamientos, para diagnosticar la necesidad de aplicaciones sucesivas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos estudiados están afectados por el vertido minero de Aznalcóllar. La única tarea de recuperación previa al establecimiento del experimento fue la retirada de la capa de lodos y de los primeros 10-15 cm de suelos. Un área de 20x50 m se dividió en 12 parcelas y se establecieron 4 tratamientos, 3 enmiendas procedentes de distintas fuentes y un control (sin enmienda, CO). Las enmiendas utilizadas fueron un compost de biosólido (CB), Leonardita (LE) y espuma de azucarera (EA), a razón de 30 Mg ha<sup>-1</sup> (ver características de las enmiendas en Madejón et al., 2009). Las enmiendas se aplicaron en los años 2002 y 2003, dosis 1 (DO1). En 2005 las parcelas se subdividieron en 2 partes y durante dos años más (2005 y 2006) a la mitad de las parcelas se les volvió a añadir las mismas dosis de enmiendas que en los años precedentes (dosis 2, DO2). En 2006 y 2007, 4 y 5 años después del comienzo del experimento, se tomaron muestras de suelo, para las determinaciones de pH, carbono orgánico total (COT) y contenido pseudototal y extraíble con CaCl<sub>2</sub> (0,01M) de elementos traza.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adición sucesiva de las enmiendas aumentó el pH de los suelos de todas las parcelas, y en aquellas tratadas con enmiendas orgánicas (CB y LE) también se observó aumento de COT (Tabla 1), indicando una mejora de la calidad de los suelos (Pérez de Mora et al., 2006).

Tabla 1. pH, COT (%) y contenido pseudototal de elementos traza ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos de 2006 y 2007 con dosis 1 (última adición en 2003, DO1) dosis 2 (enmendados de nuevo 2005 y 2006, DO2)

Enmienda	Muestreo	Dosis	pH	COT	Cd	Cu	Zn
CO	2006	-	3.82	0.82	2.88	112	212
	2007	-	3.45	0.99	2.57	112	205
EA	2006	DO 1	7.10	1.34	3.26	114	412
		DO 2	7.14	1.20	2.92	113	284
	2007	DO 1	7.28	1.38	2.95	106	358
		DO 2	7.47	1.17	2.94	120	284
CB	2006	DO 1	5.47	1.43	3.33	133	372
		DO 2	6.00	1.84	3.48	134	448
	2007	DO 1	5.58	1.72	2.93	129	332
		DO 2	6.25	2.03	3.38	131	457
LE	2006	DO 1	4.90	1.83	3.32	135	305
		DO 2	6.26	2.43	3.12	117	301
	2007	DO 1	5.27	1.65	2.93	121	265
		DO 2	6.14	3.00	2.87	117	300

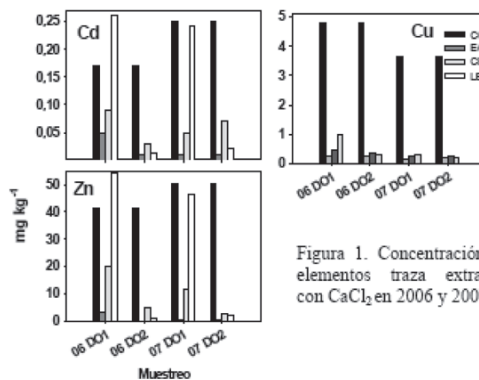


Figura 1. Concentración de elementos traza extraíbles con  $\text{CaCl}_2$  en 2006 y 2007

La adición sucesiva de las enmiendas, DO2, (especialmente CB y LE) sólo incrementó ligeramente los valores totales de Zn (Tabla 1). La movilidad de los ET en los suelos, dato fundamental para la valoración del riesgo ambiental y de la “disponibilidad” para las plantas, se estimó a partir de los resultados de la extracción con  $\text{CaCl}_2$ . Las concentraciones de Cd y Zn extraídos con  $\text{CaCl}_2$  en la parcela tratadas con DO2 fueron más bajas que en DO1, especialmente en las enmiendas CB y LE (Figura 1), siendo el pH un factor determinante en la extractabilidad de estos elementos. Durante todo el experimento, los valores más altos de elementos traza extraídos con  $\text{CaCl}_2$  se obtuvieron siempre en los suelos no enmendados (CO).

## CONCLUSIONES

La necesidad de adiciones sucesivas de enmiendas depende del tipo de enmienda usada. En el caso de enmiendas inorgánicas, una sola adición podría ser suficiente para promover la atenuación natural de los suelos. Sin embargo, cuando se usan enmiendas orgánicas, la solubilidad de estos compuestos puede incrementar la biodisponibilidad de los elementos traza en el tiempo y puede ser necesarias nuevas adiciones para asegurar procesos de estabilización.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adriano D.C., Wenzel, W.W., Vangronsveld, J., Bolan, N.S. (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122: 121-142.
- Madejón E., Madejón, P., Burgos, P., Pérez de Mora, A., Cabrera, F. (2006). Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils underassisted natural remediation: A 4-year field study. *J Hard. Mater.*, 162: 931-938.
- Pérez de Mora A., Madejón, E., Burgos, P., Cabrera, F. (2006). Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation I. *Soils. Sci. Total Environ.*, 363: 28-37.

# RESTAURACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO POR RESIDUOS PIRÍTICOS USANDO ESPECIES AUTÓCTONAS

I. M. Martínez-Alcalá<sup>1</sup>, C. de la Fuente<sup>1</sup>, R. Clemente<sup>1</sup>, D. Gondar<sup>2</sup>, M. P. Bernal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CEBAS-CSIC. Campus Universitario de Espinardo, Murcia, España. immartinez@cebas.csic.es

<sup>2</sup> Departamento de Química Física, Facultad de Química, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, España.

## INTRODUCCIÓN

El proyecto “Corredor Verde del Guadiamar” fue creado para controlar la contaminación generada tras el vertido de lodo pirítico de Aznalcóllar en 1998 y para promover la mejora del suelo, con el objetivo de establecer una cobertura vegetal adecuada para el aprovechamiento silvícola y recreativo de la zona. Durante el periodo 2000-2002 se realizó un experimento de fitoinmovilización en el área de experimentación de ‘El Vicario’ (Aznalcóllar, Sevilla), afectada por el vertido, usando cultivos de *Brassica juncea*, y varias enmiendas del suelo, tales como estiércol de vaca, compost y encalado del suelo con espuma azucarera. Este periodo fue seguido por dos años de atenuación natural sin realizar ninguna intervención en la zona (Clemente et al., 2005, 2006). En 2005 empezó una última fase de restauración. Se plantaron cuatro especies de plantas comunes en la zona: *Myrtus communnis* L., *Retama sphaerocarpa* L., *Rosmarinus officinalis* L. y *Tamarix gallica* L.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo es no calizo, clasificado como *Typic Xerofluvent*, con concentraciones medias de metales (pseudo-totales±de): Zn 531±291 mg kg<sup>-1</sup>, Cu 199±46 mg kg<sup>-1</sup>, Pb 411±150 mg kg<sup>-1</sup>, Cd 9,6±2,9 mg kg<sup>-1</sup>, y As 225±69 mg kg<sup>-1</sup>. La zona experimental fue dividida en 12 parcelas de 8x4 m y se plantaron 3 plantas de cada especie en cada parcela.

Las fechas de muestreo de suelo en la última fase de restauración fueron octubre de 2005, junio de 2006, mayo de 2007 y junio de 2008. Las plantas se trasplantaron desde semillero en diciembre de 2005 y se muestrearon 17 meses después, en mayo de 2007. Durante esta fase se ha estudiado la supervivencia y el crecimiento de las plantas, y se han realizado análisis de pH, conductividad eléctrica, metales pseudo-totales (HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>) y solubles (0,1M CaCl<sub>2</sub>) y arsénico asimilable (0,5M NaHCO<sub>3</sub>).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de pH en el suelo estuvieron dentro de los intervalos 3,0-7,2 (media 5,0±1,3) en octubre de 2005, cuando las especies de plantas autóctonas fueron establecidas, y 2,5-7,7 (media 4,7±1,5) y 2,3-7,6 (media 4,7±1,6) en junio de 2006 y junio de 2007 respectivamente. En junio de 2007, las concentraciones solubles presentaron valores de 0,15 a 1,1 µg Cd g<sup>-1</sup>, 0,11 a 36,3 µg Cu g<sup>-1</sup> y 0,44 a 273 µg Zn g<sup>-1</sup>. Las concentraciones de Pb soluble fueron muy bajas en la mayoría de las muestras, indicando su baja solubilidad en el suelo. Las concentraciones de As

asimilable en 2007 fueron similares a las encontradas al principio del experimento, a pesar de su disminución inicial ( $6,34 \pm 2,85$ ,  $1,36 \pm 0,45$  y  $8,99 \pm 4,93 \mu\text{g g}^{-1}$  en mayo de 2000, abril 2001 y mayo de 2007 respectivamente). Durante la primavera de 2006, la supervivencia de las plantas fue del orden del 40 al 50%, pero durante el verano de ese año se produjo una disminución, especialmente para *T. gallica* y *M. communis*, en las cuales la supervivencia se redujo al 20%. *T. gallica* pudo crecer únicamente en suelos con  $\text{pH} > 5$ , mientras que tan solo una pequeña parte de *M. communis* pudo desarrollarse en el suelo, con un crecimiento escaso. *R. sphaerocarpa* fue la especie con mayor supervivencia en estos suelos (41%). Esta especie está muy bien adaptada al clima Mediterráneo y es capaz de crecer en suelos con un pH por debajo de 3. La concentración de Zn y Cu en las plantas puede considerarse normal; sólo una muestra de *R. sphaerocarpa* tuvo concentraciones elevadas de Cu y Zn. Las concentraciones de Cd y As estuvieron por encima de los niveles normales para plantas, pero ninguna de ellas puede ser considerada como tóxica ( $5-30$  y  $5-20 \mu\text{g g}^{-1}$  respectivamente; Kabata-Pendias, 2001). Además, esas especies de plantas no acumularon contaminantes en su parte aérea, lo cual las hace adecuadas para su uso en la fitoestabilización de estos suelos, especialmente *R. sphaerocarpa* debido a su gran capacidad para sobrevivir a pH bajo.

## CONCLUSIONES

La especie *R. sphaerocarpa* fue la mejor adaptada al suelo contaminado y a las condiciones edafoclimáticas para la restauración de estos suelos contaminados. Las especies de plantas utilizadas no acumularon metales pesados en su parte aérea, siendo adecuadas para la fitoestabilización, que es la técnica más apropiada para la recuperación de estos suelos. Esta especie es por tanto una buena candidata para la recuperación de suelos afectados por residuos piríticos a gran escala.

## BIBLIOGRAFÍA

- Clemente R., Almela C., Bernal M.P. (2006). A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. *Environmental Pollution* 143: 397-406.
- Clemente R., Walker D.J., Bernal M.P. (2005). Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcoillar (Spain): The effect of soil amendments. *Environmental Pollution* 138: 46-58.
- Kabata-Pendias, A. (2001). Trace Elements in Soils and Plants. 3<sup>rd</sup> edition. CRC Press LLC, Boca Raton.

# BIORREMEDIACIÓN CON *Pseudomonas cedrella* DE SUELOS CONTAMINADOS CON LOS HERBICIDAS METOLACLORO Y ATRAZINA

A. López-Piñeiro<sup>1</sup>, A. Muñoz<sup>2</sup>, A. Albarrán<sup>3</sup>, M. Ramírez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Edificio Juan Remón Camacho, Avda. de Elvas s/n. 06071-Badajoz. Universidad de Extremadura. pineiro@unex.es

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias Biomédicas Área de Microbiología, Edificio Juan Remón Camacho, Avda. de Elvas s/n. 06071-Badajoz. Universidad de Extremadura. anamg@unex.es

<sup>3</sup> Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres, 06071 Badajoz Spain. anglisto@unex.es

## INTRODUCCIÓN

La biorremediación es una técnica utilizada para eliminar la contaminación por herbicidas en suelos agrícolas. Uno de los inconvenientes de su aplicación es la especificidad de las bacterias utilizadas en la degradación de un tipo de herbicida concreto, pues la aplicación de estos productos en campo suele ser combinada. El objetivo de este estudio fue analizar la biorremediación de suelo con una bacteria capaz de degradar atrazina y metolacloro, dos herbicidas de estructura muy diferentes que se aplican de forma conjunta en cultivos intensivos agrícolas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionó una cepa de *Pseudomonas cedrella* a partir de estudios previos de degradación de atrazina y metolacloro en medios de cultivo líquido, y se realizaron ensayos de biorremediación en suelos agrícolas habituados al uso de estos herbicidas. Se utilizaron suelos no estériles y estériles (autoclavados a 121°C durante 1h) al 50% de su capacidad de campo, y se añadió una cantidad de herbicida equivalente a 3 kg/ha (dosis habitual de aplicación en campo). Se inocularon  $2 \cdot 10^{-2}$  mL/g de un cultivo líquido de *Pseudomonas cedrella* de  $10^6$  bacterias/mL (el inóculo no se aplicó en los controles). Se realizaron dos réplicas por cada inóculo y condición de esterilidad. Las muestras se mantuvieron en condiciones de oscuridad y sin agitación, a temperatura ambiente (aproximadamente 25°C). La cantidad de herbicida se determinó a 0, 4, 7 y 20 días mediante HPLC.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras 20 días de ensayo, se degradó más del 20% de atrazina en suelo estéril inoculado y más del 30% en suelos no estériles inoculados, mientras que la degradación química del herbicida alcanzó el 14% en suelo estéril no inoculado. La vida media ( $t_{1/2}$ ) de atrazina en la capa superficial de suelo no estéril es aproximadamente de 49 días, elevándose a 115 días en suelos estériles, debiéndose su degradación a factores biológicos y químicos (Accinelli *et al.*, 2001). En nuestro caso, la vida media de la atrazina disminuyó de 80 a 37 días en los suelos no estériles inoculados con *Pseudomonas cedrella* (Tabla 1). En suelos estériles la bacteria fue inviable tras el cuarto día de ensayo, tal y como ocurrió en los suelos donde se aplicó metolacloro. Algunos cambios en el suelo tras ser esterilizados podrían afectar a la solubilidad y, por tanto, a la disponibilidad de nutrientes (Miransari *et al.*, 2009), afectando al crecimiento de esta bacteria.

La degradación de metolacloro sólo incrementó en los suelos no estériles inoculados (12% más que los no inoculados), y no se observó degradación química de este herbicida en suelo estéril sin inocular. La vida media del metolacloro en suelo es muy variable, existiendo referencias que indican un  $t_{1/2}$  de 70 días (Moore *et al.*, 2001), y otras que de 114 días (Kollman y Segawa, 2000). En nuestro caso, la vida media de metolacloro en suelos no estériles fue 116 días, disminuyendo hasta 31 días al inocular con *Pseudomonas cedrella* (Tabla 1).

Tabla 1. Tiempo de vida media de los herbicidas metolacloro y atrazina en suelos inoculados con *Pseudomonas cedrella*

Suelo	$t_{1/2}$ (días)	
	Atrazina	Metolacloro
Estéril inoculado	85.5	866.4
Estéril sin inocular	76.1	866.4
No estéril inoculado	37.8	31.3
No estéril sin inocular	80.5	116.5

$t_{1/2} = \ln 2/k$ , K: pendiente de la cinética de primer orden

## CONCLUSIONES

La biodegradación de atrazina y metolacloro aumentó en suelos no estériles tras la inoculación con *Pseudomonas cedrella*. La inoculación de esta misma bacteria en suelos estériles también incrementó la degradación de los herbicidas, aunque la bacteria no fue viable a partir del cuarto día.

## BIBLIOGRAFÍA

- Accinelli, C., Dinelli, G., Vicari, A., Catizone, P. (2001). Atrazine and metolachlor degradation in subsoils. *Biology and Fertility of Soils* 33, 495-500.
- Kollman, W., Segawa, R. (2000). Pest Chemistry Database. Environmental Hazards Assessment Program. California Department of Pesticide Regulation. Sacramento, CA.
- Miransari, M., Bahrami, H.A., Rejali, F., Malakouti, M.J. (2009). Effects of arbuscular mycorrhiza, soil sterilization, and soil compaction on wheat (*Triticum aestivum* L.) nutrients uptake. *Soil and Tillage Research* In Press, Corrected Proof.
- Moore, M.T., Rodgers, J.H., Smith, S., Cooper, C.M. (2001). Mitigation of metolachlor-associated agricultural runoff using constructed wetlands in Mississippi, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84, 169-176.

# EVOLUCIÓN DE LA SALINIDAD Y DEL pH EN LOS ÚLTIMOS 20 AÑOS EN LOS SUELOS DE MAZARRÓN (MURCIA, SE ESPAÑA)

M.J. Delgado, P. Marín, A. Sánchez, J.M. Gil, M. Fernández-Delgado

*Departamento de Química Agrícola Geología y Edafología, Universidad de Murcia, Facultad de Química, Campus de Espinardo, C.P. 30.100, Espinardo, Murcia. delini@um.es*

## INTRODUCCIÓN

Se tiene constancia de que el uso del suelo y en especial el agrícola, contribuye al aumento de la salinidad del mismo (Arnaldos, 2001; Vela de Oro, 2002). Las sales del suelo son la base de su fertilidad ya que actúan como nutrientes, pero cuando la concentración de éstas supera un cierto umbral, aparecen problemas de toxicidad (Jiménez-Cárceles et al., 2006). A nivel edáfico, la acumulación de sales afecta principalmente a la salinidad de los distintos horizontes y a otras propiedades del suelo (estructura, composición del complejo de cambio y solución del suelo, etc.) El pH es una medida de la acidez-basicidad del suelo y ejerce una gran influencia en las propiedades del éste, como la disponibilidad de nutrientes, movilidad de elementos tóxicos, procesos de hidromorfía, fijación de nitrógeno, humificación, estructura, etc. Asimismo es un factor determinante para la nutrición y crecimiento de las plantas. El objetivo del presente trabajo es estudiar la evolución de la salinidad y el pH en los últimos veinte años en la zona de Mazarrón, zona agrícola muy importante.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se ha llevado a cabo en la zona de Mazarrón y se ha efectuado a partir de 41 muestras de capa arable dispuestas según una malla de 3 x 3 km (Hoja del MTN 1:50.000 número 976) que fueron tomadas en 1988 y 2008. La C.E. ha sido determinada en una suspensión suelo-agua 1:5 (Andrades, 1996), mientras que para el pH se ha utilizado el método de Peech (1965), realizando la medida en una suspensión 1:1 de suelo en agua y KCl. El tratamiento estadístico se ha efectuado con el programa R (versión 2.9.0, CRAN-Project:<http://www.r-project.org/>).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como puede observarse en las Figuras 1 y 2, tanto el pH como la conductividad eléctrica se han visto afectados de distinta forma en estos últimos 20 años dependiendo del uso al que se ha dedicado el suelo. En efecto, en lo que respecta a la conductividad eléctrica, se observa que para los suelos antropizados pasa de 0.45 dSm<sup>-1</sup> en 1988 a 0.55 dSm<sup>-1</sup> en 2008, es decir, experimenta un incremento del 22 % en el periodo estudiado. Sin embargo, cuando el suelo conserva su vegetación natural, la CE desciende de 0.50 dSm<sup>-1</sup> a 0.41 dSm<sup>-1</sup>. Por otro lado, si los datos se agrupan en función del tipo de suelo, se observa que el incremento más notable lo experimentan los Fluvisoles y, teniendo en cuenta que dichos suelos son los más intensamente cultivados, puede decirse que la actividad agrícola está originando un paulatino aumento de la salinidad de los suelos, sobre todo en los Fluvisoles.



USO DEL SUELO	Nº DE MUESTRAS	CE (1988)	CE (2008)
Antropizado	12	0,45	0,55
Natural	26	0,50	0,41
Promedio		0,48	0,39

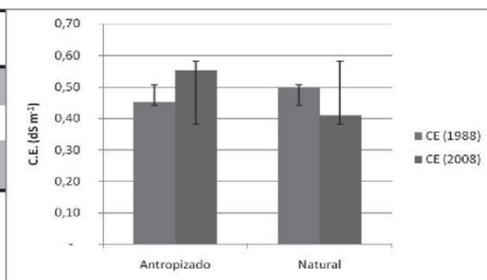


Figura 1. Valores de la C.E. en función del uso del suelo

Con respecto al pH, en la Figura 2 se muestra la variación del mismo entre los años 1988 y 2008 tanto en suspensiones suelo-agua como en la suelo-KCl. Aparentemente, este parámetro no ha sufrido cambios significativos durante el periodo de control, aspecto que debe estar relacionado con el poder tamponante que ejerce el CaCO<sub>3</sub> ante cualquier intento de modificación de la reacción del suelo.

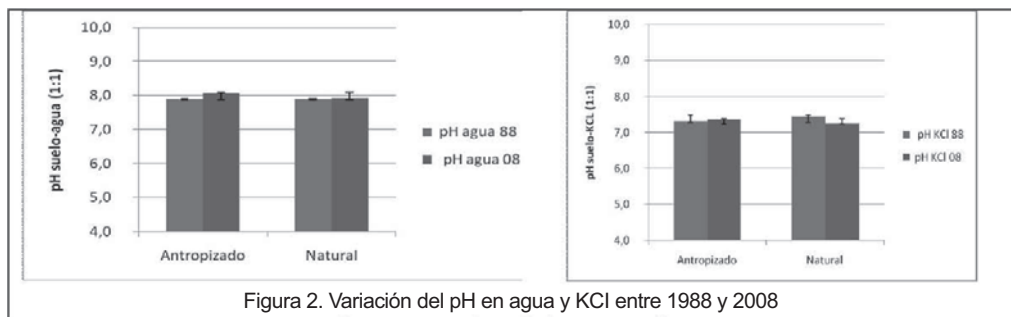


Figura 2. Variación del pH en agua y KCl entre 1988 y 2008

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que el pH del suelo no se ha visto afectado por el uso que se hecho de éste durante los últimos 20 años, sin embargo, en lo que respecta a la salinidad, los suelos más intensamente cultivados (Fluvisoles) tienen un valor de la

C.E. más alto en 2008 que en 1988, mientras que en el resto de suelos y de usos no se observan cambios significativos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Andrades, M. (1996). Practicas de Edafología y Climatología. Universidad de la Rioja (Ed.). Logroño, La Rioja, España. 79 pp.
- Arnaldos, R (2001). Estudio de la Salinidad de los Suelos del Sector Centrooriental del Campo de Cartagena (Murcia). Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C.; Rodríguez, A., Andrés, O., Delgado, M.J., Ortiz, R and, Álvarez, J. (2006). Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 15. 370-378.
- Peech, M. (1965). Hidrogen-ion activity En C.A., Black, Ed. Methods of soil Analysis. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, EE.UU. 2, 914-916.
- Vela de Oro, N.(2002). Estudio de los procesos de salinización en suelos del valle del Guadalentín (Murcia). Tesis doctoral. Universidad de Murcia. 431 pp.

# EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL MANEJO DE LOS TANCATS DE LA ALBUFERA SOBRE LA SALINIDAD Y LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y LOS SUELOS DEL LAGO

J.M. Gisbert <sup>1</sup>, S. Ibáñez<sup>2</sup>, A. Marqués<sup>3</sup>, H. Moreno<sup>4</sup>

<sup>1</sup> ETSIA Universidad Politécnica de Valencia. Cmno. De Vera, s/n. jgisbet@prv.upv.es

<sup>2</sup> ETSIA. Universidad Politécnica de Valencia. Cmno. De Vera, s/n. sibanez@prv.upv.es

<sup>3</sup> ETSIGCT. Universidad Politécnica de Valencia. Cmno. De Vera, s/n. amarques@cgf.upv.es

<sup>4</sup> ETSIA Universidad Politécnica de Valencia. Cmno. De Vera, s/n. hecmora@doctor.upv.es

## INTRODUCCIÓN

El lago de la Albufera de Valencia es un paraje natural con un elevado valor tanto medioambiental como económico y cultural. El cultivo del arroz ha condicionado su evolución más reciente, siendo consustancial al complejo sistema de regadío que controla las entradas y salidas de agua del lago.

En este contexto el “tancat” constituye una unidad hidrológica de gestión de características bien diferenciadas. Al ser arrozales ganados a la Albufera por aterramiento se encuentran situados por debajo de la cota de inundación del lago, por lo que generalmente toman (o ceden en su caso) el agua directamente de él en un circuito cerrado de canales. En cualquier caso el cultivo implica el paso del agua (superficial y freática) de las parcelas superiores a las de inferior cota actuando el propio suelo como filtro verde depurador, por lo que las tierras altas de marjal son más susceptibles a la contaminación de origen terciario mientras que los “tancats” se hallan condicionados por los procesos de intrusión marina.

Por todo ello se plantea como objetivo del presente trabajo evaluar la calidad de las aguas y los suelos de la zona a partir del control sistemático y periódico de las aguas superficiales y subsuperficiales de los “tancats” y de sus tierras perimetrales así como de la caracterización de los primeros horizontes de suelo (hasta una profundidad aproximadamente de 1 m).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El plan de trabajo incluyó la determinación mensual de pH y conductividad de aguas superficiales y subsuperficiales tomadas en lámina libre y en piezómetros, y la determinación estacional de oxígeno disuelto en agua, cationes ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y aniones ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{-2}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  y  $\text{Cl}^-$ ). Esta misma campaña de muestreo incluyó igualmente las acequias principales entrantes a la marjal en sus puntos de entronque con canales de menor entidad.

Como zonas piloto para el estudio del funcionamiento hídrico de los “tancats” se eligieron en esta primera fase la Pipa, la Sardina, el Amarguet, la Ratlla y el Pasiego.

Los puntos de control fueron en total: 42 de aguas superficiales de acequias, 72 de lámina libre en tancats y campos de las tierras más altas y 25 de aguas freáticas correspondientes a 5 “tancats”.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hay una gran diferencia de salinidad en las aguas freáticas de los tancats con manejo tradicional de la lámina de agua libre (con valores próximos a los 4 dS/m) frente a las zonas donde no se realiza la inundación propia del arroz (25 dS/m de valor medio).

En relación a las aguas superficiales, se aprecian diferencias de calidad entre la zona norte (acequia de Favara, depuradora de Pinedo, etc.) y la sur (acequia Real del Júcar), y la proximidad a la costa. Mientras que los valores de CE,  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$  responden fundamentalmente a la influencia antrópica (con mayores aportes terciarios en la zona norte), los de  $\text{Na}^+$  y  $\text{Cl}^-$  reflejan los procesos de intrusión marina (con valores de hasta 9 y 16 meq/l respectivamente en los puntos más próximos a la costa).

El oxígeno disuelto en agua registra los valores mayores en las zonas donde la lámina está continuamente alimentada y recirculada. Los valores mínimos se corresponden con la parte sur más interior y próxima ya al cultivo del naranjo.

## CONCLUSIONES

Existe una relación directa entre la altura de la lámina de agua libre y la salinidad de la capa freática, y los datos nos sugieren además analizar el papel del suelo como agente regulador en el equilibrio agua dulce/agua salada, la incidencia del abonado y la efectividad del cultivo como “filtro verde”.

Es necesario ampliar los puntos de muestreo, la densidad de piezómetros y prolongar el muestreo durante todo el ciclo completo del arroz.

## BIBLIOGRAFÍA

- CVER (2008). Eficiencia y sostenibilidad del regadío en los sistemas agrarios valencianos. Memoria de actuaciones.
- Gisbert, J.M. (2001). Els sòls de les zones humides: gènesi i classifcació. Monografías. Revista del Centre d'Estudis Valencians: 65-70.
- Goberna, A.L. (2002). Contaminación de la Albufera: análisis de agua. UNED- Centro Fco. Tomás y Valiente. Colección Interciencia, 15. 115 pp.
- Programa A.G.U.A. <<http://www.programaaquaalbufera.es/lineasActuaciones.shtml>> año 2008.

# VALIDACIÓN DEL MODELO SALTIRSOIL PARA LA ESTIMACIÓN DE LA SALINIDAD EN PARCELA DE HUERTA

F. Visconti<sup>1</sup>, J.M. de Paz<sup>2</sup>, M.J. Molina<sup>1</sup>, J. Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC/UEG/GV), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (València). fernando.visconti@uv.es, maria.j.molina@uv.es, juan.sanchez@uv.es

<sup>2</sup> Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias - IVIA (GV), Crta. Moncada-Nàquera km 4,5, 46113 Moncada (València). depaz\_jos@ivia.gva.es

## INTRODUCCIÓN

SALTIRSOIL (Visconti, 2009) es un modelo predictivo de la composición iónica mayoritaria de la solución promedio de suelos de regadío suficientemente bien drenados. Las propiedades calculadas por SALTIRSOIL incluyen la concentración de sodio, potasio, magnesio, calcio, cloruro, sulfato, nitrato, alcalinidad, conductividad eléctrica a 25°C (CE<sub>25</sub>) y pH. SALTIRSOIL simula inicialmente la solución del suelo a capacidad de campo, no obstante proporcionándole los valores de humedad a capacidad de campo y saturación, simula también la solución del suelo saturado de agua. Mediante SALTIRSOIL se calculó la composición promedio de la solución en la pasta saturada de los suelos de una parcela con cultivo de sandía regada por surcos en el entorno de la marjal de Almenara (Valencia), y se comparó con valores medidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El entorno de la marjal de Almenara se caracteriza por presentar niveles freáticos altos, y un clima con una elevada evapotranspiración (1000 mm año<sup>-1</sup>) y moderada precipitación (500 mm año<sup>-1</sup>). La parcela ensayo escogida es regada habitualmente con agua de pozo de elevada CE<sub>25</sub> (4,2 dS m<sup>-1</sup>). Los suelos son de textura franco arcillosa, con contenido medio de carbonato del 14%, y materia orgánica del 3% en los primeros 10 cm. La parcela está dotada de tuberías de drenaje a 60 cm de profundidad espaciadas 9 m. Durante 2007 en esta parcela se cultivó sandía desde primeros de abril hasta mediados de agosto, estando sin cultivo el resto del tiempo. Durante esta temporada se aplicaron riegos de 25 mm dos veces por semana.

La parcela fue muestreada durante la temporada de riego en dos puntos, uno al principio (1) y otro al final de la misma (2), en tres niveles de profundidad (0-10, 10-30 y 30-60 cm). Se recopiló toda la información de clima, calidad de agua de riego, programación de riegos, desarrollo del cultivo y propiedades del suelo. Esta información se introdujo en SALTIRSOIL y se calculó la composición promedio de la solución del suelo en la pasta saturada. Paralelamente se prepararon y analizaron la pasta saturada y los extractos de saturación de las muestras de suelo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición de la solución de saturación del suelo a principio (1) y final de parcela (2) calculada con SALTIRSOIL fue comparada con la composición determinada experimentalmente. Los valores calculados de CE<sub>25</sub> en el punto 1 y 2 fueron distintos únicamente en la tercera cifra significativa: 2,17 y 2,20 dS m<sup>-1</sup> respectivamente. En el punto 1 el valor de CE<sub>25</sub> medido fue de

1,79 dS m<sup>-1</sup>, sensiblemente inferior al valor calculado, mientras que lo contrario se observó en el punto 2 donde el valor de CE<sub>25</sub> medido fue de 2,61 dS m<sup>-1</sup>, sensiblemente superior al valor calculado. La diferencia en los valores de CE<sub>25</sub> medidos se debe a la diferente concentración de cloruro, sodio, calcio, magnesio y sulfato determinados en los extractos de saturación.

Los valores de alcalinidad calculados en los puntos 1 y 2 fueron respectivamente de 1,49 y 1,48 meq L<sup>-1</sup>, prácticamente la misma alcalinidad medida en el punto 1 que fue de 1,47 meq L<sup>-1</sup>, y un 22% menos que la alcalinidad medida en el punto 2 (1,90 meq L<sup>-1</sup>). El pH en pasta saturada calculado en ambos puntos fue de 7,92, muy cercano a los valores observados de 7,90 y 7,86 medidos en el punto 1 y 2 respectivamente. Los valores de alcalinidad y pH dependen fundamentalmente de la presión parcial de CO<sub>2</sub> en la pasta saturada y son en consecuencia las propiedades mejor calculadas.

La diferencia de CE<sub>25</sub>, y lógicamente de salinidad, observada entre los puntos 1 y 2 se debe probablemente a la falta de homogeneidad del riego en los sistemas de superficie. En éstos la lámina de agua que infiltra a principio de parcela es superior a la que infiltra al final por lo que existe un mayor lavado de sales al principio. En consecuencia la salinidad a principio (1) es inferior a la salinidad a final de parcela (2). La CE<sub>25</sub> media calculada para la parcela es de 2,19 dS m<sup>-1</sup> prácticamente igual que la CE<sub>25</sub> media medida (2,20 dS m<sup>-1</sup>).

## CONCLUSIONES

La composición media calculada con SALTIRSOIL para la solución del suelo a saturación de agua de los suelos de la parcela ensayo es muy similar a la composición media determinada experimentalmente.

**Agradecimientos:** Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través de los proyectos CGL2006-13233-CO2-01 y CGL2006-13233-CO2-02.

## BIBLIOGRAFÍA

- Visconti, F. (2009). Elaboración de un modelo predictivo de la acumulación de sales en suelos agrícolas de regadío bajo clima mediterráneo: aplicación a la Vega Baja del Segura y Bajo Vinalopó (Alicante). Memoria de Tesis Doctoral. Universitat de València EG. València.

# APLICACIÓN DE SALTIRSOIL A LA PREDICCIÓN DE LA SALINIDAD Y SODICIDAD DE LOS SUELOS DE LA VEGA BAJA DEL SEGURA Y BAJO VINALOPÓ (ALICANTE)

F. Visconti<sup>1</sup>, J.M. de Paz<sup>2</sup>, J.L. Rubio<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC/UEVG/GV), Cami de la Marjal s/n, 46470 Albal (València). fernando.visconti@uv.es, jose.l.rubio@uv.es

<sup>2</sup> Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias - IVIA (GV), Crta. Moncada-Nàquera km 4,5, 46113 Moncada (València). depaz\_jos@ivia.gva.es

## INTRODUCCIÓN

SALTIRSOIL (Visconti, 2009) es un modelo predictivo de la composición iónica mayoritaria de la solución promedio de suelos de regadío suficientemente bien drenados. Este modelo simula inicialmente la solución del suelo a capacidad de campo y mediante la aplicación de funciones de edafotransferencia es capaz de simular también la solución del suelo a saturación de agua. El extracto de saturación es particularmente importante porque su conductividad eléctrica a 25°C ( $CE_{es}$ ) y su relación de adsorción de sodio ( $RAS_{es}$ ), son referentes para evaluar respectivamente, el estado de salinización y sodificación de los suelos.

El modelo SALTIRSOIL se aplicó a la simulación de la  $CE_{es}$  y la  $RAS_{es}$  de los suelos de la Vega Baja del Segura y Bajo Vinalopo (Alicante) y se compararon con valores medidos de estas propiedades.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La Vega Baja del Segura y el Bajo Vinalopó son dos comarcas del sur de la provincia de Alicante con un elevado predominio del regadío (~90%). Los suelos cultivados son mayoritariamente Fluvisoles calcáricos o hiposálicos, Calcisoles háplicos y Regosoles calcáricos (Ortiz et al., 2008). En esta área se llevó a cabo un muestreo sistemático aleatorio de 25 puntos de suelo con cultivo arbóreo. En cada punto se tomó una muestra de suelo de cada una de las capas de 0-10, 10-30, 30-65 y 65-95 cm.

En cada punto de suelo se recopiló información de calidad de agua de riego, clima, técnica de riego, cultivo y propiedades del suelo. La programación de riegos se simuló con el programa PARloc v1.3 del IVIA. Todos estos datos se introdujeron en SALTIRSOIL y se calculó el promedio de  $CE_{es}$  y  $RAS_{es}$  en cada Unidad de Demanda de Agua (UDA) de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Paralelamente se prepararon y analizaron los extractos de saturación de los suelos. Para llevar a cabo la comparación se definieron rangos de  $CE_{es}$  ([0, 2[, [2, 4[, [4, 6[ y [6, 8[  $dS\ m^{-1}$ ) y  $RAS_{es}$  ([0, 3[, [3, 6[, [6, 9[ y [9, 12[ ( $mmol\ L^{-1}$ )<sup>1/2</sup>.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se comparó en cada UDA el rango promedio de  $CE_{es}$  y  $RAS_{es}$  calculadas por SALTIRSOIL con el promedio de  $CE_{es}$  y porcentaje de sodio intercambiable en pasta saturada ( $PSI_{ps}$ ) medidos.

En esta comparación se adoptó la hipótesis de que la  $RAS_{es}$  constituye una aproximación razonable del valor del  $PSI_{ps}$  en el área de estudio.

Se predijo correctamente el rango de  $PSI_{ps}$  de las UDA “Tradicional Vega Baja”, “Vega Baja posteriores al 33 y ampliaciones del 53” y “Acuíferos Campo de Cartagena”; se sobrestimó en un solo nivel el  $PSI_{ps}$  de “Riegos de Levante Margen Derecha” y “Riegos de Levante Margen Izquierda-Levante” y se subestimó también en un solo nivel el  $PSI_{ps}$  de “Acuífero de Crevillente”, “Nuevos Regadíos La Pedrera” y “Riegos de Levante Margen Izquierda-Poniente”. En cuanto a la  $CE_{es}$ , se predijo correctamente su valor en las UDA “Tradicional Vega Baja”, “Riegos de Levante Margen Izquierda-Levante”, “Riegos de Levante Margen Izquierda-Poniente”, “Riegos de Levante Margen Derecha”, “Vega Baja posteriores al 33 y ampliaciones del 53” y “Acuíferos del Campo de Cartagena”; la  $CE_{es}$  se sobrestimó en un solo nivel en las UDA de “Acuífero de Crevillente” y “Nuevos Regadíos La Pedrera”. Es significativo el hecho de que tanto la salinidad como la sodicidad calculadas se ajustan mejor a la realidad en las UDA “Tradicional Vega Baja” y “Vega Baja posteriores al 33 y ampliaciones del 53”, en las cuales se utiliza una misma agua para cada zona, que es la del Río Segura a su paso por la vega. Para otras UDAs como las de “Riegos de Levante” esta certeza es menor por la utilización conjunta de aguas del trasvase Tajo-Segura y retornos de riego de la Vega Baja.

## CONCLUSIONES

La distribución geográfica calculada por SALTIRSOIL tanto de la salinidad como de la sodicidad de los suelos de la Vega Baja del Segura y el Bajo Vinalopó coincide de un modo bastante satisfactorio con la salinidad y sodicidad observadas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ortiz, R., García, A.F., Sánchez, A., Marín, P., Delgado, M.J., Hernández, J., Álvarez, J. (2008). Riesgos de salinización y alcalinización de la red de riegos del Bajo Segura. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia.
- Visconti, F. (2009). Elaboración de un modelo predictivo de la acumulación de sales en suelos agrícolas de regadío bajo clima mediterráneo: aplicación a la Vega Baja del Segura y Bajo Vinalopó (Alicante). Memoria de Tesis Doctoral. Universitat de València EG. València.

# ANÁLISIS MEDIANTE TELEDETECCIÓN DE LA DINÁMICA TEMPORAL DE SELLADO DEL SUELO EN EL T.M. DE ELCHE

A. Martínez, I. Gómez, I. Melendez-Pastor, J. Navarro-Pedreño,  
J.J. Mataix-Beneyto, M.B. Almendro

*Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche. ignacio.gomez@umh.es*

## INTRODUCCIÓN

El litoral mediterráneo español soporta unas tasas muy elevadas de sellado del suelo a consecuencia de la expansión de las zonas urbanas, siendo este hecho doblemente preocupante, debido a la fragilidad de los ecosistemas costeros y a que la región Mediterránea es considerada como uno de los 34 *hot spots* de biodiversidad en el mundo (EEA, 2006). Para el caso de la Comunidad Valenciana, el origen de estas nuevas superficies artificiales es mayoritariamente la conversión de terrenos agrícolas en zonas urbanizadas (OSE, 2006). El objetivo del trabajo es estimar a partir de imágenes de teledetección satelital, la evolución del sellado del suelo en el término municipal de Elche, con gran tradición agrícola.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó una serie temporal de imágenes Landsat para los años 1978 (Landsat 2-MSS), 1992 (Landsat 5-TM), 2001 (Landsat 7-ETM+) y 2005 (Landsat 5-TM). Las imágenes fueron georreferenciadas utilizando ortofotografías aéreas y cartografía vectorial para permitir su comparación multitemporal. Se generó una cartografía vectorial de suelos sellados mediante el empleo de un Sistema de Información Geográfica. Se identificaron las áreas de suelos sellados por interpretación visual de imágenes de teledetección, utilizando diversas composiciones multibanda para facilitar la identificación de los elementos presentes en las escenas. Se diferenciaron dos tipos de sellado del suelo en función del uso al que se destinaban, uso urbano y uso industrial. Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) para conocer la influencia en el sellado del suelo de los años analizados y el uso del suelo sellado.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se muestra la evolución del porcentaje de suelo sellado en el T.M. de Elche (línea negra), así como el porcentaje de uso urbano o industrial de ese suelo sellado (gráfico de áreas apiladas). Existe un notable incremento de la superficie sellada, desde el 2,4% en 1978 hasta un 13,8% en 2005. Así mismo, es posible diferenciar dos fases de expansión del suelo sellado, una desde 1978 hasta 2001 y otra desde 2001 hasta 2005. En la primera de las fases, la tasa de crecimiento de suelo sellado fue de 97 ha/año, mientras que en la segunda fase se elevó hasta las 369 ha/año. En esta segunda fase se produjo el mayor incremento del sellado del suelo a consecuencia de la expansión del suelo industrial, estimándose una tasa de crecimiento de 97 ha/año, ostensiblemente mayor que las 8 ha/año obtenidas para el primer periodo. Se obtuvieron diferencias significativas en el porcentaje de sellado del suelo para el T.M. de Elche en función



de los años analizados ( $P = 0,001$ ), evidenciando un incremento significativo en la superficie de suelo sellado a lo largo del periodo de estudio. No se obtuvieron diferencias significativas en función del tipo de uso y del efecto cruzado años|uso.

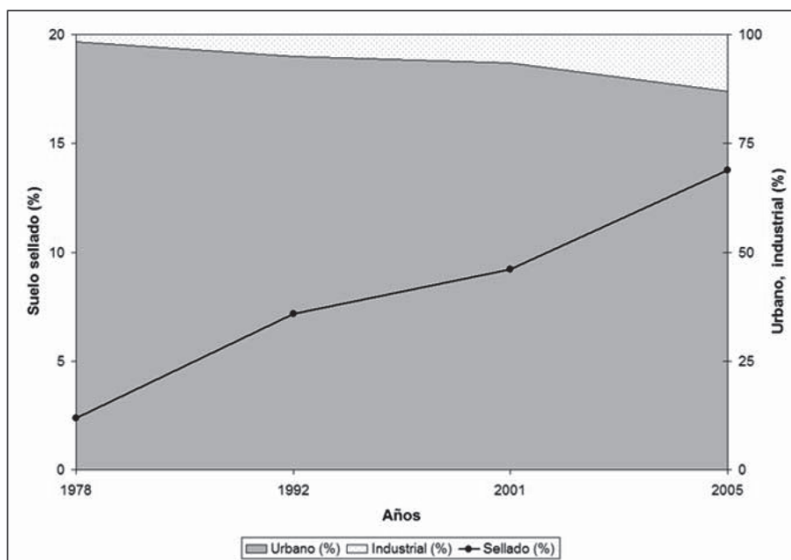


Figura 1. Evolución temporal del sellado del suelo en el término municipal de Elche, y su origen como urbano o industrial

## CONCLUSIONES

El continuado incremento del sellado del suelo en T.M. de Elche, evidencia la dinámica de pérdida irreversible de suelos a favor de superficies artificiales, requiriendo medidas urgentes de conservación.

## BIBLIOGRAFÍA

- EEA (2006) Land accounts for Europe 1990–2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. EEA Report 11/2006, European Environment Agency (EEA). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- OSE (2006), Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad. Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE) y Ministerio de Fomento, Mundi-Prensa, Madrid, España.

# CINCUENTA AÑOS (1956-2006) DE SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL SUELO POR CRECIMIENTO URBANO EN EL ÁREA METROPOLITANA DE VALENCIA

A. Valera, C. Añó, J. Sánchez

*Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE (CSIC-UV-GV). Camí de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia), España. antonio.valera@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

Desde mediados del siglo XX hasta nuestros días, los países europeos han experimentado profundas transformaciones socioeconómicas. Ligado a ellas, se ha producido el incremento de la urbanización, especialmente en las áreas costeras del Mediterráneo (EEA, 2006). Una de las principales consecuencias negativas del crecimiento urbano es el sellado antropogénico del suelo por la construcción de superficies duras e impermeables como edificaciones e infraestructuras (Scalenge y Ajmone-Marsan, 2009). Éste es uno de los principales, aunque menos estudiado, de los procesos de degradación que afectan al edafosistema. A continuación se analiza, mediante técnicas basadas en la fotointerpretación de fotografías aéreas y el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), la dinámica espacio-temporal (1956-2006) del sellado antropogénico del suelo en el Área Metropolitana de Valencia.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las fotografías aéreas correspondientes a los vuelos de 1956 y 1984 fueron escaneadas, ortorectificadas e incorporadas al SIG junto con las ortofotos del Instituto Cartográfico Valenciano (ICV) de 1998 y 2006. Mediante técnicas convencionales de fotointerpretación y a partir de una leyenda cartográfica previamente diseñada, los usos urbanos del suelo se digitalizaron a escala 1:10.000. Las capas resultantes fueron intersectadas entre sí y con otras fuentes de información dentro del SIG, entre ellas la cartografía de Capacidad de Uso de los Suelos de la Comunidad Valenciana (Antolín, 1998), con el objetivo de obtener indicadores derivados. Del sistema de indicadores que miden varios aspectos del proceso (Kasanko *et al.*, 2006), se comentan brevemente los siguientes: Superficie Construida (SC), Crecimiento total de las Superficies Construidas (CSC), Crecimiento Anual de las Superficies Construidas (ASC) y Pérdida de Suelos con Elevada y Muy Elevada Capacidad de Uso (CAB).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran el importante incremento de las Superficies Construidas (SC), que pasan de 3.520 ha en 1956 a 7.349, 9.296 y 10.945 en 1984, 1998 y 2006, respectivamente (Figura 1). El Crecimiento Total de las Superficies Construidas (CSC) está representado también en la figura 1, así como el indicador de Pérdida de Suelos con Elevada y Muy Elevada Capacidad de Uso (CAB), éste último sólo disponible para las dos últimas fechas, porque la información de partida de cartografía de usos y cubiertas del suelo corresponde a 1984/85.

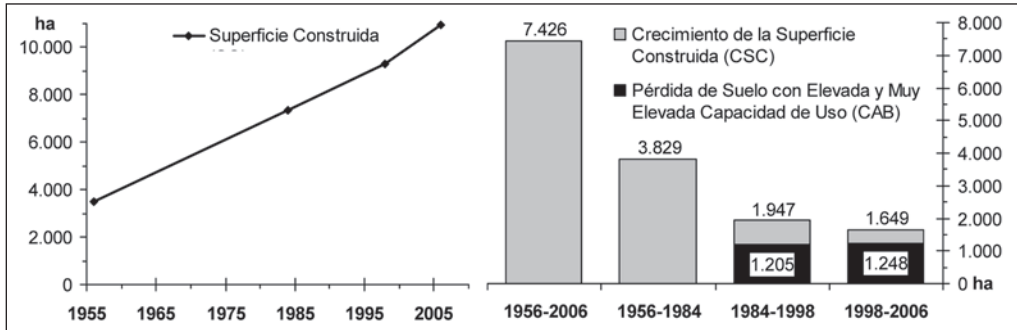


Figura 1. Evolución de los indicadores SC, CSC y CAB en el Área Metropolitana de Valencia

Se puede apreciar que gran parte del crecimiento total corresponde a la pérdida de los suelos con elevada o muy elevada capacidad de uso agrícola. Si se analiza el Crecimiento Anual de las Superficies Construidas (ASC), se observa la aceleración del proceso, desde 137 ha/año durante el periodo 1956-1984 hasta 139 ha/año en 1984-1998 y 206 ha/año en 1998-2006. Especialmente el último intervalo muestra un elevado ritmo de urbanización.

## CONCLUSIONES

Los indicadores obtenidos a partir de la cartografía detallada de usos y cubiertas del suelo muestran el importante crecimiento experimentado por las superficies construidas durante el último medio siglo. Los datos permiten observar la aceleración del crecimiento durante el primer lustro del siglo XXI y, consecuentemente, del ritmo de sellado antropogénico del suelo. Además, gran parte de la degradación se ha producido sobre suelos de elevada y muy elevada capacidad de uso.

## BIBLIOGRAFÍA

- Antolín C. (Coord.) (1998) *El Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana*. Colección Territori 8, COPUT, Generalitat Valenciana, Valencia, 187 pp.
- EEA (2006) *Urban sprawl in Europe. The ignored challenge*. EEA Report N° 10/2006, European Environment Agency, Copenhagen, 54 pp.
- Kasanko M., Barredo J., Lavalle C., McCormick N., Demicheli L., Sagris V. y Brezger A. (2006) Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 77: 111-130.
- Scalenghe R. y Ajmone-Marsan F. (2009) The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90 (1-2): 1-10.

# SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL SUELO EN LOS MUNICIPIOS DE VALENCIA Y ALICANTE. DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DURANTE EL ÚLTIMO MEDIO SIGLO (1956-2006)

**A. Valera, C. Añó, J. Sánchez**

*Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE (CSIC-UV-GV). Cami de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia), España. antonio.valera@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

De entre las múltiples transformaciones en los usos y cubiertas del suelo que se han producido en los países europeos en general, y especialmente en el litoral mediterráneo, durante los últimos cincuenta años, uno de los más destacables ha sido el crecimiento experimentado por las áreas urbanas (Serra *et al.*, 2008). Los principales centros metropolitanos, que concentran gran parte de las funciones y servicios regionales, han experimentado con especial intensidad dicha expansión. La urbanización conlleva diferentes aspectos negativos para el edafosistema. El más directo de estos impactos es la degradación del suelo por sellado antropogénico, relacionado con la construcción de edificaciones e infraestructuras (EEA, 2002). En este trabajo, a partir de fotografías aéreas y en el entorno de un Sistema de Información Geográfica (SIG), se analiza la dinámica espacio-temporal (1956-2006) del proceso en dos municipios del litoral mediterráneo español: Valencia y Alicante.

## MATERIALES Y MÉTODOS

A la base de datos espacial que constituye un SIG, se incorporaron las ortofotos del Instituto Cartográfico Valenciano (ICV) con fecha de 1998 y 2005/2006, disponibles para el área de estudio. Los fotogramas aéreos correspondientes a los vuelos de 1956 y 1984/1985 fueron, a su vez, escaneados y ortorrectificados. El conjunto de ortofotos sirvió para la digitalización en pantalla, a escala 1:10.000, de los usos urbanos del suelo, a partir de una leyenda cartográfica previamente diseñada y mediante técnicas convencionales de fotointerpretación. La superposición de las capas de información así obtenidas permitió la obtención de indicadores derivados que hacen posible el análisis del proceso en una doble dimensión sincrónica y diacrónica. De entre este conjunto de indicadores (Kasanko *et al.*, 2006), se presentan aquí los resultados correspondientes a los siguientes: Superficie Construida (SC) y Crecimiento Porcentual de las Superficies Construidas (CPSC).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para las cuatro fechas consideradas, los valores de SC se muestran elevados en ambos municipios, pasando de 2.086 a 4.789 ha en Valencia y de 994 a 4.977 ha en Alicante entre 1956 y 2006. En la figura 1 se aprecia la aceleración de este incremento durante el último periodo. El indicador CPSC registra valores muy elevados para ambos municipios, especialmente en el caso de Alicante. Se observa un crecimiento para Valencia y Alicante del 130% y 400% respectivamente entre 1956 y 2006.

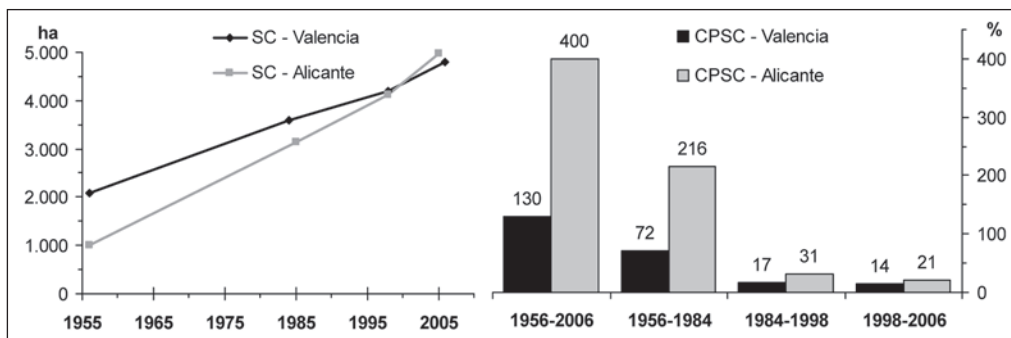


Figura 1. Evolución de los indicadores SC y CPSC en los municipios de Valencia y Alicante

Aunque como ya se ha comentado, el ritmo se ha incrementado en los sucesivos periodos, el CPSC se va reduciendo por ser intervalos más cortos y debido a la mayor superficie que va adquiriendo el total del área urbana. Las diferencias municipales pueden relacionarse con las transformaciones socioeconómicas respectivas, más tempranas en el caso de Valencia por haberse iniciado antes la industrialización y el cambio demográfico. La dinámica de Alicante, viene además reforzada por la importancia del sector turístico y la urbanización de baja densidad en toda la provincia.

## CONCLUSIONES

Los indicadores seleccionados muestran la gran relevancia del proceso de sellado antropogénico del suelo en los municipios de Valencia y Alicante durante el último medio siglo. Además de las diferencias de comportamiento, derivadas de las transformaciones socioeconómicas producidas en ambas capitales provinciales, los datos permiten apreciar la aceleración en el periodo más reciente y, por tanto, la actualidad y previsible mantenimiento del proceso.

## BIBLIOGRAFÍA

- EEA (2002) *Proceedings of the Technical Workshop on Indicators for Soil Sealing*. Technical report 80, European Environment Agency, Copenhagen, 62 pp.
- Kasanko M., Barredo J., Lavalle C., McCormick N., Demicheli L., Sagris V. y Brezger A. (2006) Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 77: 111-130.
- Serra P., Pons X. y Saurí D. (2008) Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28:189-209.

## EVALUACIÓN DE LA SALINIZACIÓN DE LOS SUELOS EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO PALANCIA (VALENCIA)

C. Albert<sup>1</sup>, J.M. de Paz<sup>1</sup>, F. Visconti<sup>2</sup>, M.J. Molina<sup>2</sup>, F. Ingelmo<sup>2</sup>, J. Sánchez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Carretera Moncada-Naquera km 4,5. Apdo Oficial, 46113 Moncada-Valencia. depaz\_jos@ivia.gva.es

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación. Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal, Valencia. fernando.visconti@uv.es

### INTRODUCCIÓN

El estudio y evaluación del estado de la salinización de los suelos forma parte de cualquier estrategia orientada a la conservación de los suelos agrícolas tal y como ha sido destacado por la Comisión Europea (Bellino & Varallay, 2004). De hecho, en la actualidad se ha elaborado un proyecto de directiva europea (COM2006/232) para la protección de los suelos en la que se indica la salinización como uno de los procesos de degradación del suelo que se debe dimensionar, evaluar y combatir. Una de las necesidades más acuciantes de la agricultura, y en particular la de regadío, es el establecimiento de programas operativos de diagnóstico y control de la salinidad de los suelos, lo cual exige una monitorización frecuente y extensa de la concentración de sus sales solubles. El método tradicionalmente utilizado ha sido la toma de muestras de suelo y posterior análisis en el laboratorio, procedimiento lento y tedioso. Con el fin de salvar estas limitaciones propias del muestreo de suelos, a partir de los años sesenta y setenta se han desarrollado nuevos métodos y sensores de medida de la salinidad “in-situ”, mucho más prácticos por su sencillez y rapidez. El objetivo principal de este trabajo es la utilización de un sensor de salinidad (Water, Electrical Conductivity and Temperature-WET, Delta-T Devices Ltd.) para evaluar la salinidad de una zona de regadío en combinación con técnicas geoestadísticas.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de este estudio se ha seleccionado una zona piloto de 12.400 has que abarca la cuenca baja del río Palancia, entre las provincias de Valencia y Castellón, donde se han identificado problemas de salinización de los suelos agrícolas.

En la zona de estudio se llevó a cabo un muestreo de tipo mixto (sistemático y al azar) donde sobre una malla cuadrada de tamaño de celda de 9 Km<sup>2</sup>, se realizaron mediciones en 10 parcelas elegidas al azar. En cada una de las parcelas se visitaron dos puntos, en los que se realizaron lecturas con la sonda de salinidad (WET) a cuatro profundidades de suelo (0, 10, 30 y 50 cm). Todas las parcelas visitadas se georreferenciaron con el uso de un GPS (Global Positioning System).

Por otro lado se dispusieron cinco parcelas ensayo, en las que se tomó muestra de suelo, de forma periódica, a diferentes profundidades (0-10, 10-30, 30-60 cm) hasta alcanzar un número aproximado de 150 muestras. En dichas muestras se determinó la conductividad eléctrica del extracto de saturación (ECe), lo que permitió validar las lecturas de ECp (conductividad eléctrica en poros) medidas con la sonda WET. A partir de las lecturas tomadas con la sonda WET se

realizaron mapas de distribución espacial de la salinidad, a diferentes profundidades, utilizando técnicas geoestadísticas. En primer lugar se realizó un análisis de la distribución estadística de los datos. Posteriormente se obtuvo el modelo de semivariograma para la variable estudiada, se ajustó el modelo teórico que mejor representaba la distribución espacial de la variable, y se utilizó ese modelo para realizar la interpolación por kriging (Burrough & McDonnell, 1998). Asimismo se validó la interpolación mediante técnicas de validación cruzada, las cuales permitieron conocer la incertidumbre generada en el proceso de interpolación.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvo una relación lineal entre la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (ECe) y la conductividad eléctrica en poros (ECp) medida por la sonda WET, con un coeficiente de determinación de  $R^2=0.84$ . Se pudo establecer un modelo de correlación espacial de la ECp para cada una de las profundidades. Todos los modelos fueron de tipo esférico con un alcance de 1800 m y un efecto pepita ( $C_0$ ) nulo, lo que demuestra la alta correlación espacial de la variable. Como resultado de la interpolación por kriging ordinario, a partir de los modelos de distribución espacial obtenidos, se pudieron elaborar los mapas que sirvieron para la evaluación de la salinidad de los suelos de la zona.

## CONCLUSIONES

La conductividad eléctrica en poros (ECp) es un parámetro que puede medirse de forma fácil, rápida y con gran fiabilidad con la sonda WET. Por lo que se trata de un método con gran potencial para evaluar la salinidad de los suelos. Estas medidas, en combinación con técnicas geoestadísticas, constituyen una metodología muy adecuada para monitorizar, cartografiar y evaluar la salinidad del suelo en zonas de regadío de una forma rentable.

**Agradecimientos:** Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través de los proyectos CGL2006-13233-CO2-01 y CGL2006-13233-CO2-02.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aragüés, R., Millan, M., Quilez, D., Fernández, M. (1986). Métodos de medida de la salinidad del suelo. I y II.
- Burrough, P.A., McDonell, R.A. (1998). Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press.

# EFFECTOS DE PURÍN DE CERDO Y COMPOST EN EL N-INORGÁNICO Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS CONTAMINADOS DE LA UNIÓN (MURCIA)

T. Pardo, R. Clemente, M.P. Bernal

CEBAS-CSIC. Campus Universitario de Espinardo, Murcia, España. [tpardo@cebas.csic.es](mailto:tpardo@cebas.csic.es)

## INTRODUCCIÓN

El reciclado de residuos orgánicos mediante su utilización como enmiendas en suelos contaminados es una de las vías más factibles para su manejo respetando el medio ambiente. Estos materiales mejoran las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo (Schnitzer, 1991). Mediante un experimento de incubación con suelos contaminados por metales pesados procedentes de la Sierra Minera de La Unión (Murcia), se estudió el comportamiento en el suelo de dos enmiendas orgánicas de distinto origen, características químicas y grado de biodegradabilidad (purín de cerdo y un compost de alperujo). Se evaluó el efecto de las enmiendas en la mineralización y nitrificación del nitrógeno, así como en la biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los dos suelos seleccionados fueron: un suelo cercano a la localidad El Llano del Beal (LL) próximo a una escombrera de residuos mineros (pH=6,2; Zn: 9686 mg kg<sup>-1</sup>; Pb: 10188 mg kg<sup>-1</sup>), y un suelo agrícola procedente de la localidad de San Ginés de la Jara. (SG) (pH=7,6; Zn: 632 mg kg<sup>-1</sup>; Pb: 651 mg kg<sup>-1</sup>). Como enmiendas se eligieron: compost de alperujo (con un alto grado de estabilidad y humificación), y purín de cerdo (material fresco y escasamente humificado). Las cantidades de compost y purín añadidas al suelo (2,3% peso) fueron equivalentes a 60 kg ha<sup>-1</sup> y 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> respectivamente. Se realizó una incubación aeróbica en cámara, en oscuridad y bajo condiciones controladas de humedad y temperatura, durante un periodo de 56 días. Se determinó el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (KCl 2M), el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y el N-inorgánico como N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, los días 5, 14, 35 y 56, para analizar su dinámica en los distintos tratamientos. Se estudió la evolución de la distribución de los metales pesados en las distintas fracciones del suelo, mediante una extracción secuencial al inicio y al final de la incubación (CaCl<sub>2</sub>, fracción soluble y de cambio; NaOH, fracción unida a la materia orgánica; EDTA, fracción ligada a carbonatos; y *Aqua regia*, fracción residual).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observó una disminución del nitrógeno en forma amónica (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a lo largo del tiempo en ambos suelos, siendo el descenso más acusado en el suelo menos contaminado (SG). Las concentraciones que se registraron en los distintos tratamientos siguieron el orden purín>compost>control. El nitrógeno en forma de nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) aumentó a lo largo de la incubación en los dos tipos de suelo, pero en el suelo más contaminado (LL) este ascenso fue muy discreto indicando una escasa nitrificación. El N-inorgánico en el suelo LL descendió ligeramente en el tiempo, indicando que no se produjo mineralización del N-orgánico pero sí



una cierta inmovilización microbiana (Semerci y Çeçen, 2007). La aplicación de las enmiendas provocó un aumento del N-inorgánico respecto al control en ambos suelos. En el tratamiento con purín en el suelo LL éste se mantuvo en forma de  $\text{N-NH}_4^+$  debido a la inhibición de la nitrificación, hecho que no se observó en el tratamiento con compost (día 5-día 56,  $\text{N-NH}_4^+$  como % N-inorgánico: LLPurín: 94-79; LLCompost: 66-32). En el suelo SG, el N-inorgánico aumentó a lo largo del tiempo, indicando mineralización de N-orgánico. En este suelo el proceso de nitrificación sucedió intensamente con la aplicación de las enmiendas (día 5-día 56,  $\text{N-NH}_4^+$  como % N-inorgánico: SGPurín: 90-22; SGCompost: 52-28). En el suelo más contaminado (LL) se observó, en todos los tratamientos, una inmovilización de Zn y Pb con el tiempo, al reducirse la fracción soluble e intercambiable (ej.: día 5-día 56 ( $\text{CaCl}_2$ ), Zn: LLP: 30-5; Pb: LLP: 2,2-1 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )) y aumentar la ligada a carbonatos (día 5-día 56 (EDTA), Zn: LLP: 3,9-55; Pb: LLP: 216-534 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )). En el suelo menos contaminado (SG) se observó un aumento del Zn y del Pb ligado a carbonatos y una reducción de los mismos en la fracción residual con el tiempo de incubación, tanto en el control como en los tratamientos como consecuencia de la oxidación de sulfuros metálicos presentes en el suelo, y/o la formación de carbonatos (Ross, 1994).

## CONCLUSIONES

En el suelo con mayor contenido en metales pesados la nitrificación se encuentra inhibida y sólo la aplicación de compost favoreció dicho proceso. Durante la incubación se observó en este suelo una inmovilización de Zn y Pb. En el suelo menos contaminado, la adición de ambos materiales orgánicos intensifica la nitrificación y no modificó de forma significativa la distribución de los metales en el suelo. Estas enmiendas se mostraron pues como buenas candidatas para su utilización en estrategias de fitorremediación que requieran una mejora en las propiedades del suelo sin provocar en éste una alteración en la distribución de los contaminantes.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ross, S.M., 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. En: Toxic Metals in Soils-Plants Systems. Ed: S.M. Ross. John Wiley & Sons Ltd, Chichester. 63-152.
- Schnitzer, M. 1991. Soil organic matter-The next 75 years. Soil Science 151, 41-58.
- Semerci, N., Çeçen, F. 2007. Importance of cadmium speciation in nitrification inhibition. Journal of Hazardous Materials 17, 503-512.

# PROPIEDADES BIOQUÍMICAS COMO INDICADORAS DE LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

P. Burgos, P. Madejón, E. Madejón, F. Cabrera

*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Av. de Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla. fcaabrera@irnase.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

Las técnicas de Recuperación Natural Asistida no sólo favorecen la estabilización de los elementos traza en el suelo, sino que también mejoran su fertilidad, estimulando los procesos microbiológicos y mejorando la funcionalidad del mismo (Pérez de Mora et al. 2006). Debido a su importancia en la funcionalidad del suelo, la actividad y la población microbiana se han considerado como indicadores útiles para evaluar tanto la degradación, como la recuperación del mismo (Dick et al. 1997).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo dos experimentos de incubación con muestras de suelo tomadas de dos zonas afectadas por el vertido de Aznalcóllar: suelo A (pH 3,3; C orgánico total 5,4 g kg<sup>-1</sup>; CaCO<sub>3</sub><3%) y suelo B (pH 7,7; C orgánico total 14,7 g kg<sup>-1</sup>; CaCO<sub>3</sub> 8%). Los suelos se mezclaron con distintas enmiendas (EA, espuma de azucarera, CB compost de biosólidos y AL, alperujo) para establecer una dosis final de 50 Mg ha<sup>-1</sup>. El diseño experimental fue de bloques al azar con tres repeticiones por tratamiento, estableciéndose 4 tratamientos (EA, CB, AL) y un control (C) sin adición de enmienda. Las muestras se humedecieron hasta el 70% de la capacidad de campo y se dejaron en una cámara de ambiente controlado a temperatura constante (28°C) durante 8 meses. Antes de comenzar la incubación y después, a las 1, 2, 4, 8, 16 y 32 semanas, se realizaron análisis de carbono hidrosoluble (Chid), carbono de la biomasa (Cbio), y actividad deshidrogenasa (DHasa), como bioindicadores de la recuperación del suelo tras la aplicación de las enmiendas. En los mismos momentos se realizó además un análisis de elementos traza extraíbles con CaCl<sub>2</sub> (fracción “biodisponible”).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El carbono hidrosoluble fue superior en ambos suelos en el tratamiento con AL (enmienda orgánica fresca) durante toda la incubación (Figura 1). En general, tanto el contenido en carbono de la biomasa, como la actividad enzimática fue mayor en el suelo B que en el suelo A (Figura 1), debido al efecto del pH, neutro en el suelo B, así como a la menor disponibilidad de elementos traza en este suelo (Figura 2).

Desde el principio del experimento no se observó ningún efecto de las enmiendas en la disponibilidad de elementos traza en el suelo B. En el caso del suelo A, con un pH más ácido, las concentraciones de elementos traza extraíbles con CaCl<sub>2</sub> en las muestras tratadas con EA y CB fueron estadísticamente inferiores que las encontradas en las muestras control, mientras que la adición de AL (materia orgánica fresca) no fue tan eficaz en la reducción de dichas concentraciones (Figura 2).

Figura 1. Evolución del C hidrosoluble (Chid), C-biomasa (Cbio) y actividad deshidrogenasa (DHasa) durante el período de incubación. Las barras verticales indican el error estándar

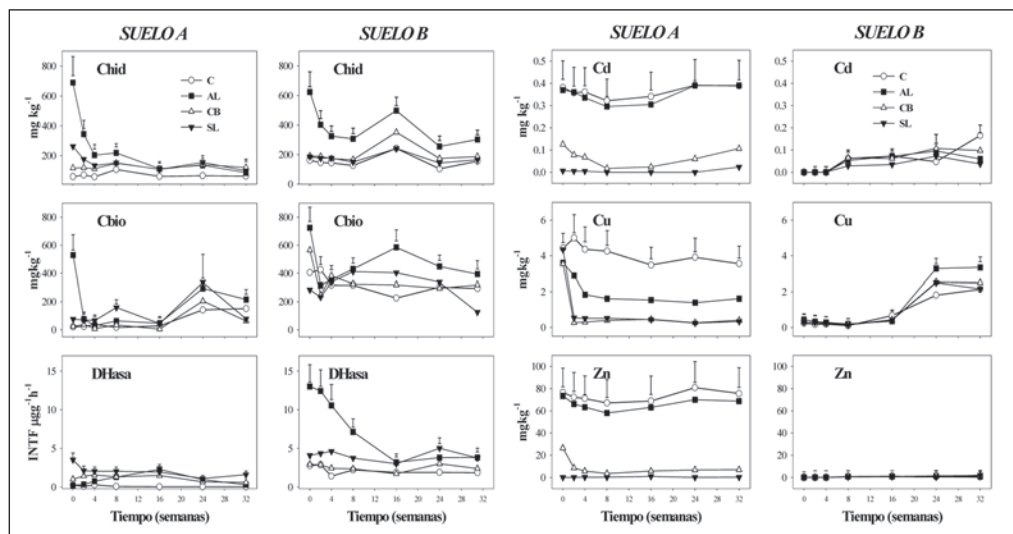


Figura 2. Evolución del Cd, Cu y Zn extraíbles con CaCl<sub>2</sub> durante el período de incubación. Las barras verticales indican el error estándar

Los valores de deshidrogenasa y de carbono de la biomasa fueron superiores en los suelos con enmiendas, aunque los valores de todas estas propiedades bioquímicas decrecen con el tiempo de incubación. El efecto de las enmiendas fue más significativo en el suelo A, un suelo con una menor calidad en el que la Recuperación Natural Asistida resultó más efectiva.

## CONCLUSIONES

La Recuperación Natural Asistida es una técnica viable y eficaz a medio plazo para la mejora de las propiedades bioquímicas, de suelos contaminados con elementos traza. Medidas del C de la biomasa y de la deshidrogenasa pueden servir como bioindicadores de la recuperación del suelo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaekel, P., Schloter M. (2006) Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology & Biochemistry*. 38: 327-341.
- Dick RP. (1997) Enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: *Biological Indicators of Soil Health*. Pankhurst C.E, Doube B.M, Gupta V.V.S.R (Eds.) CAB International, Oxon, United Kingdom. 121-156.

# DETERMINACIÓN DE MERCURIO EN SUELOS CALCÁREOS MEDIANTE DESCOMPOSICIÓN TÉRMICA, AMALGAMACIÓN Y ESPECTROFOTOMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA

J. Ramos-Miras<sup>1</sup>, L. Roca-Pérez<sup>2</sup>, C. Gil<sup>1</sup>, R. Boluda<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Almería, Ctra. Sacramento s/n. La Cañada (Almería) jjoaquin.ramos@ucavila

<sup>2</sup> Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain. luis.roca@uv.es

## INTRODUCCIÓN

El mercurio es un metal traza importante en el medio natural debido a su complejo comportamiento, en los suelos se encuentra a niveles entre 0,01 y 0,2 ppm (Adriano 2001). En el medio ambiente se puede encontrar libre, como mercurio metálico, pero principalmente, aparece como cinabrio (HgS) y menos frecuentemente como pirita.

Generalmente el procedimiento empleado para la determinación de Hg en suelos ha sido una digestión ácida seguida de la cuantificación mediante la técnica de vapor frío por espectrofotometría de absorción atómica (Ej. Shi et al., 2005 ; Krüger et al., 2005; Tack et al., 2005). Actualmente se han desarrollando técnicas que permiten una determinación rápida y directa del mercurio total presente en muestras tanto sólidas como líquidas, basadas en una descomposición térmica de la muestra, amalgamación del mercurio desprendido y espectrofotometría de absorción atómica (TDAAS). El objetivo de este trabajo fue la puesta a punto de un método que aplica esta técnica para determinar Hg en suelos calcáreos del área Mediterránea.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se siguió el procedimiento descrito por USEPA (2007). Para ello, se utilizó un analizador directo de mercurio (DMA-80) de Milestone Srl. (Via Fatebenefratelli 1/5, Sorisole, Italy). Los materiales empleados para la determinación de Hg fueron previamente sumergidos en HNO<sub>3</sub> 30% (v/v) durante 24 h y después lavados. Todos los reactivos empleados fueron de grado analítico. Se pesaron entre 0,1 a 0,2 g de muestra de suelo secado al aire y molido en mortero de ágata. Para la validación del método se emplearon dos materiales de referencia (BCR 141R y NIST 2709). El límite de cuantificación fue 1 ng de Hg por gramo de suelo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La determinación de Hg en suelos supone un trabajo arduo, debido a que es un elemento muy volátil y la muestra es sometida a una gran manipulación, lo cual puede suponer una pérdida de la sensibilidad del método y exponer al operador a altas concentraciones de Hg. El método desarrollado en este trabajo intenta soslayar estos problemas. La determinación de Hg se realizó directamente sobre las muestras de suelo. El método no requiere más pretratamiento de la muestra que una molienda, la determinación de Hg se realiza mediante un calentamiento controlado de la muestra. Las recuperaciones obtenidas para los dos materiales de referencia, BCR 141R y NIST 2709, fueron respectivamente, 94% y 102%. La precisión del método se evaluó realizando

un análisis por triplicado de las muestras. El coeficiente de variación en todos los casos fue menor al 10%. Los parámetros analíticos empleados indicaron que se trata de un método muy eficaz y rápido para la determinación de Hg en suelos.

## CONCLUSIONES

El empleo de esta técnica ofrece una serie de ventajas como son la reducción de residuos, menores errores sistémicos, no necesita digestión de la muestra, requiere menor exposición de los analistas al Hg que pueda volatilizarse durante la manipulación de las muestras y una rápida respuesta del equipo. Este método constituye una alternativa a las técnicas tradicionales basadas en la absorción atómica de vapor frío. Posee una gran reproducibilidad.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adair, B.M. and Cobb, G.P., (1999). Improved preparation of small biological samples for mercury análisis using cold vapor atomic absorption spectroscopy. *Chemosphere* 38: 2951-2958.
- Adriano, D.C., (2001). Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metal. Springer Verlag, New York, 352 pp.
- Krüger, F., Meissner, R., Gröngroft, A., Grunewald, K., (2005). Flood induced heavy metals and arsenic contamination of Elbe river floodplain soils. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 5: 455-456.
- Tack, F.M.G., Vanhaesebroeck, T., Verloo M.G., Van Rompaey, K., Van Ranst, E., (2005). Mercury baseline levels in Flemish soils (Belgium). *Environ. Pollut.* 134: 173-179
- USEPA, (2007). Method 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry.

# SELENIO Y MERCURIO TOTAL EN SUELOS AGRÍCOLAS Y NATURALES DEL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

L. Roca-Pérez<sup>2</sup>, M. Cervera<sup>2</sup>, A. Gonzalez<sup>2</sup>, C. Gil<sup>1</sup>, J. Ramos-Miras<sup>1</sup>, R. Boluda<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Almería, Ctra. Sacramento s/n. La Cañada (Almería). jjoaquin.ramos@ucavila

<sup>2</sup> Universitat de València, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), Spain. luis.roca@uv.es

## INTRODUCCIÓN

El Selenio es un elemento traza presente en los suelos con una concentración media de 0,4 mg kg<sup>-1</sup>; es esencial para los organismos (Bujdoš et al., 2000) pero tóxico para los humanos y los ecosistemas a grandes concentraciones (Vesper et al., 2008). Por otra lado, el Hg es un elemento objeto de numerosas publicaciones (Ej. Santos et al., 2006; Rodríguez et al., 2008; Zheng et al., 2008) debido a que se acumula en suelo, agua, atmósfera y cadena alimenticia presentando una gran toxicidad. No obstante, existen pocos datos para suelos calcáreos del área Mediterránea y los que hay están relacionados con zonas eminentemente mineras; de hecho sólo hemos encontrado dos publicaciones que estudian el contenido de Hg en suelos agrícolas del Valle del Ebro (Rodríguez-Martín et al., 2006; Rodríguez et al., 2008). El objetivo de este trabajo fue la determinación del contenido total de Se y Hg en suelos agrícolas y naturales del este de España con el fin de incrementar la escasa información existente.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestrearon suelos con dedicación forestal y agrícola (secano, intensivo, arrozales e invernaderos) procedentes de Valencia y Almería. Con el fin de determinar el contenido de Se en los suelos se realizó una digestión total según la metodología descrita por USEPA (1996) y posterior reducción con BrK. El Se fue determinado por generación de hidruros acoplado a la fluorescencia atómica PSA Millenium Excalibur 10055 spectrometer (HG-AFS). El contenido total de Hg en suelos fue determinado por el procedimiento descrito por Ramos-Miras et al. (2009); se llevó a cabo un análisis directo de Hg con un analizador (DMA-80 Milestone Srl) utilizando cápsulas de 500 L de Ni. Para la validación de los métodos analíticos se empleó como patrón certificado un suelo CRM 044-050 (n° 424) de RTC (RT-Corp) para el Se, y BCR 141R y NIST 2709 para el Hg. Los porcentajes de recuperación fueron del 948%, 945% y 1023% respectivamente.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general podemos afirmar que los niveles de Se en los suelos estudiados se encontraron dentro de los rangos obtenidos para suelos de regiones semiáridas (Moreno et al., 2005) y de zonas mineras (Reglero et al., 2008) de la Península Ibérica. La concentración de Se de los suelos estudiados se clasificó según el criterio de Tan et al. (1994); en general, los suelos presentaron niveles de moderados (0,175-0,40 mg Kg<sup>-1</sup>) a altos ( $\geq 0,40$  mg Kg<sup>-1</sup>). Por otra parte, los valores de Hg se encontraron dentro de los rangos obtenidos en suelos dedicados a la agricultura en

China (Zheng et al., 2008; 20-777  $\mu\text{g Kg}^{-1}$ ) excepto una muestra correspondiente a un suelo dedicado al cultivo del arroz en Valencia con una concentración de 1.176  $\mu\text{g Kg}^{-1}$ , lo cual mostró claras evidencias de contaminación.

## CONCLUSIONES

Aunque el contenido de Hg y Se en los suelos analizados se encontró dentro de los valores normales según la bibliografía consultada, algunos suelos dedicados a la agricultura presentaron concentraciones anormalmente elevadas. En general, los suelos agrícolas presentaron mayores concentraciones de Se y Hg que los suelos forestales, especialmente en el caso del Hg, lo cual sugiere que existe un aporte de origen exógeno que es especialmente importante en los arrozales valencianos. Por todo ello, se pone de manifiesto la necesidad de estudios exhaustivos que muestren la distribución de estos elementos en nuestros suelos y evalúen los posibles riesgos ambientales y para la salud.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bujdoš, M., Kubová, J., Streško V. (2000). Problems of selenium fractionation in soils rich in organic matter. *Anal. Chim. Acta.* 408: 103–109.
- Moreno, M.J., Cala, V., Jimenez, R. (2005). Selenium distribution in topsoils and plants of a semi-arid Mediterranean environment. *Environ. Geochem. Hlth.* 27: 513-519.
- Ramos-Miras, J., Roca-Pérez, L., Gil, C., Boluda, R. (2009). Determinación de Mercurio en suelos calcáreos mediante descomposición térmica, amalgamación y espectrofotometría de absorción atómica. IV Simposio nacional sobre control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia, septiembre 2009.
- Reglero, M.M., Monsalve-González, L., Taggart, M.A., Mateo, R. (2008). Transfer of metals to plants and red deer in an old lead mining area in Spain. *Sci. Total Environ.* 40: 287-297.
- Rodríguez, J.A., Nanos, N., Grau, J.M., Gil, L., López-Arias, M. (2008). Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere* 70: 1085-1096.
- Rodríguez-Martín, J.A., Lopéz Arias, M., Grau Corbí, J.M. (2006). Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin. Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations. *Environ. Pollut.* 144: 1001-1012.
- Santos, I.R., Silva-Filho, E.V., Schaefer, C., Sella, S.M., Silva, C.A., Gomes, V., Passos, M.J., Ngan, P.V. (2006). Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. *Environ. Pollut.* 140: 304-311.
- Tan, J.A., Wang, W.Y., Wang, D.C., Hou, S.F. (1994). Absorption volatilization and speciation of selenium in different types of soils in China, In: Frankberger WT & Benson S Selenium in the Environment, Marcel Dekker, Inc, New York, 47-68.
- USEPA (1996). Method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices.
- Vesper, D.J., Roy, M., Rhoads, C.J. (2008). Selenium distribution and mode of occurrence in the Kanawha Formation, southern West Virginia, U.S.A. *Int. J. Coal Geol.* 73: 237–249.
- Zheng, Y.M., Liu, Y.R., Hu, H.Q., He, J.Z. (2008). Mercury in soils of three agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. *Chemosphere* 72: 1274-1278.

# DETERMINACIÓN DE COBRE EN PLANTA EN ENSAYOS CONTROLADOS DE CONCENTRACIONES DE REFERENCIA EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS

L. Recatalá<sup>1</sup>, C.D. Arbelo<sup>2</sup>, J. Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Planificación territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València- Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia) España, Tel.: 961220540, Fax.: 961270967. [luis.recatala@uv.es](mailto:luis.recatala@uv.es)

<sup>2</sup> Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna (Tenerife), Islas Canarias, España.

## INTRODUCCIÓN

El Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005), que regula la caracterización de suelos contaminados, establece como uno de los criterios para declarar un suelo como contaminado que se supere 100 veces la concentración relativa al nivel genérico de referencia del contaminante en el suelo. En este trabajo se han ensayado diferentes dosis de cobre (Cu) en cuatro suelos agrícolas mediterráneos representativos con cultivo controlado de lechuga (*Lactuca sativa* L.), determinándose la concentración de Cu en planta con el propósito de analizar la transferencia de metal de suelo a planta y evaluar el mencionado criterio para declarar un suelo como contaminado.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 25 cm. del horizonte superficial de los cuatro suelos (Rojales, Sollana, Nules y Peñíscola). Las propiedades edáficas (pH, contenido en materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, carbonato total y fracciones granulométricas), relevantes para regular el comportamiento de los metales en el suelo, se determinaron con los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Los contenidos de Cu en planta se determinaron siguiendo el método USEPA 3052 para matrices orgánicas (USEPA, 1996). Los ensayos para evaluar la toxicidad del Cu en cultivo de lechuga se basaron en el test 208 de la OECD (OECD, 2006). El Cu se añadió a los distintos suelos en forma de  $\text{CuCl}_2$  hasta conseguir unas concentraciones finales de 0 (control) (dosis 1), 66 (dosis 2), 330 (dosis 3), 659 (dosis 4), 1648 (dosis 5) y 3295  $\text{mg kg}^{-1}$  (dosis 6), las cuales representan 0 (control), 1, 5, 10, 25 y 50 veces, respectivamente, el NGR (Nivel Genérico de Referencia) establecido para suelos hortícolas de la Comunidad Valenciana (66  $\text{mg Cd kg}^{-1}$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades de los suelos utilizados en los ensayos se muestran en la tabla 1, y las concentraciones de Cu en planta en la tabla 2.



Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de los suelos muestreados en las cuatro parcelas

Suelo	pH	CEea	CEes	MO	CaCO <sub>3</sub>	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Textura
	-	dS/m	dS/m	%	%	cmol/kg	%	%	%	
Rojales	7.8	3.2	17.9	1.6	50	10.1	31	44	25	F
Sollana	8.5	0.3	1.5	3.5	36	19.6	28	37	35	F-Ac
Nules	8.2	0.5	2.2	9.7	37	31.0	16	43	41	Ac-L

Tabla 2. Contenidos de Cu en cultivo obtenidos para distintas dosis de contaminación en los suelos

Dosis Cu (mg/kg) añadida a los distintos suelos	Contenido Total de Cu en cultivo (mg/Kg)			
	Rojales	Sollana	Nules	Peñíscola
1 (control)	19	13	17	22
2 (66 mg/Kg)	24	23	15	23
3 (330 mg/Kg)	29	20	21	25
4 (659 mg/Kg)	47	38	26	47
5 (1648 mg/Kg)	266	125	83	159
6 (3295 mg/Kg)	No Muestra	No Muestra	No Muestra	No muestra

Con respecto al Cu, ni la legislación comunitaria ni la nacional fijan el contenido máximo en productos alimenticios (vegetales). No obstante, si se comparan los contenidos en planta con el límite fijado en otras legislaciones (p. ej. legislación australiana), se obtiene que para la mayoría de los suelos se supera este límite a partir de la concentración en suelo de 25 veces el valor de referencia (1648 mg/Kg), si bien para el de mayor contenido en materia orgánica (suelo Nules) a partir de la concentración en suelo de 50 veces el valor de referencia (3295 mg/Kg).

Estos resultados indican que a partir de 25 veces el valor de referencia, y no de 100 veces como establece el Real Decreto 9/2005, deben declararse como contaminados la mayoría de suelos mediterráneos cuando se trata de un uso agrícola de cultivos de hoja que son acumuladores de metales, y en aquéllos con elevados contenidos en materia orgánica a partir de 50 veces el valor de referencia. Así, parece claro que el contenido en materia orgánica es una propiedad edáfica clave en la regulación de la dinámica de este metal en el suelo, permitiendo una menor transferencia desde el mismo a la planta. Otras propiedades (p. ej. salinidad) parecen favorecer su transferencia desde el suelo a la planta. Así, los resultados obtenidos sugieren que los estándares de calidad para declarar suelos contaminados deberían ser, en el caso del Cu, más restrictivos para suelos pobres en materia orgánica y afectados por salinidad.

**Agradecimientos:** Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto nº referencia CGL2006\_07250/BTE, financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

## BIBLIOGRAFÍA

- BOE (2005). Real Decreto 9/2005, de 14 de Enero, por el que se establece la Relación de Actividades Potencialmente Contaminantes del Suelo y los Criterios y Estándares para la Declaración de Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado Nº 15 de 18 de Enero, Madrid.
- MAPA (1994). Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riegos. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- OECD (2006). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test.
- USEPA (1996). Method 3052. Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Revision 0. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C.

# **ÁREA TEMÁTICA 4**

**Suelos y Cambio Global**



# HUMAN ACTIVITIES AND HOLOCENE ENVIRONMENTAL CHANGE IN NW SPAIN

A. Martínez Cortizas<sup>1</sup>, J. Kaal<sup>2</sup>, M. Costa Casais<sup>2</sup>, W. Chesworth<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, and Laboratorio de Patrimonio Paleoambiente y Paisaje, Unidad Asociada USC-CSIC, Edificio Monte de la Condesa, Campus Sur, Santiago de Compostela. antonio.martinez.cortizas@usc.es

<sup>2</sup> Laboratorio de Patrimonio, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto de Estudios Gallegos Padre Sarmiento, Rúa San Roque 2, 15704 Santiago de Compostela. joeri.kaal@iegps.csic.es and manuela.costa-casais@iegps.cisc.es

<sup>3</sup> School of Environmental Sciences, University of Guelph, N1G 2W1 Ontario, Canada. wcheswor@uoguelph.ca

## INTRODUCTION

Crutzen and Stoermer (2000) introduced the concept of "Anthropocene", to highlight the beginning of a new, human-dominated, geological epoch, one in which the degree of alteration of atmospheric greenhouse gases (GHG) concentrations by humans is large enough to produce significant changes in the climate system. Its beginning was set to 1800 AD, at the onset of the Industrial Revolution, assuming that human influence on the atmosphere was negligible before this date. Others see the start of a notable increase in the effect of human activity on the functioning of the biosphere, as the Neolithic Revolution, when all the usual geological processes were "joined by a new and immensely significant one, never before seen on the planet, and one without which civilization would not exist: agriculture" (Chesworth, 2002). It is obvious that at present the degree of transformation of the environment is larger than at any other previous period of human history. For example, recent modelling of human impact on ocean ecosystems has revealed that no area of the oceans is unaffected by, at least, indirect impacts (Halpern et al., 2008). This research showed that a large fraction (41%) of the oceans is strongly affected by multiple drivers, and that only particular areas (as those near the poles) show little human impact.

Table 1 is a synthesis of the main environmental problems/stressors produced by human activities on the different Earth's subsystems (air, waters -oceans and continental waters-, soils and landscape), elaborated following the European Environment Agency's first assessment on Europe's environment (EEA, 1995). Crutzen (2002) briefly summarizes this situation and, apart from the perturbation on the cycles of the GHG, it is worth mentioning that 30-50% of the continental surface and more than half of all accessible fresh water is exploited by humans, that fisheries consume more than 25% of primary production in upwelling ocean regions and 35% in temperate continental shelf, or that the perturbations of the N cycle (by N fertilization in agriculture and nitric oxide emissions from fossil fuel and biomass burning) have overridden the natural fixation and emissions. He also notes that the growing influence of humanity on the environment was already recognized in the late 19th century by the Italian geologist Antonio Stoppani, and at the beginning of the 20th century by V.I. Vernadsky. Crutzen (2002) ends by suggesting that "Unless there is a global catastrophe – a meteorite impact, a world war or a pandemic- mankind will remain a major environmental force for many millenia."

Thus, the general view is that for the most of human history anthropogenic transformations of the environment have been relatively small (EEA, 1995; Werner and McNamara, 2007). The impacts were considered to be local and short-lived, without lasting changes to the way humans interacted with the environment (Werner and McNamara, 2007). The latter authors consider that humans and landscapes were interacting linearly, with strongly coupled interactions localized in space and time and without the development of regional or global feedback loops that tend to expand or propagate coupled behaviour. But according to Ruddiman (2003), the Anthropocene may have begun thousands of years ago as a result of the discovery of agriculture and subsequent technological innovations in the practice of farming. Ruddiman considers that this is reflected by the anomalous trends in GHG concentrations since the middle Holocene. In a recent paper (Ruddiman et al., 2008) he and colleagues relate the early spread in rice cultivation in China (between 6000 and 4000 years ago) with the anomalous CH<sub>4</sub> reversal in the mid Holocene. Thus, if this holds true, humans/environment interactions have not been linear and localized but non-linear and regional at least since thousands of years.

Table 1. Main environmental problems/stressors related to human activities

<b>Air</b>	<b>Oceans</b>	<b>Lakes, rivers and groundwater</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Air pollution               <ul style="list-style-type: none"> <li>* Road transport</li> <li>* Industry</li> </ul> </li> <li>- Stratospheric ozone depletion</li> <li>- Tropospheric ozone increase</li> <li>- Acid deposition</li> <li>- Radioactivity</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Coastal zone pollution and dead zones</li> <li>- Eutrophication</li> <li>- Introduction of non-indigenous species</li> <li>- Overexploitation</li> <li>- Sea-level rise and climate change</li> <li>- Large accidents (oil spills)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Organic pollution</li> <li>- Eutrophication</li> <li>- Acidification</li> <li>- Pollution               <ul style="list-style-type: none"> <li>* Heavy metals</li> <li>* Organic contaminants</li> <li>* Radioactivity</li> </ul> </li> <li>- Pathogens</li> <li>- Salinization</li> </ul>
<b>Soils</b>		<b>Landscape</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Erosion</li> <li>- Acidification</li> <li>- Pollution               <ul style="list-style-type: none"> <li>* Heavy metals</li> <li>* Pesticides and other organic contaminants</li> <li>* Nitrates and phosphorus</li> <li>* Artificial radionuclides</li> </ul> </li> <li>- Compaction</li> <li>- Organic matter losses</li> <li>- Salinization</li> <li>- Waterlogging</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Agricultural intensification</li> <li>- Agricultural abandonment</li> <li>- Urban expansion and uncontrolled settlement</li> <li>- Infrastructure development and transport</li> <li>- Tourism and recreation</li> <li>- Mining, landfilling, military areas</li> </ul>

The complexity of these interactions also implies that human groups were/are affected by changes in environmental conditions, especially climate change. For example, prolonged drought may result in different responses by society, including population dislocations, urban abandonment, and state collapse (deMenocal, 2001). This is more easy to appreciate in present areas with extreme conditions, like the deserts. Núñez et al. (2002) found that human occupation of the Atacama Desert (Chile) occurred in two periods, one between 13,000 and 9500 cal yr BP and another one after 4500 cal yr BP, coinciding with a change from very dry to humid environments. The cessation of occupation between 9500 and 4500 cal yr BP was associated with the drying of the lakes of the area. In the same way, Kuper and Kröpelin (2006) demonstrated that the Sahara was populated since 8500 BP to 5300 BP, when the exodus started. The former date sets the onset of humid conditions while the latter marks the onset of the gradual dessication (i.e. desertification) of the Sahara. These authors indicate that the shifting of the desert margin had a profound impact on the cultural evolution of Northern Africa: it was involved in the emergence of pharaonic civilization along the Nile, influenced the spread of pastoralism and still affects sub-Saharan Africa today.

Recent research also point to climate changes as triggers of the collapse of complex societies. Gibbons (1993) was the first to suggest that the fall of the Akkadian empire (Ancient Mesopotamia) was due to prolonged drought. Cullen et al. (2000), by studying a marine sediment record from the Gulf of Oman found evidence for a very abrupt increase in aeolian dust and Mesopotamian aridity by 4025125 cal yr BP. This established a direct temporal link between Mesopotamian aridification and the collapse of the Akkadian empire, also previously suggested by Weiss et al. (1993) through the study of archaeological and soil-stratigraphic data. By studying the sediments of the Cariaco Basin (southern Caribbean), Haug et al. (2003) found evidence of century-scale decline in rainfall, an extended regional dry period, punctuated by more intense multi-year droughts centered at approximately 810, 860, and 910 A.D, coinciding with the Terminal Maya Classic Period. These authors suggest that these climatic conditions may have put a general strain on resources in the region, which was then exacerbated by abrupt drought events, contributing to the social stresses that led to the Maya demise. More examples abound of the effects of climate change on later historical phases: from the collapse of the Norse colony in Greenland by the end of the 15th century -during the Little Ice Age- (Buckland et al., 1996) to the effects of the “Dust Bowl” drought, which occurred in the 1930s, that aggravated the economic crisis in North America (Burroughs, 1997).

Thus, the relationship between humans and the environment can be considered as the dynamics of coupled systems of emergent complexity: humans act like dissipative structures, dissipating energy and matter in the process of self-organization, resulting in an increase in entropy (i.e. environmental impacts) (Martínez Cortizas, 2000; Rees, 2004). Here we provide a few examples of the environmental evolution of NW Spain, to illustrate the way in which environmental changes and human activities have coupled along the last 10,000 years.

### **Reconstructing past environmental changes**

Several methodologies and techniques enable the detection, identification and analysis of past environmental changes. These include several disciplines of the Earth Science, disciplines related

to the study of the fossil -plant and animal- record and those dedicated to the study of the material remains of cultures.

Studies on environmental changes in NW Spain have been carried out using different types of archives (palaeosols, colluvial formations, peat cores, lacustrine sediments), involving a wealth of disciplines (geomorphology, geochemistry, pedology, micromorphology, mineralogy, palynology, archaeology and prehistory). The main research topics, archives and signals are the following:

a) Studies on past soil erosion and landscape change. Archives: polycyclic soils, palaeosols, colluvial formations. Signals: geomorphological features, morphological soil features, physico-chemical properties, changes in elemental and mineral composition.

b) Study of climatic change. Archives: lake sediments, peat, sedimentary formations. Signals: pollen and non-pollen palynomorphs, geochemical records, geomorphological features.

c) Vegetation change. Archives: peat, lake sediments, colluvial formations, palaeosols. Signals: pollen and non-pollen palynomorphs, charcoal, soil organic matter composition.

d) Atmospheric metal pollution and past mining/metallurgical activities. Archives: peat, palaeosols. Signals: element records, isotopes records.

The main archives and signals are summarized in a recent publication by Martínez Cortizas et al. (2009a).

## RESULTS AND DISCUSSION

### Soil erosion

The most thoroughly studied Holocene record of colluvium formation and soil erosion since prehistoric times in NW Spain is that carried out in Paredes (Campo Lameiro, Pontevedra province) (Martínez Cortizas et al., 2009b). In a relatively small area (less than 1.5 km<sup>2</sup>) several colluvial formations were analyzed, based on high-resolution sampling of soils and sediments and supported by extensive radiocarbon dating. The main assumptions of the study were: 1) that accumulation in low potential energy areas (i.e basins) results from erosion of soils in areas of higher potential energy (i.e the slopes), 2) that both processes are basically synchronous, and 3) that the estimated accumulation rates have to be considered as minimum accumulation/erosion rates, since some of the eroded material may have been transported out of the basin during specific events.

Average colluvium/soil accumulation rates for the Paredes area can be found in Figure 1 (upper panel). The record consists of sixteen erosion/accumulation periods, eight of them with an equivalent accumulation rate greater than 10 tm ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>: >10,000 cal BP, 7090-6930 cal BP, 6800-8550 cal BP, 5500-5300 cal BP, 4400-4065 cal BP, 3845-3630 cal BP, 2900-2770 cal BP, 1690-1380 cal BP and 1190-880 cal BP. The highest intensity-erosion phase is the last one, with an equivalent rate of 90 tm ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. The estimated duration of these phases was between 410 and 130 years, except the oldest one which may have lasted for 500 years. Phases of low accumulation/erosion rates (i.e. of landscape stability) may have lasted between 1090 to 80 years. The length of these phases seems to have decreased substantially in two steps: one around 6500 cal BP and another one around 2700 cal BP. The average duration prior to 6500 cal BP is 630 years, between 6500 and 2700 is 310 years and after 2700 cal BP is 160 years. That is to say,

the length of periods without significant erosion decreased by a factor of two in every step.

In a study of prehistoric, historic and present soil erosion in NW Spain, Benito et al. (1991) identified two periods of prehistoric erosion, one around 9500-10500 BP and another one by 2500-1000 BP. These authors also postulated the existence of another phase between 5000-4000 BP. For the area of the Sierras Septentrionales of NW Spain Martínez Cortizas and Moares Domínguez (1995) proposed the existence of at least six erosion-phases in the Holocene: 11,000-10,000 BP, 8000-7500 BP, 5500-5000 BP, 4500-4000 BP, 1500-1000 BP and a more recent one younger than 500 years. In the area of Monte Penide (Redondela, Pontevedra) Martínez Cortizas et al. (2000) identified four erosion-phases in a colluvial soil: one starting at 6500-6290 cal BP, another by 4850-4540 cal BP, another by 2315-1950 cal BP and the last one occurring between 800 and 500 cal BP. Most of these phases are reflected by synchronous erosion episodes detected in the Campo Lameiro study, which indicates that they had a wide incidence in NW Spain.

Leopold and Völkel (2007) related the formation of colluvium to climate changes, particularly with rainfall changes –extreme rainfall events had a great impact on soils and on the formation of colluvial soils. In the Paredes area (Campo Lameiro, Pontevedra), some of the erosion-phases seem to correlate with wet periods (Figure 1) during the last 6000 years, although there is no direct relationship between the change in rainfall and the intensity of erosion. Even more, some of the most intense erosion phases coincide with dry periods (4400-4065 cal BP and 1190-880 cal BP). This lack of correlation may indicate that it is not total rainfall but extreme events that govern soil erosion, as already suggested by Leopold and Völkel (2007).

However, the erosive effect of rainfall may overlap human transformations. The oldest of the erosion-phases in Paredes coincided with abrupt climate changes, as the Younger Dryas (>10,000 cal BP), or the 9000-8000 cal BP period (including the well-known 8.2 ka event; Mayewski et al., 2004), that happened in periods of weak environmental repercussions of human activities (Figure 1). But other phases, like the onset of the Neoglaciation (6000-5000 BP), the 4200-3800 BP event or the 2750-2450 BP event (van Geel et al., 2000; Mayewski et al., 2004; Thomas et al., 2007; Lal et al., 2007) occurred in periods of intense human occupation. For the studied area, Martínez.



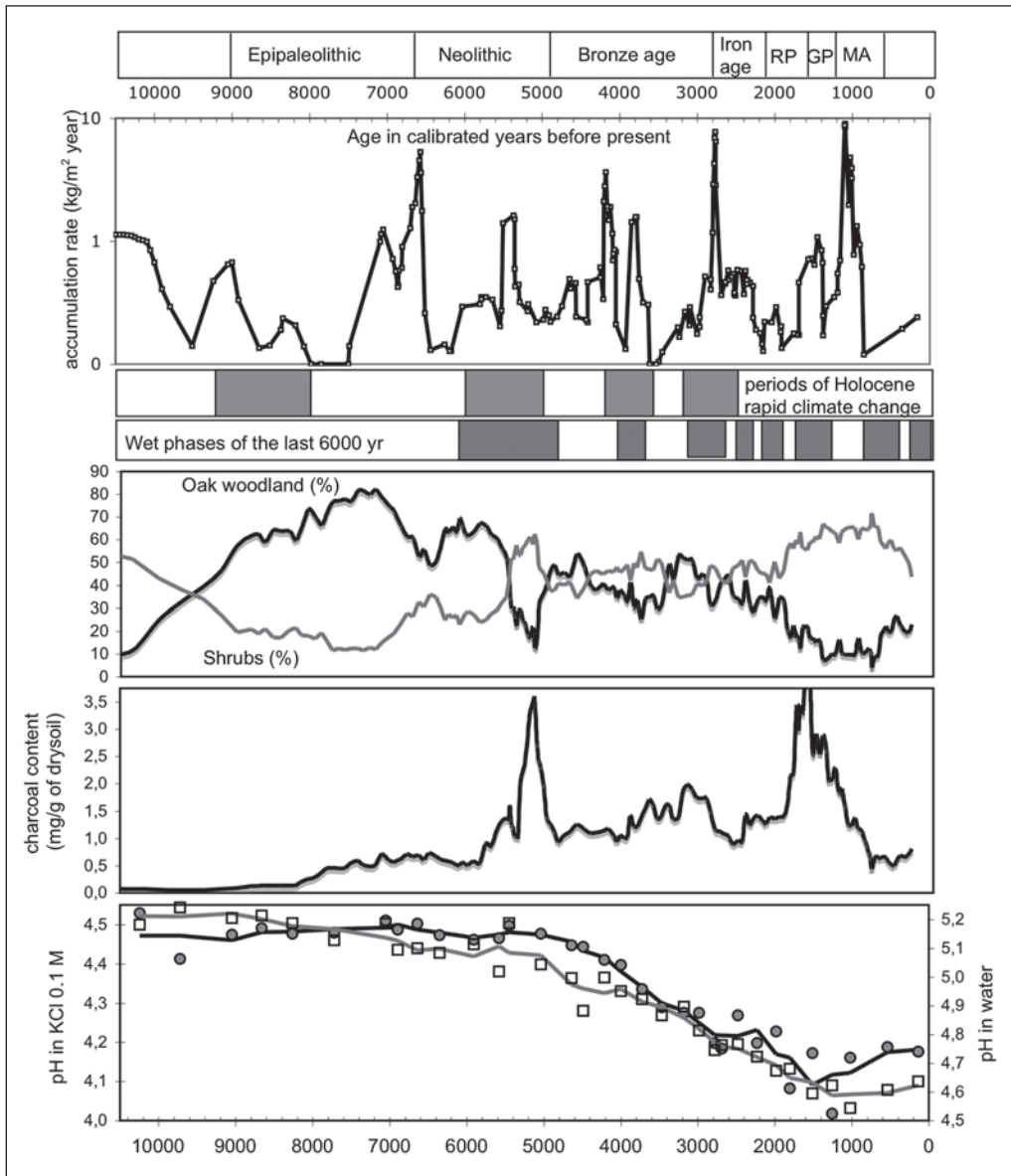


Figure 1. Holocene changes in soil accumulation/erosion rates (the axis in log scale), vegetation change, charcoal content in soil and soil reaction (circles: pH in water, squares: pH en KCl 0.1 M) in the Paredes area (Campo Lameiro, Pontevedra). Periods of rapid climate change after Mayewski et al. (2004); wet phases based on Mighall et al. (2006b). (RP: Roman Period, GP: Germanic Period, MA: Middle Ages)

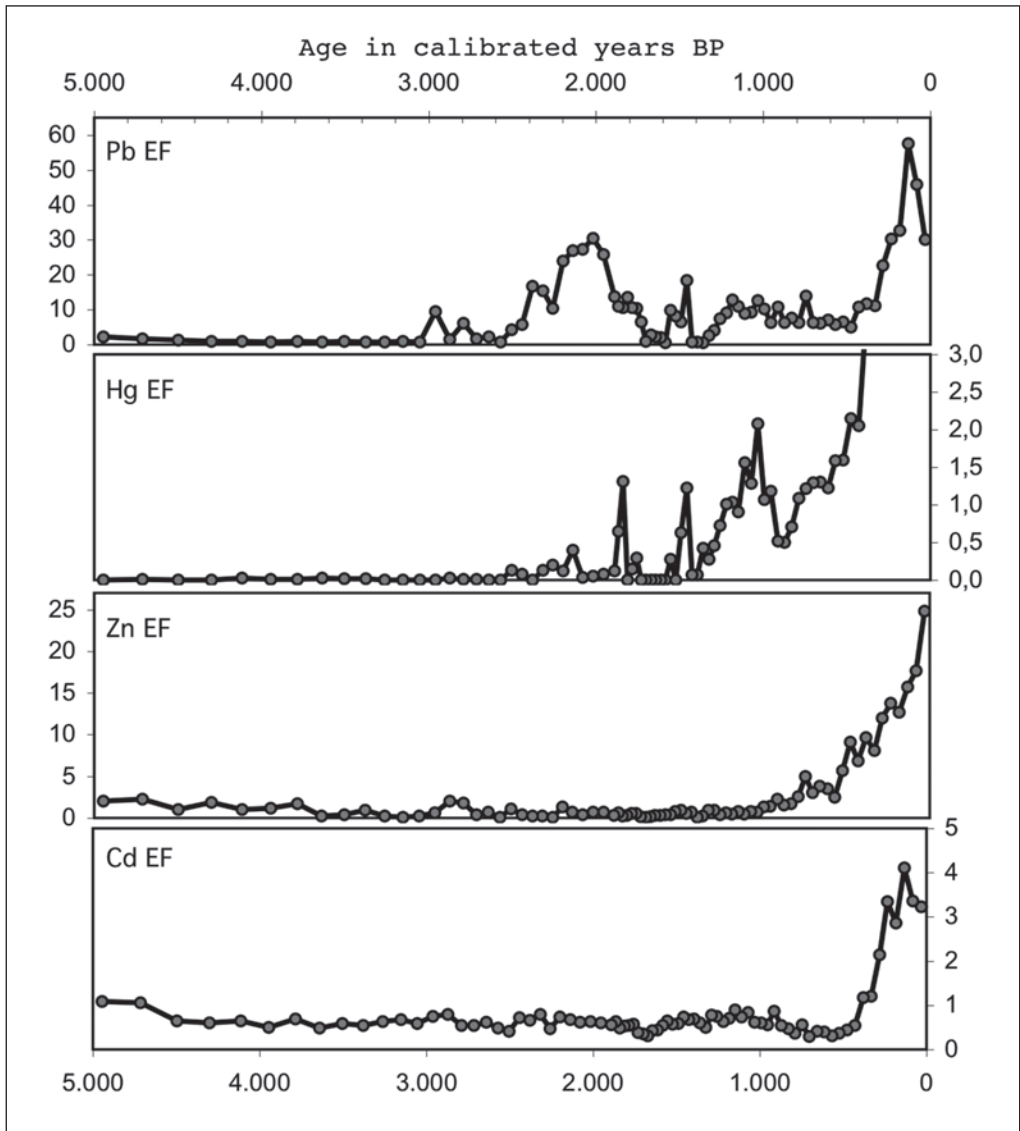


Figure 2. Holocene evolution of atmospheric metal pollution in NW Spain as recorded in the Penido Vello bog (Pb EF, Hg EF, Zn EF, Cd EF: Pb, Hg, Zn and Cd enrichment factors, based on Martínez Cortizas et al., 1997 and 2002)

Cortizas et al. (2009b) pointed to a change in the geomorphological evolution of the area since 6800-6500 cal BP, because of the following reasons:

a) erosion rates of many of the erosion-phases occurred after 6500 cal BP were greater than that estimated for the Younger Dryas; the most critical climatic period of the late Pleistocene;

b) the shortening of the length of geomorphologically stable phases (phases with low or negligible erosion rates);

c) the abrupt decoupling of the soil cycles of some elements, with regard to the dynamics of the late Pleistocene and early Holocene;

d) the coincidence between erosion-phases and the evolution of the forest cover as well as other indicators of anthropization of the landscape (López Sáez et al., 2009);

e) the presence of charcoal layers and a molecular composition of the soil organic matter indicating recurrent fires (Kaal and Martínez Cortizas, 2009);

f) the coincidence between erosion-phases and cultural periods (Neolithic, Bronze and Iron Ages, Roman period, Early and Late Middle ages).

These results suggest that since 6800-6500 cal BP human activities seem to be coupled to climate changes and in that period became a relevant force that accelerated landscape evolution. The same chronology has been found in many other areas of NW Spain, and is discussed in detail by Martínez Cortizas et al. (2009a). In Central Europe, the formation of colluvium with ages of 9000-8000 years has been related to human activities (Semmel, 1995), and evidence of human-induced deforestation was traced back to the early Neolithic (Bork et al., 1998; Behre, 1976, 2000; Leopold and Völkel, 2007). Lang (2003) suggested that human-induced soil erosion in southern Germany is as old as agriculture, but the first significant increase in erosion is dated to the Bronze Age, with maxima later in the Iron Age/Roman period, and the highest rate of colluviation around 1100 AD. Similar results were described by Favis-Morlock et al. (1997) for England, Rochette Cordeiro (1992) for Portugal and Huang et al. (2006) for China.

In NW Spain, humans may have perceived soil loss as a key problem at some point in history. Two of the most common responses were the appropriation of land by local communities and the construction of terraces to prevent soil erosion. Prehistoric rock art distribution has been interpreted as a way of land appropriation (Bradley et al., 1994), in particular in wetlands. In fact, the Paredes area is one with the largest amount of rock art panels in the region. Some archaeologists also consider that this may have been accompanied by the construction of stone enclosures (still a conspicuous feature in present landscape), with the same purpose (Criado Boado, pers. comm.). On the other hand, the first man-made terraces known up to now in NW Spain date to 3355 cal BP, but their construction seems to have generalized much later, since 1500 cal BP (Ballestero et al., 2006; Martínez Cortizas et al., 2009a).

#### **Forest evolution and the fire landscape**

Frequent vegetation burning causes the replacement of forest species (in NW Spain often mainly oak, alder, birch and pine) by fire-tolerant and pyrophytic species that form a shrubland ("matorral", in NW Spain dominated by heathers, broom and gorse). In addition, fires often cause accelerated soil erosion through elimination of the protective vegetation cover and ectorganic layers (litter) which exposes the mineral soil to wind and water (splash, surface runoff) erosion. As a consequence, especially in geomorphologically active areas, the topsoil rich in organic matter (A horizon) may be completely removed. This causes declines in soil fertility, water

retention capacity, resistance to erosion and overall productivity, even though the ashes formed during a fire may have a short-term positive effect (liming and provision of nutrients).

An anthracological study of the macroscopic charcoal (> 2 mm, obtained by wet sieving) from the Paredes soils linked the fire history of the area to vegetation change and slope processes (Figure 1). In NW Spain, the early phases of the Holocene (10,000-7000 BP) are characterized by the expansion of forest vegetation, dominated by deciduous oak in the coastal and sub-coastal area (Ramil-Rego et al., 1998; Martínez Cortizas et al., 2009a), where Paredes is located. In Paredes, the expansion of deciduous oak occurred ca. 10,000 BP (Figure 1), when climate amelioration allowed it to replace the open woodland of birch and heliophilous shrubs. Despite a small increase in macroscopic charcoal content ca. 8000 BP (Figure 1), oak remained dominant up until ca. 6000 cal BP. But the scenery changed abruptly in the Early Neolithic. Around 6800 cal BP fire became an element with profound implications in the reconfiguration of landscape. The effect of fire on the deciduous forest in the Paredes area became clear ca. 6000 cal BP. In that period, the charcoal record shows a strong decline in the contribution of oak and an increase in shrub species (Figure 1), especially heathers. After that, oak recovered to some extent and charcoal content declined but remained higher than pre-6000 cal BP levels. Other episodes of shrubland expansion, oak decline and charcoal accumulation occurred ca. 4000 cal BP, ca. 3000 cal BP and ca. 1700 cal BP. Except for the event ca. 4000 cal BP, these episodes coincided with cultural changes reflected in many areas of Europe: 6000 BP Neolithic expansion of agriculture and pastoralism, 3000 BP Bronze Age/Iron Age transition phases and the 1700 BP Roman/Germanic shift (Tinner et al., 1999; Carcaillet et al., 2002; Mighall et al., 2006). However, these periods also relate to climate change, especially the Neolithic event that coincides with the major perturbation of Neoglaciation (Martínez Cortizas et al., 2009a).

Charcoal layers in the Paredes colluvial soils precede layers with high accumulation rates, which confirms that fire stimulated slope transport processes (erosion/sedimentation) and was a major agent in the geomorphological evolution of the landscape. Thus, the episodes of fire-induced destruction of deciduous forest or woodland seem to have been synchronous with the acceleration of slope transport and the formation of black-colored polycyclic colluvial soils in NW Spain. In fact, the black color of the soils of Paredes is most likely associated with the abundance of vegetation fire residues ("black carbon"), not only as macroscopic charcoal fragments but also as fine-grained material incorporated into the soils' microgranular fabric (Kaal and Van Mourik, 2008), which accounts for 30-50% of total organic carbon content (Kaal et al., 2008).

The formation of soils rich in organic matter is often the result of black carbon accumulation due to recursive forest fires during thousands of years. For example, in chernozemic soils of the lower Rhine basin Gerlach et al. (2006) found that black carbon contributed up to 46% to the total organic carbon of the soil. In this particular region, radiocarbon dating indicated that fires occurred from the Mesolithic to the Medieval periods, but with greater frequency in the late Neolithic (6400-4400 BP). The authors hypothesized that the reason may have been that prehistoric agriculture based on the use of fire may have produced large quantities of burnt organic matter, which was incorporated into agricultural soils. The present distribution of Chernozem soils in some European regions cannot be explained in terms of relief, parent material, or climate, and is attributed to prehistoric human activities instead (Schmidt et al., 1999, 2002; Gehrt et al., 2002; Eckmeier et al., 2007). For other other areas of the world, like Australia (Skjemstad et al.,

1996), South America -terra preta in particular- (Glaser et al., 2001) and North America (Skjemstad et al., 2002; Glaser and Amelung, 2003), it has also been suggested that fire use was responsible for the formation of black soils. The studies in the Paredes area support these findings, albeit that agricultural activities were most likely subordinate to the effect of cattle grazing, which seems to be the major function of the area since the Neolithic up until at least the Germanic period (Carrión et al., 2009). The Umbrisols of the Paredes area, traditionally referred to as Atlantic rankers (Carballas et al., 1967), should therefore be added to the list of black-colored soils that probably formed upon frequent anthropogenic fire starting in the Neolithic period.

### **Soil acidification**

Loss of soil-mass, the redistribution of the soil resource and the formation of black soils are not the only possible effects of human activities since prehistoric times. Other soil properties seem to have been also affected by the combination of erosion, deforestation, fire and vegetational change. One such property is soil reaction (i.e. pH). Acidification is one of the main geochemical trends in the surface of the Earth (Chesworth et al., 2006), but accelerated soil acidification is mostly considered to be a product of acid rain generation linked to the Industrial Revolution. The findings of the study of the Paredes soils reveal a different picture. Soil pH started to decrease ca. 6000-5500 cal BP (Figure 1), a trend that showed no return to the previous situation. It is only in the last 1000 years that pH seems to have stabilized at its lowest values. For soil layers generated during periods of high accumulation rates, pH values are slightly higher than those of layers corresponding to periods of low accumulation rate. This is more apparent during the last 3000 years, and may be related to the input of relatively fresh, or weakly weathered material as soil erosion progressed stripping the superficial horizons of the slope soils.

The beginning of this trend is synchronous with one of the most critical phases of forest decline, a large increase in shrubs in the charcoal record, and an abrupt increase in total charcoal content in the soils. As already mentioned, this date (ca. 6000 cal BP) also marks the onset of widespread soil erosion in NW Spain. The substitution of the forest by a more acidophilous vegetation, the disruption of the biocycling of nutrients (i.e soil alkalinity), and increased leaching may have been the processes for this forced acidification of soils. Similar results have been found by us in other areas on NW Spain, as the upland areas of the Sierras Septentrionales. The chronology of the acidification trend is the same but the decline in soil pH is not. In the Paredes area the pH in water (pH<sub>w</sub>, Figure 1) decreased by 0.7 units, but in the soils of the Sierras Septentrionales we found an average decrease of up to 1.5 units. This different rate of acidification may be attributed to differences in the intensity of weathering and pedogenesis due to climatic conditions (more wet and colder in the Sierras Septentrionales) or parent material, but the intensity of human transformations may have also played a role.

### **Atmospheric pollution**

Research done in peat archives and Holocene polycyclic soils has been successful in reconstructing a detailed chronology of atmospheric metal pollution in NW Spain, based on metal and isotopes records. The results obtained are consistent with those found for bogs and other types of archives (such as lake sediments or polar ice) in other areas of the world (Nriagu, 1979; Renberg et al., 1994; Shotyk, 1996; Monna et al., 2004; Mighall et al., 2006).

The peat studies demonstrated that the onset of Pb pollution in NW Spain can be dated back to ca. 3000 cal yr BP (Martínez Cortizas et al., 1997, 2002, 2005; Kylander et al., 2005) (Figure

2). Since then, atmospheric Pb deposition increased above natural background levels to reach a pre-industrial maximum during Roman times. Lead pollution decreased during the decline of the Roman empire, increased locally during the Germanic period, showed an irregular see-saw trend during the Middle Ages, increased abruptly from the beginning of the Industrial Revolution to reach the maximum around the 1970-80s –with the introduction of leaded gasolines- and has showed a moderate decrease since then with the banning of leaded gasolines in Europe. Results obtained in studies of Holocene polycyclic soils (Piñeiro Rebolo et al., 2002; Kylander et al., 2008) suggest that mineral soils were also affected by atmospheric metal deposition and that soils still contain pollution Pb -a result in agreement with soil studies in Sweden (Bränvall et al., 2001).

The beginning of Hg pollution seems to have occurred 500-600 years later than Pb pollution (Martínez Cortizas et al., 1999) (Figure 2). Since 1500 yr BP the anthropogenic component of Hg accumulation rose steadily to reach a maximum between 300-400 yr BP, but during the last 200 years there has been a further pronounced increase. As it is the case for Pb, this evolution is consistent with the history of Hg mining and metallurgy in Spain (Martínez Cortizas et al., 1999).

As for other metals, like Cd and Zn (Martínez Cortizas et al., 1997), the studies indicate a later chronology. In NW Spain, Zn enrichments were only detected for the last 1000 years and those of Cd for the last 500 years. Nevertheless, the records of these two elements have to be interpreted with caution since Zn and Cd in bogs may be subject to post-depositional processes that may affect to their original chronology (Martínez Cortizas et al., 1997).

It is interesting to note that the records of atmospheric metal pollution and forest cover (tree pollen as proxy) since ca. 3000 cal BP until the beginning of the industrial revolution were found to show a synchronous evolution: the forest cover decreasing each time there was an increase in metal pollution (Martínez Cortizas et al., 2005). This indicates that mining and metallurgy in NW Spain resulted in a severe impact on forest evolution. Until the discovery of coal as an energy source, the forests (i.e. wood) seem to have been the main resource for human economy. Similar results have been found in other areas (Monna et al., 2004; Mighall et al., 2006).

## **CONCLUDING REMARKS**

The reconstructions presented here suggest that Holocene environmental change in NW Spain was the result of complex interactions between natural processes and human transformations. Climatic changes dominated environmental evolution until ca. 7000 year ago, but after this date human modifications became an important driving force. The earliest evidence of significant human perturbations dates back to the Holocene climatic optimum, ca. 6800-6500 years ago, but since 6000-5500 years ago soil erosion began to be a widespread phenomenon, accompanied by forest regression, the first appearance of cereal pollen, the accumulation of black carbon - perhaps inducing the formation of black soils- and the start of a progressive soil acidification. Although forests recovered to some extent after this first phase, soil erosion became more frequent. The duration of phases of low geomorphic activity decreased abruptly, reflecting increasing landscape instability since the mid-Holocene. On the other hand, landscape sensitivity to human-induced changes increased during periods of climatic deterioration (e.g. the Neoglaciation and other later rapid climatic changes). Thus the environmental evolution of NW Spain shows

that fire, deforestation and soil erosion were intimately linked since the early Neolithic.

Environmental change (natural or human-induced) have also challenged human societies to respond and adapt to new conditions. This created a feedback loop so that landscape and people co-evolved, interacting in a complex way. These transformations may have affected ecological diversity in ways we still have to uncover, and that subtly modified the services offered by biodiversity to human societies.

Thus, the results of the different studies do not provide a simple explanation of Holocene environmental change but a complex one, with human activities coupling to environmental change or triggering new changes. But it seems that that the most critical situations occurred synchronous with abrupt climate transitions, probably due to a combined increase in environment fragility and human pressure. To a great extent, the present landscape of NW Spain is the end product of this complex interactions, a cultural landscape (Martínez Cortizas et al., 2009a).

**Acknowledgements:** Part of the data used in this paper was obtained in the framework of the project “*Paleopaisaje y Prehistoria el Futuro Parque de Arte Rupestre de Campo Lameiro, Pontevedra*” (PGIDT02CCP60601).

## REFERENCES

- Ballesteros, P., Criado, F., Andrade, J.M. 2006. Formas y fechas de un paisaje agrario de época medieval: a Cidade da Cultura en Santiago de Compostela. *Arqueología Espacial* 26, 193-225.
- Benito, E., Soto, B. Díaz-Fierros, F. 1991. Soil erosion studies in NW Spain. In M. Sala, J.L. Rubio, J.M. García-Ruiz (eds) *Soil Erosion Studies in Spain*. Geofoma Ediciones, pp. 55-74.
- Bradley, R., Criado, F., Fábregas, R. 1994. Los petroglifos como forma de apropiación del espacio: algunos ejemplos gallegos. *Trabajos de Prehistoria* 51, 159-168.
- Buckland, P., Amorosi, T., Barlow, L.K., Dugmore, A.J., Mayewski, P.A., McGovern, T.H., Ogilvie, A.E.J., Sadler, J.P., Skidmore, P. 1996. Bioarchaeological and climatological evidence for the fate of Norse farmers in medieval Greenland. *Antiquity* 70, 88-96.
- Burroughs, W. 1997. *Does weather really matters?: the social implications of climate change*. Cambridge University Press.
- Carballas, T., Duchaufour, P., Jacquin, F., 1967. Évolution de la matière organique des rankers. *Bulletin de l'École nationale supérieure d'agronomie* 9, 20-28.
- Carcaillet, C., Almquist, H., Asnong, H., Bradshaw, R.H.W., Carrión, J.S., Gaillard, M.-J., Gajewski, K., Haas, J.N., Haberle, S.G., Hadorn, P., Müller, S.D., Richard, P.J.H., Richoz, I., Rösch, M., Sánchez Goñi, M.F., von Stedingk, H., Stevenson, A.G., Talon, B., Tardy, C., Tinner, W., Tryterud, E., Wick, L., Willis, K.J. 2002. Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle. *Chemosphere* 49, 845-863.
- Carrión, Y., Kaal, J., López-Sáez, J.A., López-Merino, L., Martínez Cortizas, A. 2009. Holocene vegetation changes in NW Iberia revealed by anthracological and palynological records from a colluvial soil. *The Holocene*, in press.
- Chesworth, W. 2002. Sustainability and the end of history. *Geotimes* 47, 5-57.
- Chesworth, W., Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E. 2006. The redox-pH approach to the geochemistry of the Earth's land surface, with application to peatlands. In I.P. Martini, A. Martínez Cortizas, W. Chesworth (eds) “*Peatlands: Evolution and Records of Environmental and Climate Changes*”, *Developments in Earth Surface Processes and Landforms*, vol 9, 175-196. Elsevier.



- Cullen, H.M., deMenocal, P.B., Hemming, S., Brown, F.H., Guildeson, T., Sirocko, F. 2000. Climate change and the collapse of the Akkadian empire: evidence from the deep sea. *Geology* 28, 379-382.
- Crutzen, P.I., Stoermer, E.F. 2000. The Anthropocene. *IGPB Newsletter* 41, 12.
- Crutzen, P.I. 2002. *Geology of mankind*. *Nature* 415, 23.
- deMenocal, P.B. 2001. Cultural responses to climate change during the Late Holocene. *Science* 292, 667-673.
- Eckmeier, E., Gerlach, R., Gehrt, E., Schmidt, M.W.I. 2007. Pedogenesis of Chernozems in Central Europe - a review. *Geoderma* 139, 288-299.
- European Environment Agency. 1995. *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*. EEA Publications.
- Favis-Morlock, D., Boardman, J., Bell, M. 1997. Modeling long-term anthropogenic erosion of a loess cover: South Downs, UK. *The Holocene* 7, 79-89.
- Gehrt, E., Geschwinde, M., Schmidt, M.W.I. 2002. Neolithikum, Feuer und Tschernoxem-oder: was haben die Linienbandkeramiker mit der sewarserde zu tun? *Archäologisches Korrespondenzblatt* 32, 21-30.
- Gerlach, R., Naumewerd-Schmidt, H., van der Borg, K., Eckmeier, E. Schmidt, M-W.I. 2006. Prehistoric alteration of soil in the Lower Rhine Basin, northwest Germany –archaeological, 14C and geochemical evidence. *Geoderma* 136, 38-50.
- Gibbons, A. 1993. How the Akkadian empire was hung out to dry. *Science* 261, 985.
- Glaser, B., Haumaier, L. Guggenberger, G., Zech, W. 2001. The Terra preta phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37-41.
- Glaser, B., Amelung, W. 2003. Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 17, 1064. doi:10.1029/2002GB002019.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C. Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- Huang, C.C., Jia, Y., Pang, J., Zha, X., Su., H. 2006. Holocene colluviation and its implications for tracing human-induced soil erosion and redeposition on the piedemont loess lands of the Qinling Mountains, northern China. *Geoderma* 136, 838-851.
- Kaal, J., Brodowski, S., Baldock, J.A., Nierop, K.G.J., Martínez Cortizas, A. 2008. Characterisation of aged black carbon using pyrolysis-GC/MS, thermally assisted hydrolysis and methylation (THM), direct and cross polarisation 13C nuclear magnetic resonance (DP/CP NMR) and the benzenepolycarboxylic acid (BPCA) method. *Organic Geochemistry* 39, 1415-1426.
- Kaal, J. , Martínez Cortizas, A. 2009. El uso de la huella molecular de la materia orgánica en geoarqueología. In F. Criado Boado, A. Martínez Cortizas (eds) “Arte rupestre, paleoambiente y paisaje. Miradas interdisciplinares sobre Campo Lameiro“, Capítulo 19, Laboratorio de Patrimonio, Instituto de Estudios Gallegos Padre Sarmiento, en prensa
- Kaal, J., Van Mourik, J.M. 2008. Micromorphological evidence of black carbon in colluvial soils from NW Spain. *European Journal of Soil Science* 59, 1133-1140.
- Kuper, R., Kröpelin, S. 2006. Climate-controlled Holocene occupation in the Sahara: a motor of Africa's evolution. *Science* 313, 803-807.
- Kylander, M., Weiss, D.J., Martínez Cortizas, A., Spiro, B., García-Sánchez, R., Coles, B.J. 2005. Refining the pre-industrial atmospheric Pb isotope curve in Europe using a 8000 year old peat core from NW Spain. *Earth and Planetary Science Letters* 240, 467-485.



- Kylander, M., Martínez Cortizas, A., Rauch, S., Weiss, D.J. 2008. Lead penetration and leaching in a complex temperate soil profile. *Environmental Science and Technology* 42, 3177-3184.
- Lal, D., Lagem W.G., Walker, S.G. 2007. Climatic forcing before, during, and after the 8.2 kyr BP global cooling event. *Journal of Earth System Science* 116, 171-177.
- Lang, A. 2003. Phases of soil erosion-derived colluviation in the loess hills of South Germany. *Catena* 51, 209-221.
- Leopold, M., Völkel, J. 2007. Colluvium: definition, differentiation, and possible suitability for reconstructing Holocene climate data. *Quaternary International* 162-163, 133-140.
- López-Sáez et al., J.A., López Merino, L., López García, P., Pérez Díaz, S. 2009. Paleopaisaje vegetal: análisis polínico de la secuencia PRD-II. In F. Criado Boado, A. Martínez Cortizas (eds) "Arte rupestre, paleoambiente y paisaje. Miradas interdisciplinarias sobre Campo Lameiro", Capítulo 21, Laboratorio de Patrimonio, Instituto de Estudios Gallegos Padre Sarmiento, en prensa.
- Martínez Cortizas, A. 2000. La reconstrucción de paleoambientes cuaternarios: ideas, ejemplos y una síntesis de la evolución del Holoceno en el NW de la Península Ibérica. *Estudios do Quaternario* 3, 31-41.
- Martínez-Cortizas, A., Costa-Casais, M., López-Sáez, J.A. 2009a. Environmental change in NW Iberia between 700 and 500 cal BC. *Quaternary International* 200, 77-89.
- Martínez Cortizas, A., Costa Casais, M., Kaal, J., Ferro Vázquez, C., Pontevedra Pombal, X., Viveen, W. 2009b. Entre la geoquímica y el paisaje: composición elemental de los suelos. In F. Criado Boado, A. Martínez Cortizas (eds) "Arte rupestre, paleoambiente y paisaje. Miradas interdisciplinarias sobre Campo Lameiro", Capítulo 17, Laboratorio de Patrimonio, Instituto de Estudios Gallegos Padre Sarmiento, en prensa.
- Martínez Cortizas, A. Fábregas, R., Franco Maside, S. 2000. Evolución del paisaje y actividad humana en el área de Monte Penide (Redondela, Pontevedra): una aproximación metodológica. *Trabajos de Prehistoria* 57, 173-184.
- Martínez Cortizas, A., Moares Domínguez, C. 1995. Edafología y Arqueología: estudio de yacimientos arqueológicos al aire libre en Galicia. *Consellería de Cultura, Xunta de Galicia*, 199 p.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J.C., García-Rodeja, E. 1997. Four thousand years of atmospheric Pb, Cd, and Zn deposition recorded by the ombrotrophic peat bog of Penido Vello (Northwestern Spain). *Water Air and Soil Pollution* 100, 387-403.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J.C., Shotyk, W. 1999. Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. *Science* 284, 939-942.
- Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J.C., Weiss, D., Cheburkin, A. 2002. Atmospheric Pn deposition in Spain during the last 4600 years recorded by two ombrotrophic peat bogs and implications for the use of peat as a geochemical archive. *Science of The Total Environment* 292, 33.-44.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J.C., Peiteado Varela, E., Piñeiro Rebolo, R. 2005. Linking changes in atmospheric dust deposition, vegetation change and human activities in northwestern Spain during the last 5300 years. *The Holocene* 15, 698-706.
- Mayewski, P.A., Rohling, E.E., Stager, J.C., Karlén, W., Maasch, K.A., Meeker, L.D., Meyerson, E.A., Gasse, F., van Kreveld, S., Holmgren, K., Lee-Thorp, J., Rosqvist, G., Rack, F., Staubwasser, M., Schneider, R.R., Steig, E.J. 2004. Holocene climate variability. *Quaternary Research* 62, 243-255.
- Mighall, T., Timberlake, S., Jenkins, D.A., Grattan, J.P. 2006a. Using bog archive to reconstruct paleopollution and vegetation change during the late Holocene. In I.P. Martini, A. Martínez Cortizas, W. Chesworth (eds) "Peatlands, Evolution and Records of Environmental and Climate Changes", *Developments in Earth Surface Processes and Landforms*, vol 9, 409-430. Elsevier.

- Mighall, T., Martínez Cortizas, A., Biester, B., Turner, S.E. 2006b. Proxy climate and vegetation changes during the last five millenia in NW Iberia: pollen and non-pollen palynomorph data from two ombrotrophic peat bogs in the North Western Iberian Peninsula. *Review of Palaeobotany and Palynology* 141, 203-223.
- Monna, F., Galop, D., Carozza, L., Tual, M., Beyrie, A., Mamberet, F., Chateau, C., Dominik, J., Grousset, F.E. 2004. Environmental impact of early Basque mining and smelting recorded in a high ash minerogenic peat deposit. *Science of the Total Environment* 32, 197-214.
- Nriagu, J. 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace to the atmosphere. *Nature* 279, 409-411.
- Núñez, L., Grosjean, M., Cartajena, I. 2002. Human occupation and climate change in the Puna de Atacama, Chile. *Science* 298, 821-824.
- Piñeiro Rebolo, R., Peiteado Varela, E., Martínez Cortizas, A. 2002. Distribución de algunos elementos metálicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb, Th) y arsénico en dos suelos policíclicos podsólicos. *Edafología* 9, 85-102.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez-Guitián, M., Muñoz-Sobrino, C., 1998. Sclerophyllous vegetation dynamics in the north of the Iberian peninsula during the last 16,000 years. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7, 335-351.
- Rees, W. 2004. Waking the sleepwalkers – globalization and sustainability: conflict or convergence. In W. Chesworth, M. Moss, V. Thomas (eds) “The Human Ecological Footprint”, 1-34 pp. Faculty of Environmental Sciences, University of Guelph, Canada. 2002 p.
- Renberg, I., Persson, M.W., Emteryd, O. 1994. Atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368, 323-326.
- Rochette Cordeiro, A.M. 1992. O homem e o meio no Holocénico português. *Mediterrâneo* 1, 89-109.
- Ruddiman, W.F. 2003. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *Climatic Change* 61, 261-293.
- Ruddiman, W.F., Guo, Z., Zhou, X., Wu, H., Yu, Y. 2008. Early rice farming and anomalous methane trends. *Quaternary Science Reviews* 27, 1291-1295.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Gehrt, E., Kögel-Knabner, I. 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science* 50, 351-365.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Jäger, C. 2002. Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: black chernozemic soils on Central Europe originate from ancient biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 1123. doi:10.1029/2002GB001939
- Semmel, A. 1995. Bodenkundliche Hinweise auf Ackernutzung und intensive Bodenerosion um 8000 BP im Rhein-Main-Gebiet. *Archäologisches Korrespondenzblatt* 25, 157-163.
- Shotyk, W., 1996. Peat bog archives of atmospheric metal deposition: geochemical evaluation of peat profiles, natural variations in metal concentrations and metal enrichment factors. *Environmental Reviews* 4, 149-183.
- Skjemstad, J.O., Clarke, P., Taylor, J.A., Oades, J.M., McClure, S.G. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research* 34, 251-271.
- Skjemstad, J.O., Reicosky, D.C., Wilts, A.R., McGowan, J.A. 2002. Charcoal carbon in US agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1249-1255.
- Thomas, E.R., Wolff, E.W., Mulaney, R., Steffensen, J.P., Johnsen, S.J., Arrowsmith, C., White, J.W.C., Vaughn, B., Popp, T. 2007. The 8.2 ka event from Greenland in ice cores. *Quaternary Science Reviews* 26, 70-81.
- Tinner, W., Hubschmid, P., Wehrli, M., Ammann, B., Conedera, M. 1999. Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. *Journal of Ecology* 87, 273-289.

- Van Geel, B., Heusser, C.J., Rensen, H., Schuurmans, C.J.E. 2000. Climatic change in Chile at around 2700 BP and global evidence for solar forcing: a hypothesis. *The Holocene* 10, 659-664.
- Weiss, H., Courty, M-A., Wetterstrom, W. Guichard, F., Senior, L., Meadow, R., Curnow, A. 1993. The genesis and collapse of Third Millennium North Mesopotamian civilization. *Science* 261, 995-1004.
- Werner, B.T., McNamara, D.E. 2007. Dynamics of coupled human-landscape systems. *Geomorphology* 91, 393-407.
- Osler G.H. (2003) Impact of fauna on chemical transformations in soil. In: *Soil Biological Fertility*. Abbott L.K., Murphy D. (Eds.) Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 17-35.
- Thomas D. (1989). *Arid Zone Geomorphology*. Ed. Belhaven Press, London, 372 pp.

# CAMBIOS EN LA BIODIVERSIDAD MICROBIANA E INTERACCIONES DE HERBICIDAS EN UN SUELO ENMENDADO CON VERMICOMPOST DE ALPERUJO

J.M. Castillo-Díaz<sup>1</sup>, F. Martin-Laurent<sup>2</sup>, R. Nogales<sup>1</sup>, E. Romero<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dpto Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, c/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada, España. [Jeanmanuel.castillo@eez.csic.es](mailto:Jeanmanuel.castillo@eez.csic.es), [rnogales@eez.csic.es](mailto:rnogales@eez.csic.es), [eromero@eez.csic.es](mailto:eromero@eez.csic.es)

<sup>2</sup> Microbiologie et Géochimie des Sols UMR-INRA, Rue Sully 17, Dijon, France. [Fabrice.Martin@dijon.inra.fr](mailto:Fabrice.Martin@dijon.inra.fr)

## INTRODUCCIÓN

El vermicompostaje es una biotecnología que permite el reciclado de residuos orgánicos y la obtención enmiendas estables y maduras “vermicomposts” para su uso en agricultura o con fines biorecuperadores de suelos contaminados. Los vermicomposts obtenidos se caracterizan por tener una amplia y diversa comunidad de bacterias, hongos y actinomicetos (Nogales et al., 2008), aunque las poblaciones microbianas de estos enmendantes están escasamente estudiadas. Por ello, es de esperar que su aplicación puede modificar la biodiversidad y estructura de la comunidad microbiana del suelo, e influir, a su vez, en la degradación y distribución de los plaguicidas a otros compartimentos medioambientales con los que el suelo esta interrelacionado (Fernández Bayo y col., 2007). Este estudio se ha desarrollado para comprender como la enmienda con vermicompost de alperujo influye sobre la biota del suelo y sobre las interacciones de herbicidas (diuron como modelo) en este medio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó la capa arable de un Cambisol calcarico de la provincia de Granada cuyas principales características fueron: textura arcillo-limosa, pH: 7.6, COT: 18 g kg<sup>-1</sup>, C/N: 8, CIC: 22.7 cmolc kg<sup>-1</sup> y CO<sub>3</sub>Ca: 430 g kg<sup>-1</sup>. El proceso de vermicompostaje se realizó a escala piloto, a partir de una mezcla de alperujo y estiércol ovino (4:1), durante 6 meses, dejando posteriormente 2 meses de maduración y secado. Las principales características del vermicompost obtenido fueron: pH: 8.6, CE: 2.5 dS m<sup>-1</sup>, COT: 292 g kg<sup>-1</sup>, AH: 7.5 g kg<sup>-1</sup>, C/N: 15. El suelo natural o enmendado con vermicompost de alperujo se preincubó durante 6 meses. La enmienda con vermicompost se realizó a razón de un 5% al inicio y a los 3 meses del periodo de preincubación para simular condiciones de campo. Al final del periodo de preincubación el suelo enmendado presentó un contenido en carbono total de 33 g kg<sup>-1</sup> % y una CIC de 27 cmolc kg<sup>-1</sup>. Posteriormente, ambos suelos fueron tratados con 3 mg kg<sup>-1</sup> de diuron (3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilurea), volviéndose a incubar durante 3 meses y tomándose durante este periodo muestras secuenciales de ellos. En estas muestras se realizaron los siguientes análisis: extracción y análisis de diuron (Romero et al., 2006), actividad deshidrogenasa (García et al, 1997) y biodiversidad microbiana, previa extracción del DNA y posterior cuantificación mediante PCR cuantitativa (qPCR) y estudio la estructura genética de las comunidades microbianas por ARISA (Martin-Laurent., 2001)

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis estadístico de los resultados obtenidos durante la incubación indica que la biodiversidad bacteriana es mayor en los suelos enmendados con vermicompost y tratados posteriormente con diuron. Estos resultados se correlacionan con la actividad deshidrogenasa y la abundancia bacteriana determinada mediante qPCR, en especial a los 10 días de incubación. De igual modo, y mediante el análisis de componentes principales (ACP) del número de bandas suministrado por ARISA, se puso de manifiesto que la gran variabilidad de los datos está relacionado con el gran número de bandas a los 10 días de incubación para los suelos enmendados y tratados con diuron. Sin embargo, aunque hay un cambio en la biodiversidad bacteriana en los suelos enmendados orgánicamente y tratados con diuron, no existe una correlación significativa ( $P \leq 0.05$ ) con la pérdida del herbicida al final del periodo de incubación. Pese a ello, se encontraron apreciables diferencias en la disponibilidad de los residuos de diuron en el suelo inducidos por la incorporación del vermicompost de alperujo.

## CONCLUSIONES

La aplicación de una doble enmienda al 5% de vermicompost de alperujo al suelo tiene un efecto positivo sobre la biodiversidad microbiana y sobre la disponibilidad de los residuos de diuron, aunque ello no se correlaciona con la pérdida del herbicida al final del periodo de incubación.

**Agradecimientos:** Estudio financiado por CICYT, proyecto CMT2006-12214.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fernández-Bayo, J.D., Nogales, R., Romero, E. (2007). Improved retention of imidacloprid (Confidor®) in soils by adding vermicompost from spent grape marc. *Sci. Total Environ.* 378: 95–100.
- García, C., Hernández, M.T., Costa, F.O (1997). Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun Soil Sci. Plant Anal.* 28: 123–134.
- Martin-Laurent, F., Philippot, L., Hallet, S., Chaussod, R., Germon, J.C., Saulas, G., Catroux, G., 2001. Old bias for new microbial diversity analysis methods. *Applied and Environmental Microbiology.* 67, 2354-2359.
- Nogales, R., Domínguez, J. y Mato, S. (2008). Vermicompostaje. En: *Compostaje*. Moreno, J., Moral, R. Mundi-Prensa. 187-208
- Romero, E., Salido, A., Cifuentes, C., Fernández, J.D., Nogales, R. (2006). Effect of vermicomposting process on pesticide sorption capability by agroindustrial wastes. *Int. J. Environ. An. Chem.* 86: 289-297.

# **CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO TRAS LA REFORESTACIÓN CON PINUS HALEPENSIS EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS**

**N. García<sup>1</sup>, N. Rodríguez<sup>2</sup>, J.I. Querejeta<sup>1</sup>, J. Albaladejo<sup>1</sup> y M. Martínez-Mena<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). mmena@cebas.csic.es*

<sup>2</sup> *Departamento de Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna*

## **INTRODUCCIÓN**

La captura de carbono en vegetación y suelos es una de las opciones más importantes para aminorar el cambio climático debido al enriquecimiento en la atmósfera en CO<sub>2</sub>. Es un hecho ampliamente demostrado que los cambios de uso afectan a la actuación del suelo como fuente o sumidero de C, acelerando o mitigando respectivamente, el cambio climático. Sin embargo, no se tiene un conocimiento adecuado de los mecanismos de estabilización del carbono orgánico del suelo y su interdependencia con los cambios de uso. Una de las técnicas que se han venido aplicando de forma extendida para controlar la erosión y restaurar áreas degradadas es la reforestación. Estas actuaciones de reforestación modifican el ciclo terrestre del C en relación a los ecosistemas naturales, pero no se tiene un conocimiento suficiente sobre la eficacia de las mismas desde el punto de vista del secuestro de carbono. El objetivo del presente trabajo es cuantificar los cambios en el contenido y tipos de carbono (fracción ligera y pesada) en el suelo y el C en la biomasa en un ecosistema antropizado donde se realizaron actuaciones de reforestación hace 16 años frente a un ecosistema natural que servirá como referente.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El área experimental se halla localizada en la finca “El Aguilucho”, zona situada en la Sierra de Carrascoy (Murcia), donde se llevó a cabo hace dieciséis años una actuación de reforestación aplicando distintas técnicas. El suelo predominante en la zona es un Calciorthid Xérollico, el clima es mediterráneo semiárido, con una precipitación alrededor de 300 mm, temperatura media anual de 18 °C y una evapotranspiración potencial anual que alcanza los 900-1000 mm anuales.

El diseño experimental fue de tipo Split-plot (Snedecor y Cochran, 1989) con cuatro bloques de repetición para cada tipo de tratamiento: a) aterrazado mecánico con adición de enmienda orgánica (TRS) y plantación de *Pinus halepensis*, b) aterrazado mecánico sin adición de enmienda orgánica (TR) y plantación de *Pinus halepensis* y c) control, ecosistema en su estado natural actual que nos sirvió de referencia. Tras 16 años se tomaron muestras de la capa más superficial del suelo (0-5cm) en distintas posiciones dentro de cada bloque en los tratamientos con terrazas (interior, línea de repoblación y exterior), y en dos posiciones en la parcela control (bajo vegetación y en suelo desnudo). Se estimó el carbono orgánico total mediante oxidación con dicromato potásico en medio ácido (Yeomans y Bremner, 1988). Los distintos pools de carbono (fracción ligera y pesada) se obtuvieron mediante fraccionamiento físico por densidad (Echevarria, 2004). El stock de carbono en la biomasa se obtuvo mediante un método destructivo para las herbáceas y matorral

y mediante ecuaciones alométricas para los pinos. Otros análisis realizados fueron textura (analyzer de partículas laser) y densidad aparente del suelo (Burke et al., 1986).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares muestran que entre el control y el aterrazado con adición de enmienda orgánica no existen diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total del suelo ( $1,84 \pm 0,6$  y  $2,00 \pm 0,9$  % de COT respectivamente). Sin embargo, si se han encontrado diferencias significativas entre éstas y la parcela aterrazada sin enmienda orgánica, siendo en ésta inferiores los valores de COT ( $1,32 \pm 0,8$ ).

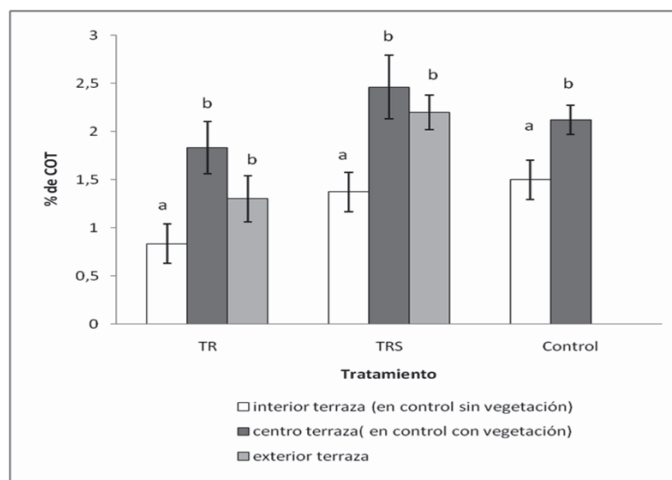


Figura 1. Contenido de COT (%) en cada tratamiento y localización

Tal como muestra la figura 1 se han observado diferencias dentro de cada tratamiento dependiendo de la localización de la muestra. En general los valores de CO son significativamente más altos en los puntos donde la cubierta vegetal fue mayor (parte central y exterior de las terrazas y zonas bajo vegetación en el control).

Los cambios en el contenido de carbono en el suelo en los distintos tratamientos son consistentes con los resultados obtenidos en la densidad aparente del suelo donde se observan valores significativamente menores en la terraza con enmienda orgánica ( $1,05 \pm 0,21$  g cm<sup>-3</sup>). y control ( $1,10 \pm 0,19$  g cm<sup>-3</sup>) frente a la terraza sin enmienda orgánica ( $1,22 \pm 0,20$  g cm<sup>-3</sup>). El efecto del aterrazamiento en los suelos también se ha reflejado en las características texturales. Así, los suelos aterrazados presentan contenidos de arena significativamente menores ( $44,04 \pm 10,89$  TRS y  $49,86 \pm 12,73$  TR) que la zona control de referencia ( $57,81 \pm 11,69$ ).

## CONCLUSIONES

Los resultados preliminares, en cuanto al stock de carbono en el suelo mostraron que el aterrazamiento mecánico provocó una disminución del mismo, probablemente por el efecto de

la remoción del suelo y ruptura de los agregados quedando el carbono expuesto a una mineralización más intensa. La adición de la enmienda orgánica al suelo contrarresta los efectos negativos del aterrazado aumentando el contenido en carbono orgánico total del suelo en un 51%.

Los resultados finales de este trabajo, una vez conozcamos el tipo de carbono predominante en cada tratamiento así como el stock de carbono en la vegetación nos permitirá concluir cual de los tratamientos es más eficaz desde el punto de vista del secuestro de carbono.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Burke, W. ,Gabriels, D. Y Bouma, J. 1986. Bulk density. In Klute A. (Editor). Methods of Soil Analysis. Part I. Am. Soc. Agron. Madison, WI, 363-376.
- Echeverría ME, Markewitz D, Morris LA, Ronald LH (2004) Soil organic matter fractions under managed pine plantations of the southeast USA. Soil Science Society of America Journal 68:950-958.
- Snedecor, G. W. & G. Cochran. 1989. Statistical methods, 8<sup>th</sup> Edition. Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Yeomans, J. C. & Bremner. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Commun Soil Sci. Plant. 19: 1467-1476.





## RESERVA DE CARBONO EN LOS SUELOS DE APOLOBAMBA (BOLIVIA): BIODIVERSIDAD EN PRADERAS DE ALTURA

M.A. Muñoz, A. Faz

*Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203 Cartagena. Murcia. España. mangel.es@upct.es*

### INTRODUCCIÓN

El Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (ANMIN-A), situada al Norte de La Paz en Bolivia, engloba praderas de altura que superan los 4000 m.s.n.m, con especies protegidas como la vicuña (*Vicugna vicugna*), de la familia de los camélidos, constituyendo un ejemplo de manejo sostenible de la biodiversidad por comunidades indígenas, con índices de pobreza que superan el 98%. En muchos casos, estos ecosistemas están degradados como consecuencia de una presión excesiva por sobrepastoreo (Rocha y Saenz, 2003).

El Protocolo de Kyoto reconoce las reservas de C del suelo en praderas como instrumento para luchar contra los gases de efecto invernadero. La técnica de medida de  $^{13}\text{C}$ -RMN es utilizada para determinar la distribución de algunas formas de C evitando la destrucción o separación físico-química (Preston, 1996). Los objetivos de este estudio fueron: la cuantificación de los contenidos y calidad del COS y el nivel de degradación de la MOS, considerando la población de vicuñas en Apolobamba.

### MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está caracterizada por un clima del suelo údico y frígido (USDA, 2006), con temperatura media anual de 4,5 °C y 505 mm de precipitación. Se seleccionaron ocho zonas de estudio, en función de la población de vicuñas: Ulla-Ulla y Killu (densidad baja), Ucha-Ucha y Wakampata (densidad media), Sucondori y Caballchiñuni (densidad alta) y Puyo-Puyo y Japu (densidad muy alta). Se tomó un perfil de suelo representativo en cada zona y tres parcelas de 5x5 m, con tres réplicas por parcela superficiales (0-5 cm) y subsuperficiales (5-15 cm). Se determinó carbono orgánico total (TOC Analyzer Shimadzu 5000) y Nitrógeno Total (Duchafour, 1970). La técnica  $^{13}\text{C}$  RMN-CP se empleó en las parcelas A (RMN Varian Unity 300), considerando las regiones químicas establecidas por Faz *et al.* (2002). Los resultados fueron discutidos a través de un análisis estadístico.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos fueron clasificados como Entisoles (subordenes Psamments, Orthents y Aquent) y Mollisoles, suborden Udolls, (USDA, 2006) y Regosoles (subordenes Arénico, Háplico y Gleyco) y Phaeozems, suborden Háplico, (FAO-ISRIC-ISSS, 2006). El perfil de Ulla-Ulla presentaba la menor cantidad de COT, mientras que las zonas de Wakampata y Puyo-Puyo, exhibían los máximos contenidos, tanto en el perfil como en las parcelas, provenientes de la pradera de *Pycnophyllum* (Muñoz y Faz, 2009). Destacaba el equilibrio generalizado entre los

procesos de humificación y mineralización, según el valor de la relación C/N. Los resultados del análisis de  $^{13}\text{C}$ -RMN-CP pusieron de manifiesto que en Wakampata y Japu existía mayor cantidad de polisacáridos, considerando los porcentajes de C-O-alquílico, por lo que la fauna microbiana podría degradar más fácilmente la MOS. Por otro lado, los porcentajes más elevados de C-carboxílico en Ulla-Ulla o Caballchiñuni, indicarían un ligero aumento del grado de oxidación de la MOS, lo que pondría de manifiesto cierta degradación del suelo (Kiem *et al.*, 2000). Además, según el ratio C-alquílico/C-O-alquílico, los procesos de degradación podrían ser más intensos en Ucha-Ucha o Ulla-Ulla, con peor calidad de la MOS (Webster *et al.*, 2000), como consecuencia de una mayor carga ganadera de camélidos domésticos.

## CONCLUSIONES

Ciertas zonas en Apolobamba son excelentes reservorios de carbono, de suma importancia en la lucha por la conservación del suelo y lucha contra el cambio climático; sin embargo, otras muestran signos de degradación considerando la calidad y cantidad del COS. Con el fin de mejorar el manejo sostenible de la vicuña y preservar las praderas de altura y su biodiversidad, es necesario desarrollar acciones de protección en las zonas más degradadas controlando el sobrepastoreo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Duchaufour, P. (1970). *Precis de Pedologie*. Masson. Paris. 481 pp.
- FAO-ISRIC-ISSS. (2006). *World Reference Base for Soil Resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication 103*. Rome, Italy. 128 pp.
- Faz, A., Mermut, A., Ortiz, R., Benke, M., Chatson, B. (2002).  $^{13}\text{C}$  CP/MAS-NMR spectra of organic matter as influenced by vegetation, climate and soil characteristics in soils from Murcia, Spain. *Canadian Journal Soil Science*, 82: 403-411.
- Kiem, R., Knicher, H., Körschens, M., Kögel-Knabner, I. (2000). Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by  $^{13}\text{C}$  NMR, spectroscopy and carbohydrate analysis. *Organic Geochemistry*, 31 (7-8): 655-668.
- Muñoz M.A., Faz A. (2009). Soil-plant conservation in the vicuña (*Vicugna vicugna*) habitat in Apolobamba, Bolivia: biodiversity in high altitude grasslands. In: *Land Degradation and Rehabilitation-Dryland Ecosystems*. A. Faz Cano; J. M. Arocena; A. R. Mermut; R. Ortiz Silla (eds). Catena Verlag Advances in Geology 40. Germany. In press.
- Preston, C. M. (1996). Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and perspectives. *Soil Science*, 161: 144-166.
- Rocha, O., Sáez, C. (2003). Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. *Uso pastoril en humedales altoandinos*. La Paz. 195 pp.
- USDA. (2006). *Keys to Soil Taxonomy*. Tenth Edition. Unites States Department of Agriculture-NRCS. Washington. 332 pp.
- Webster, E.A., Chudek, J.A., Hopkins, D.W. (2000). Carbon transformations during decomposition of different components of plant leaves in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 301-314.

# **SALINIZACIÓN DE SUELOS Y CAMBIO GLOBAL**

## **I. Pla Sentís**

*Universitat de Lleida. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Lleida. ipla@macs.udl.cat*

### **INTRODUCCIÓN**

Los beneficios derivados de la agricultura de regadío tradicionalmente no han sido sostenibles por el desarrollo de suelos afectados por sales, que conduce a una pérdida parcial o completa de la capacidad productiva de los suelos. Adicionalmente hay una creciente contribución de los efluentes, en especial de las aguas de drenaje, provenientes de los terrenos bajo riego, a la contaminación de suelos y aguas superficiales y subterráneas por sales, nitratos y otros contaminantes derivados del uso de productos orgánicos e inorgánicos en la agricultura de regadío. La creciente escasez y competencia por el uso de agua de calidad, y la creciente frecuencia de condiciones de sequía derivados del cambio global, y en especial de los cambios climáticos, obligan a una mayor eficiencia en el uso del agua para riego, que garantice al mismo tiempo una producción mayor y sostenible y la prevención de la salinización y contaminación de los suelos, aguas freáticas y efluentes. Para ello se requieren índices y modelos adecuados que nos permitan preestablecer las estrategias y alternativas de manejo del riego y del drenaje para poder cumplir con dichos objetivos.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

En este trabajo se hace una revisión y evaluación de los principales índices y modelos desarrollados en el pasado para deducir las condiciones para el manejo del riego y del drenaje con el objetivo de controlar la salinización de los suelos y aguas. En dicho análisis se incluyen factores y procesos hidrológicos, químicos y físico-químicos importantes en el desarrollo de suelos afectados por sales, y los efectos que sobre ellos pueden tener diferentes factores relacionados con el manejo del riego y del drenaje. A partir de ello se estudian y comparan los resultados obtenidos con el uso de modelos desarrollados por el autor, que han sido utilizados para diagnosticar las tendencias y los problemas de salinización y sodificación de suelos y aguas bajo muy variables condiciones de clima, suelos, aguas de riego y sistemas de riego y drenaje.

### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La utilización de los diferentes modelos estudiados, en cuanto al diagnóstico de problemas de afectación de suelos por sales bajo las diferentes condiciones evaluadas, llevaron a resultados que en algunos casos sobreestimaban o subestimaban dichos problemas, afectando con ello en forma significativa los requerimientos de riego y drenaje. En algunos casos no se diagnosticaron adecuadamente las tendencias a la sodificación de los suelos. Entre las principales causas de dichas deficiencias se identificaron la inadecuada consideración de parámetros hidrológicos o físico-químicos como los efectos del flujo preferencial de agua en el suelo, de la precipitación o disolución de sales en el suelo, de la consideración de la composición tanto catiónica como

aniónica de las sales en el agua de riego, etc. Los resultados obtenidos con el sistema de modelización alternativo estudiado, basado en balances hídricos que incluyen diferencias en el flujo del agua y de niveles freáticos, y en un balance de sales que incluye la interacción entre la composición del agua de riego, evapo-transpiración, precipitación y disolución de sales, reacciones de intercambio de cationes y propiedades hidrológicas del suelo, indican una mejor predicción de las tendencias y riesgos de desarrollo de salinidad y sodicidad en los suelos, bajo muy diferentes y variables condiciones agroecológicas.

## CONCLUSIONES

El sistema de modelización propuesto, basado tanto en procesos que afectan el balance hídrico como el balance de sales, permite una mayor precisión y flexibilidad que otros modelos teóricos o empíricos analizados en el presente trabajo, en el cálculo de los requerimientos de riego y drenaje para un control de la salinidad y sodicidad en suelos y aguas de drenaje. A partir de ello se pueden deducir alternativas de prácticas de manejo de riego y drenaje más eficientes para reducir los riesgos de problemas de salinización de los suelos bajo las cambiantes condiciones sociales y económicas y con los crecientes problemas ambientales y de uso competitivo de los decrecientes recursos hídricos de buena calidad asociados al cambio global.

## BIBLIOGRAFÍA

- Corwin D.L., Rhoades J.D. Simunek J. (2007). Leaching requirement for soil salinity control: Steady state versus transient models. *Agric. Water Manage.* 90: 165-180.
- De Paz J.M., Visconti F., Zapata R., Sánchez J. (2004). Integration of two simple models in a geographical information system to evaluate salinization risk in irrigated land of the Valencian Community, Spain. *Soil Use and Management* 20:333-342.
- FAO. (1985). *Water Quality for Agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29. Rev1.* Roma.
- Letey J. (2007). Guidelines for irrigation management of saline waters are overly conservative. In: *Wastewater Reuse-Risk Assessment, Decision Making and Environmental Security.* M.K. Zaidi (ed). Springer. 205-218.
- Oosterbaan R.J. (1997). Saltmod: A tool for interweaving of irrigation and drainage for salinity control. In: *Towards integration of irrigation and drainage management.* W.B. Snellen (ed). ILRI Special report. 41-43. Wageningen. The Netherlands.
- Pla I. (1997). Evaluación de los procesos de salinización de suelos bajo riego. *Edafología. Edición especial 50 aniversario SECS.* SECS. 241-267.

# CARBONES COMO BIOINDICADORES EDÁFICOS Y CLIMÁTICOS EN EL ÚLTIMO CICLO GLACIAL

E. Badal<sup>1</sup>, Y. Carrión<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Depto. Prehistòria i Arqueologia, Universitat de València. Ernestina.badal@uv.es

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), CSIC. Yolanda.carrión@uv.es

## INTRODUCCIÓN

Los suelos contienen restos bióticos del momento en que se formaron, entre ellos, los restos vegetales, que nos hablan de la cubierta vegetal existente en un momento del pasado. Esta vegetación es deudora de las condiciones climáticas y edáficas imperantes. Ante procesos de cambio global, la desaparición y migración de especies se ha documentado en diversos momentos a lo largo del Cuaternario. Presentamos algunos bioindicadores climáticos y edáficos, que muestran los cambios ocurridos en la vegetación Mediterránea de la península Ibérica durante el último ciclo glacial (tránsito Pleistoceno-Holoceno).

## MATERIALES Y MÉTODOS

La Antracología estudia los carbones que se encuentra en niveles arqueológicos o naturales (Badal et al., 2003). Estos carbones preservan la estructura anatómica de la madera, que permite la identificación de las especies. Además, tienen la ventaja de que pueden ser asociados a un contexto crono-cultural preciso y datados directamente por radiocarbono, lo que permite trazar mapas de la distribución de las especies en el pasado, así como los cambios del clima y de la vegetación.

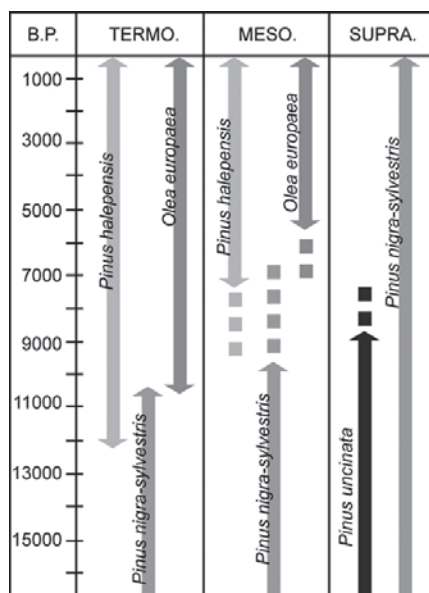
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El máximo frío glacial del Cuaternario o Pleniglacial (entre *ca.* 20000 y 16000 BP) conllevó un descenso en altitud y latitud de los pisos bioclimáticos y con ellos, de la fauna y la flora asociada. Además, el nivel del mar se situó del orden de 100 m. por debajo de la cota actual, generando amplias zonas continentales emergidas. Un bioindicador de estas fluctuaciones marinas es el pino piñonero (Badal, 1998), que tiene unas preferencias edáficas muy marcadas y se asocia frecuentemente a dunas y suelos arenosos costeros, siendo buen indicador de la localización de la línea de costa en la península durante los periodos glaciales. La permanencia de ésta y de otras especies de preferencias cálidas en enclaves del sur peninsular (Cueva de Nerja en Málaga, Gorham's Cave en Gibraltar) durante los periodos fríos ha llevado a plantear la existencia en esta zona de refugios de vegetación.

En otras regiones, las secuencias antracológicas de yacimientos localizados en el actual piso termomediterráneo registran, para el máximo glacial, una vegetación abierta dominada por matorrales xéricos, enebros y pinos de montaña (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*) (Badal y Carrión, 2001), que hoy crecen en condiciones supra o mesomediterráneas. En estos momentos, se documentan procesos erosivos globales, ya que los suelos estaban más desprotegidos por la vegetación abierta.

A partir del ca. 16000 BP se detecta un cambio climático global con aumento de temperaturas y precipitaciones. La vegetación responde colonizando los suelos empobrecidos con formaciones heliófilas de enebros y sabinas, que son dominantes aproximadamente entre el 16000 y el 11000 BP, en yacimientos como Cendres (Teulada), Santa Maira (Castell de Castells) o el Tossal de la Roca (Vall d'Alcalà).

Otros indicadores de la respuesta de la vegetación al calentamiento global son la recuperación progresiva del estrato arbóreo de frondosas y la aparición de las curvas constantes de especies termófilas, como *Quercus perennifolia* en ca. 15800 BP en la Cova de les Cendres y *Olea europaea* en ca. 10860 BP en la Cueva de Nerja, entre otras, como se muestra en la Figura 1:



## CONCLUSIONES

Durante el Pleniglacial, los pinos de montaña (*P. nigra*, *P. sylvestris*) descendieron del orden de 1000 m de altitud. Por tanto, éstos son buenos indicadores de los pisos bioclimáticos en el Cuaternario reciente. Las fases de vegetación pionera vienen marcadas por la presencia dominante de *Juniperus* en muchas secuencias. Hace ca. 11000 BP se alcanzó la configuración biogeográfica similar a la actual, con *Olea*, *Pistacea*, *Quercus*, en las zonas más cálidas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Badal, E. (1998) El interés económico del pino piñonero para los habitantes de la Cueva de Nerja. In: Las culturas del Pleistoceno superior en Andalucía. Sanchidrián, J.L., Simón, M.D. (Eds.) Patronato de la cueva de Nerja. Málaga. 287-300.
- Badal, E, Carrión, Y. (2001) Del glaciar al interglaciar: los paisajes vegetales a partir de los restos carbonizados en las cuevas de Alicante. In: De Neandertales a Cromañones. El inicio del poblamiento humano en tierras valencianas. Villaverde, V. (Ed.) Universitat de València. 21-40.
- Badal E., Carrión, Y., Rivera, D, Uzquiano, P. (2003) La arqueobotánica en cuevas y abrigos: objetivos y métodos de muestreo. In: La recogida de muestras en arqueobotánica: objetivos y propuestas metodológicas. Buxó R., Piqué R. (Eds.) Museu d'Arqueologia de Catalunya. Barcelona. 19-29.

# VARIABILIDAD DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS

C. Oyonarte<sup>1</sup>, A. Rey<sup>2</sup>, I. Miralles<sup>2</sup>, J. Medeiros<sup>2</sup>, P. Escribano<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dpto. Edafología. Universidad de Almería. 04120 Almería. coyonart@ual.es

<sup>2</sup> Estación Experimental Zonas Áridas. CSIC 04007 Almería

## INTRODUCCIÓN

El suelo es el principal reservorio de carbono en ecosistemas terrestres, y su respiración el principal proceso de intercambio de CO<sub>2</sub> suelo-atmósfera. Su importancia en el cambio climático ha despertado el interés sobre el proceso, pero en ecosistemas áridos no ha sido suficientemente estudiado. El objetivo es caracterizar la respiración del suelo en estos ecosistemas, y analizar los factores ambientales que la controlan.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En el ámbito del P.N. Cabo de Gata-Níjar (Almería), se realizó un muestreo estratificado al azar para seleccionar cuatro parcelas (10x10m) por cada uno de los seis ecosistemas seleccionados. En cada parcela se colocaron anillos (cuatro réplicas) para medir la respiración del suelo (RS) en dos tipos de cubiertas: bajo planta (BP) y suelo sin cubierta vegetal (SC). El flujo se determinó en condiciones ambientales contrastadas: máximo estrés (verano), y mejor periodo de crecimiento (primavera). Se utilizó un analizador infrarrojos (PP-system) para las medidas de RS, y simultáneamente se midió la temperatura y humedad del suelo en cada anillo. Se determinaron propiedades edáficas y cuantificaron tipos de cubierta en las parcelas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de la respiración del suelo bajo las diferentes cubiertas se recogen en la Tabla 1. El flujo varía principalmente con la estación, y en menor medida con el tipo de ecosistema. La diferencias de respiración entre cubiertas son mínimas, y el flujo es mayor en una u otra según las condiciones edafoclimáticas. Los resultados de la Tabla 2 indican que RS y humedad varían de forma paralela: durante el verano los valores más altos se producen en SC, mientras que en primavera son mayores en BP. Diferencias de flujo se explican por las condiciones de humedad, y resultan poco sensible a cambios de T<sup>a</sup>. Es de destacar la importancia de la fracción de respiración heterótrofa (flujo SC) frente a la autótrofa (flujo BP-flujo SC), esta última apenas representa el 7% de la RS en las mejores condiciones de crecimiento, muy por debajo de los valores encontrados en la bibliografía. Las propiedades del suelo ejercen un control de la RS en condiciones de estrés hídrico, pero resulta limitado durante la primavera (Tabla 3). Durante el verano las propiedades texturales influyen en el sentido esperado, no así la fracción orgánica donde los resultados muestran que el flujo se incrementa al disminuir el CO y bajar la CN. El tipo de cubierta no modifica el control de las propiedades del suelo sobre la RS, sólo es algo menor bajo planta.



Tabla1. Respiración del suelo en ecosistemas áridos. Valores medios ( $\pm$ desviación estandar) expresados en  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . n = 16

	Ecotopo <sup>(1)</sup>	Verano		Primavera	
		SC	BP	SC	BP
Uso forestal	AT_CAL	0.25 $\pm$ 0.12 <sup>a</sup>	0.23 $\pm$ 0.07 <sup>a</sup>	2.01 $\pm$ 0.48 <sup>ab</sup>	1.92 $\pm$ 0.30 <sup>a</sup>
	MT_ESQ	0.91 $\pm$ 0.34 <sup>b</sup>	0.68 $\pm$ 0.36 <sup>b</sup>	1.97 $\pm$ 0.96 <sup>ab</sup>	2.17 $\pm$ 0.79 <sup>a</sup>
	MT_VOL	0.31 $\pm$ 0.09 <sup>a</sup>	0.23 $\pm$ 0.11 <sup>a</sup>	2.08 $\pm$ 0.90 <sup>b</sup>	2.48 $\pm$ 0.99 <sup>a</sup>
	PD_CAL	0.41 $\pm$ 0.19 <sup>a</sup>	0.23 $\pm$ 0.06 <sup>a</sup>	1.76 $\pm$ 0.85 <sup>a</sup>	2.01 $\pm$ 0.37 <sup>a</sup>
Uso Agrícola	PD_VOL	0.42 $\pm$ 0.17 <sup>a</sup>		2.22 $\pm$ 0.54 <sup>b</sup>	
	PD_CAL	0.35 $\pm$ 0.12 <sup>a</sup>		1.30 $\pm$ 0.83 <sup>a</sup>	
<b>Test ANOVA<sup>(3)</sup></b> (factor ecotopo)		13,0 (0.0000)	14,3 (0.0000)	1,5 (0.1862)	1,13 (0.3567)

<sup>(1)</sup>Tipos de ecosistema: AT\_CAL: altiplanicie calcárea; MT\_ESQ: montaña esquistos; MT\_VOL: montaña volcánica; PD\_CAL: piedemonte calcáreo; PD: piedemonte volcánico. <sup>(2)</sup> Test ANOVA según tipo de ecotopo, Se muestra la F-ratio y ( p-value)

Tabla 2. Valores medios de respiración, humedad y temperatura por estaciones. n=150

	Verano			Primavera		
	SC <sup>(1)</sup>	BP	Test ANOVA <sup>(3)</sup>	SC	BP	Test ANOVA <sup>(3)</sup>
Flujo RS (2)	0.46 $\pm$ 0.03	0.33 $\pm$ 0.04	5.89*	1.79 $\pm$ 0.08	1.92 $\pm$ 0.09	5.97*
Humedad (%)	1.07 $\pm$ 0.10	0.54 $\pm$ 0.12	11.27***	6.24 $\pm$ 0.54	9.20 $\pm$ 0.65	12.1***
Temperatura (°C)	32.8 $\pm$ 0.5	29.6 $\pm$ 0.6	19.46***	29.4 $\pm$ 0.5	22.6 $\pm$ 0.6	90.9***

<sup>(1)</sup>Tipos de cubierta: SC: suelo sin cubierta; BP: bajo planta. <sup>(2)</sup>RS: Flujo respiración ( $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ). <sup>(3)</sup> Resultados test ANOVA, factor: tipo de cubierta, se muestra el valor de la F-ratio, el asterisco indica grado de significación: \* al 95%, \*\*\* 1 %

Tabla 3. Matriz de correlaciones entre las variables del suelo y las cubiertas. Intensidad del sombreado indica grado de significación, al 90, 95 y 99%, en blanco los no significativos

	CO <sup>(1)</sup>	CN	Arena	Arcilla	pH	CO <sub>3</sub> =	CV	Suelo	Roca
<b>Flujo V_s</b>	-0.5515	-0.5839	0.4370	-0.6324	0.1380	-0.3441	-0.1019	0.1475	0.5065
<b>Flujo V_p</b>	-0.4768	-0.6040	0.4285	-0.6039	0.1781	-0.2910	-0.0215	0.1043	0.5543
<b>Flujo P_s</b>	0.4291	0.1766	-0.0926	0.0118	-0.1239	-0.0916	0.3226	-0.5048	0.2128
<b>Flujo P_p</b>	0.0242	0.1044	0.0865	-0.0549	-0.2198	-0.4287	0.1961	-0.1884	0.0797

n=16 datos. <sup>(1)</sup> Variables: CO: carbono orgánico; CV: cobertura vegetal; S: suelo+grava; Roca: afloramiento rocoso; Flujo V\_: flujo en verano; Flujo P\_: primavera; \_s: suelo; \_p: planta

## CONCLUSIONES

En estos ecosistemas la respiración del suelo está controlada por las condiciones de humedad en mayor medida que por la T<sup>a</sup>, aspecto importante para la interpretación de los efectos del cambio climático. Factores locales (suelos o tipo de cubierta) muestran menor influencia, pero los resultados apuntan a que diferencias de RS en situación de estrés podrían ser interpretadas como indicador del estado de los ecosistemas.

# ESTIMACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA HUMEDAD DEL SUELO DESDE EL ESPACIO. MISIÓN SMOS DE LA AGENCIA ESPACIAL EUROPEA

E. López-Baeza<sup>1,2</sup>, M.C. Antolín<sup>2</sup>, A. Cano<sup>1</sup>, S. Juglea<sup>3</sup>, Y.H. Kerr<sup>3</sup>, C. Millán-Scheiding<sup>2</sup>, K. Saleh<sup>4</sup>, J.-P. Wigneron<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Valencia. c/Dr Moliner, 50, Burjassot, 46100 Valencia. ernesto.lopez@uv.es, aurelio.cano@uv.es

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), Camí de la Marjal, s/n, 46470 Albal, Valencia.

M.carmen.antolin@uv.es, cristina.millan@uv.es

<sup>3</sup> Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), 18 av. Edouard Belin, bpi 2801, 31401 Toulouse cedex 9, France. juglea@cesbio.cnes.fr, yann.kerr@cesbio.cnes.fr

<sup>4</sup> University of Cambridge, Downing Place, Cambridge CB2 3EN, United Kingdom. kauzar.saleh@geog.cam.ac.uk

<sup>5</sup> Institut National de la Recherche Agronomique, 71, Avenue Edouard Bourlaux 33140 Villenave d'Ornon, France. wigneron@bordeaux.inra.fr

## INTRODUCCIÓN

La Misión SMOS es la segunda Misión de Oportunidad de los Exploradores de Tierra desarrollada como parte del Programa *Living Planet* de ESA. El radiómetro MIRAS (*Microwave Imaging Radiometer with Aperture Synthesis*), instrumento principal a bordo de SMOS, observará la temperatura de brillo emitida por la Tierra en banda L (1.4–1.427 GHz) con una resolución de 40 km, a partir de la cual podrá obtenerse la humedad del suelo. Desde el comienzo de SMOS, en 1998, la zona de referencia de la *Valencia Anchor Station* (VAS) está siendo estudiada y caracterizada mediante diferentes actividades de campo, muchas de ellas, precisamente relacionadas con la preparación de las operaciones de SMOS.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Un equipo internacional de científicos de SMOS coordinados por el *Grupo de Climatología desde Satélites* de la Universidad de Valencia desarrolla actividades específicas de validación de productos de tierra de SMOS en la zona de la VAS, por sus características especiales razonablemente homogéneas en cuanto a clima, topografía, tipos y usos del suelo, etc. Básicamente, la metodología del proyecto (Lopez-Baeza, 2005) consiste en desarrollar una red de medida de la humedad del suelo, estratégicamente definida sobre una zona de control y el uso de técnicas de teledetección y modelos fiables para extrapolar estas medidas a una zona del tamaño aproximado de un pixel de SMOS. En esta zona de control de 10 x 10 km<sup>2</sup> se han definido unidades fisiológicas atendiendo a criterios climáticos, de tipo de suelo, cobertura de vegetación, litología, geología, elevación, pendiente, etc. Las estaciones se comunican inalámbricamente con un puesto central accesible por internet.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cerca del lanzamiento de SMOS (Noviembre 2009), ESA diseñó el *Plan Experimental de la Campaña de Ensayo para la Validación de SMOS* (Bouzinac, 2008), que en la zona de control de la VAS se desarrolló del 19 Abril al 4 Mayo, 2008 para ensayar la ejecución de la Fase de

Comisionado de la Misión con todos los centros, instrumentos, participantes, estructuras, datos disponibles, etc., suponiéndolos todos preparados y tratando de reproducir lo más fielmente posible las condiciones inmediatas al lanzamiento del satélite. El objetivo fue comprobar la preparación y prontitud, coordinación conjunta y velocidad de las operaciones, para evitar al máximo cualquier deficiencia inesperada del plan y del procedimiento durante las campañas de la Fase de Comisionado real. Las medidas de suelo -adecuadamente referenciadas con GPS- se realizaron por 20 equipos de 5 personas cada uno utilizando vehículos todo terreno. Junto con las medidas de suelo, las operaciones aéreas se desarrollaron desde el avión de investigación Short Skyvan (*Helsinki University of Technology*).

En 2009, la VAS también sirvió como zona de estudio de la Campaña Científica Aerotransportada CAROLS (*Combined Airborne Radio- instruments for Ocean and Land Studies*) de CNES (27 Abril-28 Mayo). Los objetivos fueron: (i) Extensión de la definición de las unidades ambientales hasta una zona más extensa (~30 km x 50 km) (ii) Observación de firmas radiométricas de superficies nuevas, bosques más densos, zonas topográficamente más complejas, etc. (iii) Además, el vuelo de tránsito a través de Los Monegros, Zaragoza, proporcionaría información muy valiosa sobre el efecto de los suelos altamente salinos y yesosos en la señal radiométrica en banda L.

## CONCLUSIONES

La información que se está obteniendo de ambas campañas es muy valiosa desde el punto de vista científico para la caracterización específica de la VAS. La selección de los puntos fijos de muestreo mediante estaciones automáticas inalámbricas, necesariamente en número reducido, se está haciendo de forma que sus mediciones sean representativas de zonas más extensas, esperando poder extrapolarlas en su conjunto a una zona significativa a la escala de SMOS (pixel de referencia de SMOS).

## BIBLIOGRAFÍA

- Bouzinac C. et al. (2008). SMOS Validation Rehearsal Campaign Plan, ESA-ESTEC, Noordwijk, Netherlands, February 2008.
- López-Baeza E. (2005). Validation of SMOS Products over Mediterranean Ecosystem Vegetation at the Valencia Anchor Station Reference Area. ESA SMOS Cal/Val AO, ID 3252. Investigador Principal: E. López-Baeza.

# ESTRATEGIAS DE MUESTREO DE LA HUMEDAD DEL SUELO PARA LA CALIBRACIÓN / VALIDACIÓN DE SMOS (SOIL MOISTURE AND OCEAN SALINITY) EN LA ZONA DE LA VALENCIA ANCHOR STATION (VAS)

M.C. Antolín<sup>1,2</sup>; C. Millán-Scheiding<sup>1,2</sup>; E. Carbó<sup>1,2</sup>; E. López-Baeza<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), Camí de la Marjal, s/n, 46470 Albal, Valencia.  
m.carmen.antolin@uv.es, cristina.millan@uv.es, ester.carbo@uv.es

<sup>2</sup> Universitat de València. C/ Dr Moliner, 50, Burjassot, 46100 Valencia. Ernesto.Lopez@uv.es

## INTRODUCCIÓN

La Misión SMOS es una misión de oportunidad concebida como respuesta a la necesidad de la comunidad científica de obtener datos de humedad en los primeros cm de la superficie del suelo (y de salinidad del océano) para entender mejor el clima y el ciclo global del agua, siendo la primera misión espacial que se intenta en el mundo para medir estas dos variables con cobertura global y regularidad temporal. La *European Spacial Agency* prevé lanzar a finales de 2009 un minisatélite con un radiómetro interferométrico de microondas (MIRAS) que proporcionará mapas globales de estas dos variables al menos cada tres días (ESA, 2009). La calibración y validación de datos para cualquier misión de observación de la tierra necesita “simulacros” antes que la verdadera validación se lleve a cabo, después que el satélite sea lanzado. Estos ensayos conllevan la participación de muchos equipos e instrumentos, tanto sobre el terreno como en el aire, lo que supone un desafío logístico a la hora de recolectar la gran cantidad de datos necesarios. Al ser la humedad del suelo altamente variable, y depender de factores edáficos intrínsecos, y de externos, como vegetación o uso del suelo, pendiente, rugosidad del terreno, además de las condiciones climáticas, López-Baeza, E. & SMOS Cal/Val AO Project no.3252 Team (2008), es necesaria una estrategia de muestreo que integre estas variables y optimice la calibración/validación de los sensores remotos. La subdivisión del paisaje en unidades ambientales homogéneas se perfila como una buena herramienta para seleccionar los puntos de muestreo siguiendo un diseño aleatorio estratificado por clases.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han utilizado diferentes tipos de muestreo en las campañas aerotransportadas previas al lanzamiento del satélite. Para la Rehearsal Campaign (2008) se optó por la delimitación de un área de 100 km<sup>2</sup> dentro del píxel de referencia de SMOS donde se realizó una cartografía de unidades ambientales atendiendo a suelos, relieve, material geológico y uso o vegetación. La intensidad de muestreo se realizó a dos escalas, según la altura de vuelo del avión que transportaba los sensores, y cubrió toda el área de forma aleatoria estratificada. En la campaña CAROLS (2009) se optó por un muestreo aleatorio simple en un área de 1 km<sup>2</sup> dentro de cada unidad ambiental delimitada en un área de 25x37km<sup>2</sup>; un muestreo por transectos en el cuadrado de 10x10 km correspondiente a la campaña del año anterior, contenido en el área actual, y una selección de 10 puntos fijos, cercanos a 10 estaciones meteorológicas representativos de las diferentes unidades ambientales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han realizado mapas de humedad volumétrica ( $\theta m^3/m^3$ ) a partir de más de 10.000 datos en la Rehearsal Campaign y de más de 3.000 en la Campaña CAROLS.

En la Rehearsal Campaign, se ha obtenido un mapa de humedad asignando un valor medio de  $\theta/km^2$  y contrastado, comprobando su similitud, con el que se consigue utilizando los valores medios obtenidos en cada unidad ambiental delimitada. El mapa de humedad del suelo resultante de utilizar los datos de las unidades ambientales responde al obtenido por los sensores aerotransportados Saleh, K, & *SMOS Validation Rehearsal Team* (2008). En la campaña CAROLS, los datos de humedad correspondientes a cada  $km^2$ , representativo de las unidades ambientales, presentan una cierta homogeneidad, en función de la variabilidad interna de cada unidad ambiental lo que sugiere la posibilidad de extender sus medias a las unidades ambientales a las que representan. Los datos de humedad de los transectos establecidos en la subárea de  $10 \times 10 km^2$ , corroboran su similitud con los de las unidades ambientales a las que pertenecen y los puntos fijos seleccionados se muestran representativos de las situaciones a las que tipifican.

## CONCLUSIONES

Los diseños combinados de muestreo empleados han permitido estimar valores de humedad del suelo en grandes áreas y los mapas de humedad resultantes están correlacionados con los procedentes de los datos de los sensores aerotransportados, lo que confirma su utilidad en la calibración/validación de SMOS en la zona de la Valencia Anchor Station.

## BIBLIOGRAFÍA

- AGENCIA ESPACIAL EUROPEA (ESA).
- LÓPEZ-BAEZA, E. & SMOS Cal/Val AO Project no.3252 Team (2008): *Valencia Site Data Processing & Model Results*. Workshop of the SMOS Validation Rehearsal Campaign NH Conf. Centre Leeuwenhorst, Noordwijkerhout, Netherlands, 18-19 Nov.2008.
- SALEH, K. LOPEZ-BAEZA, E. CANO, A. MILLAN, C. ANTOLIN C. & *SMOS Validation Rehearsal Team* (2008) SMOS Validation Rehearsal Flights (EMIRAD) VALENCIA. SMOS meeting in Bordeaux. INRA, 30-31 October 2008.

# CAMBIOS DE USO DEL SUELO EN UN ESPACIO LITORAL PROTEGIDO: EL CASO DEL PNM DEL CLOT DE GALVANY (ELCHE)

I. Meléndez-Pastor, I. Gómez, J. Navarro-Pedreño, M.B. Almendro,  
J. Mataix-Solera, M.M. Jordán

*Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche. ignacio.gomez@umh.es*

## INTRODUCCIÓN

El Clot de Galvany y su entorno litoral albergan una gran diversidad geomorfológica, edáfica, faunística, florística y paisajística, además de atesorar cuantiosos valores socio-culturales. Sin embargo, especialmente en los últimos lustros, está sufriendo una desmesurada presión antrópica que amenaza su conservación. El establecimiento de figuras de protección como el Paraje Natural Municipal (PNM) del Clot de Galvany ha de contribuir de forma tangible a su preservación y restauración. Mediante el empleo de imágenes de teledetección multiespectral, se pretende analizar los cambios de usos del suelo y de cubiertas que ha experimentado el PNM en los últimos años.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron para los análisis escenas adquiridas por el sensor ASTER, el 27-07-2004, coincidente con un periodo con presencia de lámina de agua en el Clot de Galvany, y el 12-08-2007, coincidente con un periodo donde la principal lámina de agua del Clot de Galvany estaba ausente. El producto ASTER elegido fue AST-07, que mide reflectividad en superficie (JPL, 2001). Para asegurar la comparabilidad multi-temporal, se procedió a la georreferenciación de las imágenes ASTER, utilizando ortofotografías aéreas de 1m de resolución espacial y cartografía vectorial

Se realizó una clasificación no supervisada de usos del suelo/tipos de cubiertas mediante el algoritmo *k-means*, descrito detalladamente en Duda y Canty (2002). Antes de realizar la clasificación se aplicó una máscara a las imágenes ASTER delimitando los análisis al perímetro del PNM. Las clases resultantes de la clasificación no supervisada fueron etiquetadas conforme a las siguientes clases de usos del suelo/tipos de cubiertas: 1) vegetación halófitas, 2) aguas someras, 3) xerófitos herbáceos, 4) suelo desnudo arenoso, y 5) xerófitos arbustivos/árboles dispersos. Se evaluó la precisión de las clasificaciones mediante un muestreo aleatorio de píxeles, comparándose las clases de cubiertas obtenidas mediante el algoritmo *k-means*, en relación a las identificadas mediante la fotointerpretación de ortofotografías y observaciones de campo. La comparación entre los mapas de usos del suelo se realizó mediante una tabla de contingencia.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvo una precisión global superior al 85% para las clasificaciones de usos del suelo del 2004 y del 2007. En la tabla 1 se muestra la matriz de contingencia para comparar las clasificaciones de 2004 y 2007. El mayor cambio observado es el secado de las balsas del PNM en 2007,

produciéndose así mismo un incremento en la superficie ocupada por la clase vegetación halófila y el suelo desnudo de textura arenosa. A partir de la matriz de contingencias es posible conocer la evolución del paisaje, ya que nos informan de que ante un episodio de secado de la lámina de agua del Clot de Galvany, esa área es preferencialmente ocupada por herbáceas, en aquellas áreas susceptibles de ser colonizadas, mientras que gran parte del área desecada permanece con el suelo desnudo por la severidad en las condiciones edáficas (elevada salinidad).

Tabla 1. Tabla de contingencia para comparar la clasificación de usos del suelo de 2007 respecto a la del 2004. Las clases de uso del suelo son las definidas en el texto

		2004					Total píxeles
		1	2	3	4	5	
2007	1	892	119	98	1	341	1451
	2	0	0	0	0	0	0
	3	130	438	6589	554	1021	8732
	4	5	292	679	1445	3	2424
	5	273	119	1027	11	2259	3689
Total píxeles		1300	968	8393	2011	3624	16296

## CONCLUSIONES

El empleo de la teledetección para la clasificación de usos del suelo/tipos de cubiertas, permite analizar la dinámica de cambios de cubiertas en grandes extensiones del territorio, generando información de gran utilidad para el análisis de la degradación edáfica, la evolución del paisaje y la planificación territorial, y permitió determinar las áreas de suelo que permanecen desnudos debido a condiciones edáficas desfavorables para la vegetación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Duda, T., Canty, M. (2002). Unsupervised classification of satellite imagery: Choosing a good algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 2193-2212.
- JPL (2001). *ASTER Higher-Level Product User Guide. Version 2*, Jet Propulsion Laboratory-NASA/California Institute of Technology, Pasadena (CA), USA.
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., Chipman, J. W. (2003). *Remote Sensing and Image Interpretation*, 5º ed. Wiley, Hoboken (NJ), USA.

# IDENTIFICACIÓN DE $\beta$ -GLUCOSIDASA EN SUELOS MEDIANTE APROXIMACIÓN GENÓMICA

**R. Cañizares, S. García-Rodríguez, B. Moreno, R. Nogales, E. Benítez**

*Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, c/ Profesor Alameda 1, 18008 Granada, España. rosacg@eez.csic.es, sonia.garcia@eez.csic.es, beatriz.moreno@eez.csic.es, rogelio.nogales@eez.csic.es, emilio.benitez@eez.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

Los métodos bioquímicos comúnmente utilizados para la determinación de actividades enzimáticas en suelos presentan un problema fundamental, y es que estiman actividades potenciales (Wallenstein and Weintraub, 2008), sometiendo al suelo a condiciones de sustrato, temperatura y humedad que raramente ocurren en circunstancias medioambientales normales (García and Hernández, 2003). Son muy escasos o prácticamente inexistentes los estudios dedicados a la evaluación de la actividad real de un determinado enzima en condiciones naturales. En los últimos años, la aplicación de técnicas moleculares ha permitido determinar el número de genes que codifican enzimas hidrolíticas implicadas en algunos ciclos de nutrientes del suelo (De Souza et al., 2008), así como en la degradación de algunos contaminantes orgánicos (Di Gennaro et al., 2008). Sin embargo, son inexistentes aquellos enfocados al estudio de enzimas directamente involucrados en el ciclo del carbono.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres tipos de suelos representativos de tres condiciones medioambientales diversas: a) Suelo agrícola situado en la vega de Granada y bajo cultivo de hortalizas y frutales; b) Suelo degradado, bajo agricultura marginal de almendros en condiciones de secano y, c) Suelo de alta montaña bajo pinar autóctono. El uso de secuencias de origen bacteriano descritas para la enzima  $\beta$ -glucosidasa permitió diseñar cebadores degenerados, a partir de los cuales se procedió primero a la identificación de las secuencias obtenidas a partir del ADN extraído de los suelos estudiados y posteriormente a la cuantificación mediante PCR cuantitativa (qPCR) de los genes que codifican el enzima. Asimismo se determinó la actividad  $\beta$ -glucosidasa (Nannipieri et al., 1982), así como el carbono orgánico total e hidrosoluble y la biomasa bacteriana total mediante qPCR aplicada al ARNr 16S.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los diferentes manejos a los que son sometidos los suelos estudiados influyeron sobre los diferentes niveles de carbono orgánico, mayor cuanto mayor cobertura vegetal estaba presente en ellos, así como sobre la presencia de diferentes tipos de compuestos de C, más o menos recalcitrantes, que condicionan la actividad de la enzima  $\beta$ -glucosidasa en dichos suelos. De este modo, la actividad  $\beta$ -glucosidasa se correlacionó ( $P < 0.05$ ) con los niveles de carbono hidrosoluble presente en los diferentes suelos. Sin embargo, diferente información nos suministra el estudio del número de genes que codifican ese enzima. En los suelos degradado y natural, el número



de copias de  $\beta$ -glucosidasa fue similar, y mayor que en el suelo de vega. Se deduce, por ello, que el potencial genético de los suelos se encuentra más relacionado con las condiciones ambientales que se den en cada momento en los suelos, ej. disponibilidad de sustrato, T<sup>a</sup>, humedad, etc. que con la presencia de dichos genes en los mismos. La relación entre el número de bacterias de cada suelo (ARNr 16S) y el número de genes  $\beta$ -glucosidasa nos aporta una idea sobre la especialización y la diferente estructura de las poblaciones bacterianas presentes en cada suelo. De esta forma, y teniendo en cuenta que el suelo degradado presentó igual número de genes  $\beta$ -glucosidasa que el suelo natural, la relación ARNr 16S/ $\beta$ -glucosidasa indicó que en el suelo degradado existen más bacterias con la maquinaria genética necesaria para degradar compuestos de carbono asimilables que en el suelo natural. En lo que concierne al suelo de la vega no se encontró diferencia entre el número de bacterias detectadas respecto a los otros dos suelos. En estos suelos, la población bacteriana presentó menor maquinaria  $\beta$ -glucosidasa pero mayor actividad potencial, debido fundamentalmente al mayor contenido en sustratos asimilables.

**Agradecimientos:** Estudio financiado por CICYT, proyecto CGL2006-05437.

## BIBLIOGRAFÍA

- De Souza RA, Hungria M, Franchini JC, Chueire LMDO, Barcellos FG and Campo RJ (2008) Quantitative and qualitative evaluations of soil microbes and biological nitrogen fixation in soybean. *Pesqui Agropecu Bras* 43: 71-82.
- Di Gennaro P, Moreno B, Annoni E, García-Rodríguez S, Bestetti G and Benitez E. (2008). Dynamic changes in bacterial community structure and in dioxygenase expression in vermicompost amended PAH-contaminated soils, II International Meeting of Soil Enzymology. Recycling of organic Wastes in Environmental Restoration and Global Change, Burgos. Spain.
- García C and Hernández MT (2003). En: Técnicas de Análisis de parámetros Bioquímicos en Suelos: Medidas de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. García C, Gil F, Hernández MT and Trasar C. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Nannipieri P, Ceccanti B, Conti C, and Bianchi D (1982) Hydrolases extracted from soil: Their properties and activities. *Soil Biol Biochem* 14: 257-263.
- Wallenstein MD and Weintraub MN (2008). Emerging tools for measuring and modeling the in situ activity of soil extracellular enzymes. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 2098–2106.

# IMPACTO DE DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO SOBRE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE UN SUELO AGRÍCOLA DEL N.O. DE ESPAÑA

A. Martín, S. García-Marco, M. Díaz-Raviña, T. Carballas

*Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC, Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela.  
amartin@iiag.csic.es, sgarcia@iiag.csic.es, mdiazr@iiag.csic.es, tcf@iiag.csic.es*

## INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MO) es componente fundamental del suelo del que depende la calidad del mismo debido a que, por una parte, actúa como fuente de nutrientes para la productividad vegetal y, por otra, mejora la mayoría de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Gregorich et al. 1994). Por ello, la caracterización de la fracción orgánica sirve de gran ayuda cuando se quiere conocer el status, tanto presente como futuro, de los ciclos de nutrientes en los ecosistemas y evaluar la sostenibilidad de diferentes prácticas de manejo del suelo. El objetivo del presente estudio es estudiar el impacto de diferentes sistemas de laboreo sobre la fracción orgánica de un suelo agrícola localizado en Galicia utilizando como referencia el mismo suelo no cultivado bajo pinar.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en un Cambisol Gleico de pH ácido y textura arenosa (Castro de Riberas de Lea, Lugo) cultivado desde 1994 con una rotación anual maíz-pradera bajo diferentes sistemas de cultivo: no laboreo o siembra directa (NL); laboreo convencional (LC); mínimo laboreo tras no laboreo con 2 (ML2) y 4 (ML4) labores de descompactación; y mínimo laboreo tras laboreo convencional con 1 labor de descompactación (L-ML1), utilizando un diseño de bloques al azar con 3 repeticiones por tratamiento (20 m x 5 m). En octubre de 2006 se recogieron muestras de suelo (0-5 cm) de todos los tratamientos y del mismo suelo no cultivado, que se utilizó como referencia, analizándose el C total del suelo, el C de los hidratos de C solubles en agua y la distribución de C en las fracciones de agregados (macroagregados, F3, 2000-250 m; microagregados, F2, 250-50 m y F1, < 50 m) y en las fracciones de la materia orgánica del suelo (AF, ácidos fúlvicos; AH, ácidos húmicos; H, humina).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del estudio de las distintas fracciones de C en las muestras de suelo estudiadas mostraron apreciables diferencias en el contenido y composición de la MO entre el suelo de bosque (NC) y el suelo agrícola sometido a distintos sistemas de manejo (NL, ML2, ML4, LC y L-ML1). El contenido de MO se redujo considerablemente como consecuencia del cultivo, siguiendo la secuencia  $NC > NL > ML2 = ML4 > LC = L-ML1$ . Se observó el mismo efecto en la fracción más lábil de la MO, los hidratos de C, y en el C de las distintas fracciones de agregados, lo que confirma los datos obtenidos en estudios previos mostrando drásticas reducciones de las fracciones más lábiles de la MO tras el cultivo del suelo (Díaz-Raviña et al., 2005). El cultivo, además, provocó

la destrucción de los macroagregados y tiende a incrementar el porcentaje de C secuestrado en los microagregados del suelo. En lo que respecta al fraccionamiento de la MO, el cultivo tendía a incrementar el C almacenado en las fracciones más recalcitrantes de la MO y a disminuir el C retenido en las más lábiles. Los efectos negativos del cultivo (LC) se redujeron cuando se aplicaron sistemas de laboreo de conservación (ML2, ML4 y NL).

## CONCLUSIONES

El estudio demuestra claramente que el cultivo reduce considerablemente el contenido de materia orgánica de un suelo ácido y arenoso del N.O. de España y modifica su composición y distribución. La adopción de prácticas de laboreo de conservación tales como mínimo laboreo o siembra directa tiende a incrementar el secuestro del C en el suelo y disminuir los efectos negativos del cultivo.

**Agradecimientos:** El estudio fue subvencionado por el Ministerio de Innovación y Ciencia (Proyecto AGL2005-05726-C02-01).

## BIBLIOGRAFÍA

- Gregorich E.H., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellest, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74, 367-385.
- Díaz-Raviña M., Bueno J., González-Prieto S.J., Carballas T. 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and <sup>15</sup>N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil Till. Res.* 84, 216-221.

# EL SUELO COMO SISTEMA SECUESTRADEOR DE CO<sub>2</sub>. ESTRATEGIAS PARA MINIMIZAR LAS PÉRDIDAS DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

M.G. Jiménez<sup>1</sup>, C. Antolín<sup>1</sup>, J.M. de Paz<sup>2</sup>, J. Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones sobre Desertificación. C/ Camí de la Marjal, SN. 46470 Albal (Valencia).

M.gema.jimenez@uv.es

<sup>2</sup> Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Depaz\_jos@gva.es

## INTRODUCCIÓN

El almacén de carbono terrestre se pierde principalmente por flujo de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Para cuantificar estas pérdidas se debe tener presente la alta variabilidad espacial que tiene este flujo (Jassal et al., 2005). La fluctuación tiene como origen la propia tasa de almacenamiento del carbono orgánico del suelo (COS) (Lal et al., 1995). Uno de los principales factores que pueden influir en dicha tasa es la vegetación (Lorenz et al., 2007). En este trabajo se analiza el suelo como sistema secuestrador de CO<sub>2</sub> para reducir sus emisiones a la atmósfera en tres escenarios diferentes con vegetación diversa. A partir de este análisis, se plantean estrategias para conservar las reservas de COS.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres áreas de muestreo en la zona norte de la provincia de Castellón, en los que el clima, la litología, la pendiente y la orientación solar eran similares. Las zonas representaban estadios de una catena de vegetación mediterránea: 1) Bosque climácico de pino albar, 2) Matorral ralo con boj, aliaga y tomillo, 3) Pastizal con lastón. En cada una de las áreas se delimitó una parcela de 20 x 20 m de tamaño y se diseñó un muestreo sistemático de suelo cada 5 m localizando sus puntos mediante un GPS. En ellas se tomaron 75 muestras de los primeros 20 cm de suelo. Se describió el tipo y cobertura de las plantas presentes dentro de cada rejilla “in situ”. Las muestras se analizaron siguiendo los métodos oficiales de análisis. Los datos de MO y vegetación se trataron mediante estadística clásica y técnicas geoestadísticas con interpolación por Kriging Ordinario-KO.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos bajo cada vegetación estudiada, se clasificaron como Phaeozem endoléptico, Phaeozem lúvico y Luvisol epiléptico-húmico (FAO, 1998). Se encontró una relación directa entre los contenidos de CO del suelo y el tipo de vegetación presente en ellos. Los suelos bajo matorral resultaron ser los que almacenaban mayores porcentajes de CO (7.12%), seguidos de los suelos de bosque (5.64%) y por último los de pastizal (4.56%). Las tasas de COS mostraron una variabilidad espacial específica para cada tipo de vegetación. Dicha variabilidad del COS sugiere una correlación con la distribución espacial de los tipos de plantas constituyentes de cada vegetación de estudio. Los suelos de vegetación natural (bosque y matorral) incorporan una

elevada cantidad de CO a pesar de la lenta degradación de los restos vegetales presentes en la superficie de los primeros (existencia de un horizonte O de 4 cm de espesor) y de la baja cobertura vegetal del matorral estudiado. La permanencia en el tiempo del COS en bosques con ausencia de alteraciones externas, compensa su lenta mineralización y hace de estos sistemas unos reservorios eficaces de CO. Los suelos bajo matorral presentan las tasas de COS más elevadas como resultado de las especies de plantas presentes, eficientes incorporando MO o modificando las propiedades del suelo. Pero también encontramos en estos suelos la mayor variabilidad espacial de las tasas de COS ocasionada por una cobertura vegetal desigual de dichas plantas. El suelo bajo una vegetación de pastizal resultó ser un buen almacén de CO, mostrando tasas por encima de lo esperado por su baja diversidad de especies y su escasa cobertura vegetal. El aporte continuado de material orgánico externo, procedente del ganado, provee a estos sistemas un potencial secuestrador muy valioso a corto plazo, ya que cuando cesa dicha actividad ganadera no son capaces de retener todo el COS incorporado.

## CONCLUSIONES

El poder secuestrador de un suelo está condicionado por el tipo de vegetación que sustenta ya que condiciona las reservas de éste y su variabilidad en el paisaje. En base a los resultados, la diversidad de plantas influye más que el porcentaje de cobertura vegetal, por lo que proponemos su empleo como estrategia mitigadora de pérdidas de CO. Los elevados contenidos de CO presentes en los pastizales activos, hace que un control sobre ellos o una aforestación, puedan convertirlos en un buen sistema para conservar el COS.

## BIBLIOGRAFÍA

- Jassal, R., Black, A., Novak, M., Morgenstern, K., Nestic, Z & Gaumont-Gauy, D. (2005) Relationship between soil CO<sub>2</sub> concentrations and forest-floor CO<sub>2</sub> effluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 130: 176–192.
- Lal, R, J. Kimble, y B.A. Stewart. (1995) Toward soil management for mitigating the greenhouse effect. pp 373-381. In Lal, R. et al. (eds). *Soil management and greenhouse effect*. Adv. Soil Sci. CRC. Lewis. Boca Ratón. FL.
- Lorenz, K., Lal, R. (2007) Stabilization of organic carbon in chemically separated pools in reclaimed coal mine soils in Ohio. *Geoderma*, 141: 294–301.

# EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y PRÁCTICAS AGRÍCOLAS EN MÉXICO

L. Patiño-Zúñiga, J.C. Ceja-Navarro, A. García-Gaytán, F.N. Rivera, L. Dendooven

CINVESTAV, Av. I.P.N. 2508, C.P.07360 México D.F., México. lpatino@cinvestav.mx, jceja@cinvestav.mx, agarciag@hotmail.com, flor\_1413@hotmail.com, dendooven@cinvestav.mx

## INTRODUCCIÓN

Las actividades agrícolas son una importante fuente de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) contribuyendo con un 20% al incremento anual de la concentración atmosférica de estos gases (Lemke et al. 2007). La agricultura de conservación (AC) con retención de residuos podría ser una alternativa para mitigar la emisión de los GEI. Prácticas agrícolas como AC incrementan el contenido de materia orgánica en suelos así como la captura de carbono y reducen el consumo de diesel (Robertson et al. 2000, Six et al. 2004). En México las prácticas agrícolas convencionales consisten en el uso excesivo de labranza, remoción de residuos de cosecha y el monocultivo provocando deterioro y pérdida de la fertilidad de suelos. AC en su modalidad de camas permanentes (CP) con retención de residuos y rotación de cultivo han aportado beneficios en las características fisicoquímicas del suelo, ahorros de hasta el 50% de agua, 8% en rendimiento de cosecha y 25% menos en costos por uso de maquinaria (Aquino et al. 1998). El objetivo de este estudio fue investigar como AC con CP y diferentes manejos de residuo afectan los flujos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en cultivos de temporal en México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos analizados en este estudio forman parte de un experimento a largo plazo iniciado en 1999 en la estación experimental “El Batán”, situada en las tierras altas semi-áridas de México central (Patiño-Zúñiga et al. 2009). Los factores considerados en el análisis fueron: i) Labranza, en su modalidad de labranza cero con CP y labranza convencional con camas formadas antes de cada cultivo (CC) ii) manejo de los residuos: residuos totalmente retenidos (RRet), parcialmente retenidos (RPar) y totalmente removidos (RRem). Cuatro cámaras de PVC y 6.28 litros fueron colocadas en las parcelas seleccionadas, se tomaron 4 muestras de gas a intervalos de 20 min para su análisis de cromatografía. Se tomaron además lecturas de temperatura y humedad de suelo, temperatura de ambiente así como muestras de suelo para análisis de contenido amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Los análisis estadísticos fueron realizados en programa estadístico del SAS.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La labranza y manejo de residuos tuvieron efecto significativo en la temperatura del suelo (Tabla 1), los residuos sobre la cama protegen al suelo del calentamiento, de esta forma los incrementos de temperatura son menores que en tratamientos sin residuos y en CC (Shinners et al. 1993). Los tratamientos con RRet tuvieron un efecto benéfico en el contenido de agua en suelo debido a que aportan materia orgánica favoreciendo la formación de agregados, mientras que en la superficie ayudan a disminuir la temperatura evitando pérdidas de agua por evaporación

(Shaver et al. 2002). El tipo de labranza tuvo un efecto significativo en la emisión de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. Suelos con CC presentaron mayor emisión de estos gases. Se determinó además que mientras suelos con CC emiten CH<sub>4</sub>, suelos con CP lo oxidan. El manejo de residuos presentó un efecto significativo sobre la emisión de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Suelos tratados con RRet o RPar, presentaron mayor nivel de emisión de estos gases comparado a suelos bajo Rem.

## CONCLUSIONES

El análisis estadístico mostró que después de nueve años de tratamiento, suelos bajo cero labranza con camas permanentes y residuos retenidos tienen el potencial para reducir la emisión de los gases de efecto invernadero.

**Tabla 1.** Efecto del manejo de residuos y labranza de camas sobre la temperatura de suelo (°C), contenido de agua (WC, g kg<sup>-1</sup>) y emisiones de CO<sub>2</sub> (mg C kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), CH<sub>4</sub> (µg C kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) y N<sub>2</sub>O (µg N kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)

Tratamiento	Temperatura (°C)	WC (g kg <sup>-1</sup> )	Emisión			
			N <sub>2</sub> O (µg N kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (µg C kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	CO <sub>2</sub> -C (µg C kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	
<b>Efecto de la labranza con residuos retenidos</b>						
Camas convencionales (CC)	19.6 A <sup>a</sup>	180 A	0.233 A	0.0155 A	348 A	
Camas permanente (CP)	17.0 B	187 A	0.251 A	-0.0157B	338 B	
LSD	0.2 <sup>b</sup>	10	Standard error	0.017	0.0089	8
P-value	<0.0001	0.1329	P-value	0.3685	0.0474	0.4279
<b>Efecto del manejo de residuos en Camas Permanentes</b>						
Residuo removido	20.3 A	161 B	0.185 B	-0.0286A	275 B	
Residuo parcial	18.4 B	178 A	0.268 A	-0.0055A	349 A	
Residuo retenido	17.0 C	187 A	0.251 A	-0.0157A	339 A	
LSD	0.2	1.0	Standard error	0.018	0.0109	13
P-value	<0.0001	<0.0001	P-value	<0.0105	>0.0780	<0.0026

<sup>a</sup> Valores con la misma letra no son diferentes significativamente uno del otro ( $P < 0.05$ )  
<sup>b</sup> LSD: Mínima Diferencia Significativa ( $P < 0.05$ )

## BIBLIOGRAFÍA

- Aquino P. (1998). The adoption of bed planting of wheat in the Yaqui Valley, Sonora, Mexico. 17a. Mexico DF, CIMMYT. Wheat Special Report
- Lemke R.L., Zhong Z., Campbell C.A., Zentner R. (2007). Can pulse crops play a role in mitigating greenhouse gases from north American agriculture? *Agronomy Journal* 99:1719-1725
- Patiño-Zúñiga L., Ceja-Navarro J.A., Govaerts B., Luna-Guido M., Sayre K.D., Dendooven L. (2009). The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant Soil* 314:231-241.
- Robertson G.P., Paul E.A., Harwood R.R. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289:1922-1925.
- Six J., Ogle S.M., Breidt F.J., Conant R.T., Mosier A.R., Paustian K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Glob Change Biol* 10:155-160.
- Shaver T.M., Peterson G.A., Ahuja L.R., Westfall D.G., Sherrod L.A. and Dunn G. (2002). Surface soil properties after twelve years of dryland no-till management, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1292–1303.
- K.J., Nelson W.S. and Wang R. (1993). Effects of residue-free band width on soil temperature and water content. *Trans. ASAE* 37:39–49.

# EFECTO DE LAS VARIACIONES ESTACIONALES DE FACTORES AMBIENTALES EN LA EMISIÓN DE CO<sub>2</sub> DE UN SUELO MEDITERRÁNEO

A.C. Maymó, J.L. Rubio

*Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-UV-Generalitat Valenciana). Cami de la Marjal, s/n. Albal (Valencia) 46470. Spain. Ana.C.Maymo@uv.es, jose.l.rubio@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

En el contexto del calentamiento global, los modelos prevén para el área mediterránea un incremento en la temperatura de 1 °C en las tres próximas décadas, así como una alteración en el régimen de precipitaciones, de tal manera que estas se reduzcan anualmente. (IPCC, 2001; Sabaté *et al.*, 2002). Muy probablemente estas nuevas condiciones previstas afecten en gran medida a al ciclo del carbono en estos ecosistemas terrestres. Un incremento en las temperaturas podría incrementar las pérdidas netas de carbono del suelo a la atmósfera. (Powlson, 2005; Rey *et al.*, 2005), acelerando así el cambio climático (Knorr *et al.*, 2005). La respiración del suelo (o flujo de CO<sub>2</sub> del suelo), es la principal emisión de carbono del suelo a la atmósfera. La temperatura y la humedad del suelo son dos de los parámetros ambientales que más influyen en las variaciones del flujo de CO<sub>2</sub> (Tang *et al.* 2006). Sin embargo su influencia varía de unos ecosistemas a otros. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la respuesta de un suelo mediterráneo a las variaciones de estos factores biofísicos. Para ello, se han evaluado: (i) las variaciones estacionales de la respiración del suelo y (ii) cómo influyen la temperatura y la humedad en dichas variaciones.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en Albal (Valencia). El clima es mediterráneo semiárido con temperatura media anual de 17.5 °C y una precipitación media anual de 550 mm. El suelo es un Fluvisol calcáreo, con alteraciones antrópicas.

La respiración del suelo se determinó *in situ* empleando un medidor de CO<sub>2</sub> portátil al que se ajustó una cámara de respiración de suelos (LCi/LCPro Soil Respiration Hood, ADC BioScientific Ltd., UK). La temperatura y la humedad, a 5 cm por debajo de la superficie del suelo, fueron determinadas simultáneamente con el flujo de CO<sub>2</sub>. Las medidas se realizaron diariamente desde junio de 2008 hasta agosto de 2009, a las 9:00 y a las 14:00.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los patrones estacionales de temperatura y precipitaciones durante el periodo de estudio fueron consistentes con el régimen climático histórico de Albal. Las máximas temperaturas coinciden con los mínimos valores de humedad en el verano.

La respiración del suelo varió a lo largo del año, con valores mínimos en los meses más fríos del invierno y los meses más secos del verano. Aunque en estos últimos la respiración del suelo



respondió rápida y positivamente tras determinados episodios lluviosos. Estos resultados concuerdan con los hallados por otros autores en estudios similares en ecosistemas mediterráneos (Inglima *et al.*, 2009).

Se encontró una relación positiva entre la respiración del suelo y la temperatura durante los meses del otoño, invierno y principios de la primavera; relación que, sin embargo, durante los meses secos fue negativa. Con la humedad del suelo, la relación fue siempre positiva. Estos resultados siguen la misma tendencia que los obtenidos por Almagro *et al.* (2009).

## CONCLUSIONES

Se constata que las variaciones estacionales de la humedad del suelo en un ambiente mediterráneo semiárido, pueden modular la respuesta de la respiración del suelo a los cambios en la temperatura.

## BIBLIOGRAFÍA

- Almagro, M., López, J., Querejeta, J.L., Martínez-Mena, M. Temperature dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. (2009). *Soil Biology and Biochemistry*, 41:594-605.
- Inglima, I., Alberti, G., Bertolini, T., Vaccari, F.P., Gioli, B., Migliti, F., Cotrufo, M.F., Peressotti, A. (2009). Precipitation pulses enhance respiration of Mediterranean ecosystems: the balance between organic and inorganic components of increased soil CO<sub>2</sub> efflux. *Global Change Biology*, 15: 1289-1301.
- IPCC, 2001. Climate change 2001: The Physical Science Basis.
- Knorr, W., Prentice, I.C., House, J.I. Holland, E.A.(2005). Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*. 430:298-301.
- Powlson, D. (2005). Will soil amplify climate change?. *Nature*, 430:204-205.
- Rey, A., Petsikos, C., Jarvis, P.G. Grace, J. (2005). Effect of temperature and moisture on rates of carbon mineralization in a mediterranean oak forest soil under controlled and field conditions. *European Journal of Soil Science*, 56:589-599.
- Sabaté, S., Gracia, C., Sánchez, A. (2002). Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, and *Fagus sylvatica* forest in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management*, 162: 23-37.
- Tang, X., Zhou, G., Liu, S., Zhang, D., Liu, S., Li, J., Zhou, C. (2006). Dependence of soil respiration on soil temperature and soil moisture in successional forests in southern China. *Journal of Integrative Plant Biology*, 48(6):654-663.

# EFFECTO DE LAS TÉCNICAS DE REFORESTACIÓN EN LA CAPACIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS

N. Rodríguez<sup>1,2</sup>, N. García<sup>1</sup>, J.I. Querejeta<sup>1</sup>, M. Martínez-Mena<sup>1</sup>, J. Albaladejo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). natalyare@yahoo.es

<sup>2</sup> Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna

## INTRODUCCIÓN

En ecosistemas de bosque mediterráneo, la reforestación de laderas, con baja densidad de vegetación, mediante el aterrazado y la plantación de especies arbóreas, principalmente *Pinus halepensis*, como sustitutas del matorral existente, ha sido una actuación muy extendida para el control de la erosión. Esta replantación de áreas degradadas con una vegetación perenne, para una mayor producción de biomasa, puede conducir a un aumento del secuestro y acumulación de CO (Carbono Orgánico) en el suelo (Post and Kwon, 2000). Esta es la hipótesis que se pretende probar en una experiencia con diferentes técnicas de reforestación en la Región de Murcia.

El reciente interés por el secuestro y almacenamiento de C en el suelo, ha inducido el desarrollo de nuevos modelos en el estudio de la materia orgánica del suelo. Estos modelos localizan el CO en diferentes tipos de reservas (pools) con distintos tipos de permanencia (Lützow et al., 2006). La protección física del CO ocluido en microagregados y la formación de enlaces químicos entre partículas minerales del suelo y materia orgánica, son dos de los mecanismos con mayor poder de estabilización del CO del suelo. Ambos mecanismos están favorecidos al aumentar la proporción de microagregados y partículas finas del suelo (Six et al., 2002). El objetivo específico de esta presentación es determinar los cambios, en la distribución del tamaño de agregados y en el contenido de los diferentes pools de CO, en el suelo transcurridos 16 años de una reforestación con diferentes técnicas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en la Sierra de Carrascoy (Región de Murcia), en un clima mediterráneo semi-árido, con una precipitación anual de 300 mm, temperatura media 18° C y evapotranspiración potencial de 950 mm. El suelo está constituido por una asociación de Calcisol léptico y háplico. La vegetación es un matorral abierto con *Rosmarinus officinalis*, *Anthyllus citysoides* y *Thymus hiemalis* como especies mayoritarias.

En el año 1993 se realizó una experiencia con diferentes técnicas de reforestación:

- Aterrazado mecánico con adición de enmienda orgánica y plantación de *Pinus halepensis*.
- Aterrazado mecánico sin adición de enmienda orgánica y plantación de *Pinus halepensis*.
- Control. Ecosistema en su estado natural.

En cada tratamiento se tomaron 12 muestras superficiales de suelo (0-5 cm), en las que se determinaron los parámetros que se indican, aplicando los métodos analíticos siguientes:

Distribución del tamaño de agregados: Se separaron cuatro fracciones: >2mm; 2mm–250µm; 250–63µm y < 63µm, por tamizado en seco (Elliott & Cambardella, 1991).

Carbono Orgánico Total (COT): oxidación húmeda con dicromato potásico 1N y ác. Sulfúrico (Yeomans & Bremner, 1989).

Carbono Orgánico Particulado (COP) y Carbono Orgánico Mineral-Asociado (COMA): dispersión con hexametáfosfato sódico y tamizado en húmedo (Cambardella & Elliott, 1992).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observaron diferencias significativas en la distribución de agregados de mayor tamaño (> 2mm), siendo mayor el porcentaje en las parcelas con adición de enmienda orgánica que en los otros tratamientos, entre los que no se establecieron diferencias significativas. El porcentaje de agregados finos y muy finos (0,250-0.063mm y < 0,063mm respectivamente) es significativamente mayor en el control que en las terrazas (Tabla 1).

Tratamiento	% agregados >2mm	% agregados 2-0.250mm	% agregados 0.250-0.063mm	% agregados <0.063mm
Control	9,42 ± 3,03 <sup>a</sup>	23,17 ± 1,74 <sup>a</sup>	28,71 ± 0,94 <sup>b</sup>	25,71 ± 0,22 <sup>b</sup>
Terraza	19,00 ± 3,39 <sup>ab</sup>	18,08 ± 1,60 <sup>a</sup>	16,25 ± 1,88 <sup>ab</sup>	19,38 ± 0,72 <sup>ab</sup>
Terraza con residuo	27,08 ± 3,70 <sup>b</sup>	14,25 ± 1,24 <sup>a</sup>	10,54 ± 0,60 <sup>a</sup>	10,42 ± 0,19 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> subconjunto para alfa= 0,05, media significativamente mayor

<sup>b</sup> subconjunto para alfa= 0,05, media significativamente menor

Respecto al porcentaje de carbono orgánico total se han obtenido valores significativamente mayores en las terrazas con enmienda orgánica que en los otros dos tratamientos (control 1,76 ± 0,1% COT, terraza 1,28 ± 0,18% COT y terraza con residuo 1,96 ± 0,16% COT). Se espera disponer de los datos de COP y COMA en la fecha del congreso, para determinar los pools de CO más afectados por los tratamientos.

## CONCLUSIONES

Los resultados preliminares parecen confirmar un efecto positivo, del tratamiento de reforestación con la adición de enmienda orgánica, en la capacidad de secuestro de CO del suelo. Los datos de los diferentes pools permitirán estimar el grado de estabilización y tiempo probable de permanencia del CO almacenado.

## BIBLIOGRAFÍA

- Elliott E. T., Cambardella C. A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34: 407-419.
- Cambardella C. A., Elliott E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Society of America J.*, 56: 777-783.
- Lützw M. V., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57: 426-445.
- Post W. M. & Kwon K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6: 317-327.
- Six J., Conant R. T., Paul E. A. & Paustian K. (2002). Stabilization mechanism of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241: 155-176.
- Yeomans J. C., Bremner J. M. (1989). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*: 19, 1467-1476.

# ESTUDIO DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO SEGÚN DIFERENTES USOS DEL SUELO

E. Zambrana, EF de Andrés, D Martín, JL Tenorio

INIA, Dpto. Medio Ambiente, Apdo. 8111, 28080-Madrid. zambrana@inia.es

## INTRODUCCIÓN

El cambio climático global puede aumentar gravemente los problemas medioambientales en condiciones semiáridas. El aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico puede ser mitigado, en parte, por diferentes formas de secuestro de Carbono, siendo el suelo considerado como uno de los más importantes sumideros de Carbono existentes en el planeta.

En el presente trabajo se han determinado los contenidos de materia orgánica del suelo, a nivel superficial, en la zona centro de la Península Ibérica, con especial énfasis en el efecto que ejercen los distintos usos del suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se han realizado en la finca “La Canaleja” (Alcalá de Henares, Madrid) sobre un suelo *Haploxeralf calciortídico*. Se han estudiado los niveles de carbono orgánico del suelo en distintos escenarios:

- 1) terrenos agrícolas bajo distintos sistemas de laboreo: laboreo tradicional, mínimo laboreo y no laboreo.
- 2) terrenos agrícolas abandonados regenerados con una enmienda de lodos de depuradora; y
- 3) terrenos agrícolas abandonados revegetados con leguminosas arbustivas (*Colutea arborescens*, *Colutea istria*, *Dorycnium pentaphyllum* y *Medicago strasseri*).

El C orgánico en el suelo se ha determinado por el método de Walkley-Black de oxidación húmeda en 3 profundidades, 0-7.5, 7.5-15 y 15-30 cm, en el escenario 1 y en 2 profundidades, 0-15 y 15-30 cm, en los escenarios 2 y 3.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los terrenos agrícolas bajo distintos sistemas de laboreo, hay una mayor acumulación de materia orgánica en los suelos con no laboreo, con respecto a los otros dos tipos de laboreo y sobre todo en capas superficiales del suelo, indicando que la ausencia de labores del suelo tienen una gran influencia en el efecto sumidero de carbono del suelo (Martín et al., 2007).

Dentro de los terrenos regenerados con una enmienda de lodos de depuradora se acumula más carbono en el suelo que en los suelos no enmendados.

En cuanto a los terrenos recuperados con leguminosas arbustivas silvestres es en el escenario donde más carbono orgánico se acumula en el suelo con respecto a los otros dos escenarios. Los terrenos revegetados con *Dorycnium pentaphyllum* y *Medicago strasseri* han mostrado una mayor acumulación de C orgánico en el suelo que *Colutea arborescens* y *Colutea istria*, debido principalmente a un mayor aporte de hojarasca al medio (Alegre et al., 2004).

## **CONCLUSIONES**

Estos resultados muestran que en condiciones semiáridas, donde el contenido en materia orgánica en el suelo es escaso, la reducción de las labores en los suelos agrícolas ayudan a aumentar el efecto de sumidero de carbono del suelo. La recuperación de suelos mediante la utilización de leguminosas arbustivas silvestres es una buena estrategia, tanto para la protección del suelo de los fenómenos de erosión como para aumentar la capacidad de retención de carbono en el suelo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Alegre, J., Alonso Blázquez, N., de Andrés, E.F., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. (2004). Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. *Plant and Soil*, 263: 203-212.
- Martín D., Zambrana, E., Walter, I., de Andrés, E.F., Tenorio, J.L. (2007). Contenido en materia orgánica del suelo y su estratificación bajo diferentes sistemas de cultivo en condiciones semiáridas. In: III Simposio sobre Control de la Degradación de Suelos y la Desertificación. Universidad de La Laguna. Fuerteventura, España. 155-157.

# ESTUDIO IR DE LAS VARIACIONES ESTACIONALES EN LA COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA DE UN SUELO DE CULTIVO ABANDONADO

M.J. Molina<sup>1</sup>, M.D. Soriano<sup>2</sup>, J.V. Llinares<sup>3</sup>

<sup>1</sup> CIDE (CSIC-UV-GV), C/Cami de la Marjal s/n 46470 Albal, Valencia. maria.j.molina@uv.es

<sup>2</sup> ESMRE-UPV, Blasco Ibáñez, 21, 46010 Valencia. asoriano@prv.upv.es

<sup>3</sup> EPSG-UPV, Crtra. Nazaret-Oliva s/n 46730 Gandía, Valencia. jollipa@qim.upv.es

## INTRODUCCIÓN

La descomposición de la materia orgánica en el suelo es un proceso complejo que integra los procesos físicos de regulación de la temperatura y la humedad con los procesos biológicos (producción de CO<sub>2</sub> por raíces, hongos, microorganismos). Por tanto, está sujeta a variaciones estacionales que dependen de los cambios de temperatura y humedad impuestos por el clima, y de las características del suelo y de la vegetación que regulan dichos cambios. La hipótesis de trabajo es que los procesos de descomposición de la materia orgánica y el microclima del suelo interactúan y varían estacionalmente y, como resultado, se producen cambios químicos en la composición de la materia orgánica del suelo que pueden detectarse mediante el estudio de los espectros de FTIR de las distintas fracciones de la materia orgánica del suelo (humina, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo de estudio es del tipo Luvisol crómico situado en una terraza agrícola de un fondo de valle semi-endorréico de los alrededores de Castell de Castells (provincia de Alicante), con abandono de cultivo y prácticas agrícolas de más de 15 años, recubierto en un 60% por la gramínea perenne *Brachypodium retusum* y un 5% de especies de matorral mediterráneo. En nueve puntos de la parcela distribuidos al azar se tomaron muestras de los 5 cm superficiales de suelo mineral en enero y en junio, se extrajeron las sustancias húmicas mediante una disolución de pirofosfato sódico 0.1 M, se valoró el contenido de C en cada fracción mediante oxidación con dicromato potásico, y se obtuvo una cantidad suficiente de residuo seco de cada fracción (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y humina) para preparar mezclas finamente pulverizadas de las fracciones orgánicas con KBr (1 mg:100 mg) con las que se obtuvieron los espectros FTIR. La evaluación cuantitativa de la abundancia relativa de los grupos funcionales característicos se determinó midiendo la altura de cada pico, expresando ésta en % respecto a la suma total.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

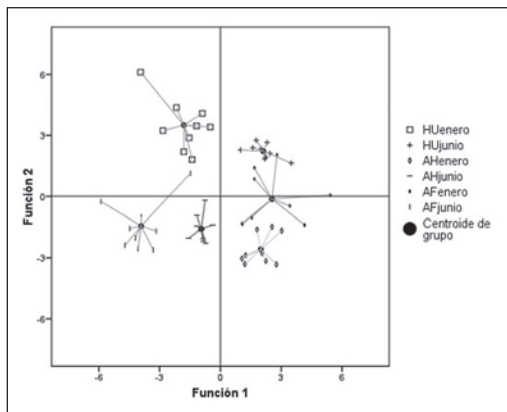


Figura 1. Separación entre grupos de sustancias orgánicas en cada fecha según las funciones discriminantes de la Tabla 1

	Función 1 (45% de varianza)	Función 2 (37% de varianza)
Lignoderiv.	,374	,566
OH	-,084	-,046
Carboxil	,100	,398
C alifático	-,361	-,417
Polisacáridos	,474	,028
% C	,010	,379

Tabla 1. Funciones discriminantes entre grupos de sustancias orgánicas en cada fecha según cambios de composición determinados por FTIR

La Figura 2 muestra que las funciones indicadas en la Tabla 1 discriminan entre sustancias húmicas extraíbles (AF y AH) y huminas en las dos épocas. Según la función 1, los AF y AH de junio tienen menor contenido de polisacáridos y de derivados polifenólicos oxidados y mayor proporción de cadenas alifáticas que los correspondientes a enero. La función 2 indica que las huminas difieren de las sustancias húmicas extraíbles en el contenido de C y en una mayor proporción de grupos polifenólicos oxidados procedentes de la lignina (difícil degradación). Los resultados indican distinta composición de las huminas y de las sustancias húmicas solubles en cada fecha. La acumulación de C alifático en la humina es signo de la acumulación de C microbiano en el suelo (Fabbri et al., 1998; Nierop, 1998) y ocurre en invierno (humificación), tras los periodos de degradación de la materia orgánica por los microorganismos en primavera y otoño (descomposición).

## CONCLUSIONES

Los espectros de IR de las fracciones orgánicas del suelo pueden utilizarse para identificar cambios temporales en la composición de la materia orgánica y en el seguimiento de los procesos de descomposición ligados a la actividad biológica.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fabbri, D., Mongardi, M., Montanari, L., Galletti, G.C., Chiavari, G., Scotti, R. (1998). Comparison between CP/MAS  $^{13}\text{C}$ -NMR and pyrolysis-GS/MS in the structural characterization of humins and humic acids of soil and sediments. *Fresenius J. Anal. Chem.* 362:299-306.
- Nierop, K.G.J. (1998). Origin of aliphatic compounds in a forest soil. *Org. Geochem.* 29: 1009-1016.

# CALIDAD AMBIENTAL Y DESERTIFICACION EN LA PROVINCIA DE VALENCIA

L. Recatalá, C. Añó, A. Valera, J. Sánchez

*Departamento de Planificación Territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE- (CSIC, Universitat de València, GV), España. luis.recatala@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

En este trabajo se presenta un sistema de indicadores que se han aplicado a escala municipal en la Comunitat Valenciana, una zona representativa de la región Mediterránea Europea. Este sistema se ha desarrollado bajo la perspectiva de la sostenibilidad en la gestión de los recursos naturales, de manera que las implicaciones de la desertificación en la calidad ambiental del territorio se han evaluado considerando tres funciones que cumple el medio: Naturalidad (N), Fuente de Recursos (R) y Soporte de las Actividades Antrópicas (SA). En este contexto la calidad ambiental quedó referida a las funciones básicas que realiza el medio en cuanto a fuente de recursos, soporte de actividades y ser depositario de la naturalidad de los ecosistemas (Cendrero *et al.*, 2002).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los criterios que han determinado la selección de los indicadores han sido, al margen de la relevancia medioambiental de los mismos en su doble vertiente (calidad ambiental versus desertificación), la sencillez conceptual, la facilidad de cuantificación, la validez científica y la disponibilidad de datos, preferentemente obtenidos de fuentes oficiales. Los indicadores se han organizado de acuerdo al Esquema Presión-Estado-Respuesta (PER) para facilitar el análisis de las interrelaciones entre la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos naturales, los consecuentes cambios en la calidad ambiental de éstos y las respuestas de la sociedad a tales cambios (Recatalá *et al.*, 2002).

En las tres funciones se han considerado dos indicadores de Presión, Estado y Respuesta. Como ejemplo, se detallan a continuación los indicadores correspondientes a Naturalidad: superficie afectada por incendios forestales y sellado antropogénico del suelo (presión); superficie forestal por tipo de comunidades o asociaciones vegetales y Orientaciones de Uso Agrario (estado); superficie sujeta a repoblaciones forestales y superficie de territorio protegida (respuesta). Una vez seleccionados los indicadores, establecido su marco organizativo y normalizado los datos en una escala adimensional de 0 a 1, se obtuvo el índice de Calidad Ambiental ( $ICa = IN + IR + ISA/3$ ), otorgando, en una escala de 0 a 1, diferentes pesos a las tres funciones combinadas: Naturalidad (0.5), Fuente de Recursos (0.25) y Soporte de Actividades (0.25).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Comunidad Valenciana, la provincia de Valencia presenta los mejores resultados relacionados con la Calidad Ambiental: 11% (119.978 ha) Muy Alta, 26% (281.611 ha) Alta,



44,5% (480.925 ha) Moderada/Alta, 15,3% (165.708 ha) Moderada/Baja, 2,6% (28.071 ha) Baja y 0,5% (5.073 ha) Muy Baja.

En Valencia la Calidad Ambiental provincial es un reflejo de la situación comarcal: en El Camp de Morvedre (93%), El Camp de Túria (74%), La Plana de Requena-Utiel (70%), La Ribera Alta (55%), la Vall d'Albaida (57%) y la Hoya de Buñol (49%) predomina la Calidad Ambiental Moderada/Alta. La última comarca también presenta, respectivamente, un 28% y un 18% de Calidad Ambiental Muy Alta y Alta. En la Costera en el 44% de la superficie la Calidad Ambiental es Alta y el 34% Moderada/Alta. En la Ribera Baixa (77%) y La Safor (56%) predomina una Calidad Ambiental Moderada/Baja. En las comarcas de l'Horta los resultados no son homogéneos: en L'Horta Oest el 43% del territorio presenta Calidad Ambiental Moderada/Alta; en L'Horta Nord el 49% muestra Calidad Ambiental Moderada/Baja pero el 45% Moderada/Alta, mientras en el 75% de la comarca L'Horta Sud la Calidad Ambiental es Moderada/Baja.

La Calidad Ambiental más elevada corresponde a las siguientes comarcas: El Rincón de Ademuz (44% Muy Alta, 30% Alta), El Valle de Ayora (86% Alta, 10% Muy Alta), La Canal de Navarrés (53% Muy Alta) y Los Serranos (41% Alta y 22% Muy Alta). Entre los municipios con Muy Elevada Calidad Ambiental se encuentran Ademuz, Puebla de San Miguel, Bicorp o Yátova. Entre los municipios con Muy Baja Calidad Ambiental se encuentran, por ejemplo, Tabernas Blanques, Benetúser, Mislata, Burjassot o Alaquás.

## BIBLIOGRAFÍA

- Cendrero, A.; Francés, E.; Latrubesse, E.; Predo, E. M.; Fabbri, A.; Panizza, M.; Cantú, M. P.; Hurtado, M.; Jiménez, J. E.; Cabral, M.; Tecchi, R. A.; Hamity, V.; Fermán, J. L.; Quintana, C.; Ceccioni, A.; Recatalá, L.; Bayer, M.; Aquino, S. (2002). Proyecto Relesa-Elanem: uma Nova Proposta Metodológica de Índices e Indicadores para Avaliação da Qualidade Ambiental. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 3:33-47.
- Recatalá, L.; Fabbri, A.G.; Zinck, J.A.; Francés, E. y Sánchez, J. (2002): Environmental indicators for assessing and monitoring desertification and its influence on environmental quality in Mediterranean arid environments. En: J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins y V. Andreu (eds.), *Man and Soil at the Third Millennium*. Geofoma Ediciones, Zaragoza, pp. 897-910.

# EVALUACIÓN DE LA DESERTIZACIÓN EN LA PROVINCIA DE ALICANTE

S. Ibáñez, A. Marqués, H. Moreno, J.M. Gisbert

Universidad Politécnica de Valencia. Cmno. de Vera s/n 46.022 Valencia. sibanez@prv.upv.es

## INTRODUCCIÓN

El objetivo del presente trabajo es evaluar y cartografiar los procesos de desertización de mayor riesgo presentes en la provincia de Alicante: la desertización por degradación de la cubierta vegetal y la degradación del suelo inducida por la erosión hídrica. Igualmente se han analizado en profundidad las pérdidas de suelo en tierras agrícolas, agravadas por el uso intensivo y las prácticas culturales inadecuadas o el abandono, y la degradación de la cubierta vegetal a causa de los incendios o la deforestación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación se ha realizado aplicando la metodología desarrollada por FAO/UNEP en 1.982, que analiza para cada uno de los procesos principales determinantes de la desertización los aspectos específicos de *estado*, *velocidad*, *riesgo inherente* y *peligro*.

Los límites de clases establecidos para cada criterio se han determinado siguiendo las pautas marcadas por FAO, introduciéndose no obstante algunas modificaciones en función de las peculiaridades concretas de la zona de estudio y de las herramientas de trabajo empleadas.

Los factores de evaluación aplicados han sido la cubierta vegetal de plantas perennes (%), la presencia de gravas, piedras y afloramientos rocosos (%), el tipo de erosión, el espesor del suelo (cm) y la productividad actual (% de la productividad potencial).

En cuanto a la velocidad de la desertización, ha sido determinada estimando las pérdidas de suelo por erosión hídrica mediante la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (Wischmeier y Smith, 1.965).

Cinco de sus seis parámetros han tenido que ser calculados adaptando la metodología original, puesto que ni la amplitud de la zona de trabajo propuesta (tanto en extensión como en diversidad en usos del suelo) ni las características físicas propias de la vertiente mediterránea se adaptan bien a la situación de partida de la ecuación.

La obtención de los mapas temáticos mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) como herramienta de cálculo ha exigido poner especial atención en el cálculo del factor longitud de pendiente (L), que queda muy desvirtuado si se le asigna mecánicamente el valor correspondiente a las dimensiones de la celdilla de trabajo del SIG (de 25 m de lado en el presente trabajo). Hemos aplicado el método propuesto por Hickey et al. (1994) con el que es posible calcular la longitud del recorrido total de un curso de agua que pasa de celda a celda hasta encontrar una zona de deposición, conociendo así con exactitud para cada una de las laderas de la zona de trabajo además de su ángulo de pendiente, su longitud.

Para las áreas donde se han detectado por fotointerpretación medidas de conservación con modificación de la pendiente natural del terreno, como los bancales y las terrazas, siguiendo las indicaciones de la formulación inicial de la USLE se ha optado por sustituir el ángulo y la longitud de la pendiente topográfica por el ángulo y la longitud de los bancales o terrazas. Finalmente indicar que los modelos de datos utilizados han sido tanto de tipo vectorial (litología, unidades ambientales, coberturas vegetales y digitalización vectorial) como raster (datos meteorológicos y topográficos).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

En la provincia de Alicante se ha detectado un total de 190.152 ha con terrazas o bancales, lo que supone la transformación del 32,5% de su superficie total, siendo la comarca del Comtat la más intervenida (con el 47,5 % de sus laderas abancaladas) y el Baix Vinalopó la que menos (con solo el 12,3% de su tierras transformadas).

Su efectividad como medida de conservación queda claramente reflejada en la disminución de las pérdidas de suelo por erosión hídrica estimadas “antes” y “después” de las transformaciones: la superficie con tasa de erosión natural (< 12 t/ha y año) aumenta en aproximadamente 150.000 ha mientras que las zonas con pérdidas moderadas (12-50 t/ha y año) y grave o muy grave (> 50 t/ha y año) descienden respectivamente en 97.280 ha y 49.801 ha.

En cuanto al estado de degradación de la cubierta vegetal y del suelo, el 88,5 % de las superficies con vegetación natural y el 44,3 % de los suelos registran degradación en algún nivel (moderado, grave o muy grave).

## **CONCLUSIONES**

Tanto la aplicación de la metodología desarrollada por la FAO como la estima de las pérdidas de suelo mediante la USLE han resultado adecuadas a pesar de la gran extensión de la zona de trabajo (584.335 ha) al haber sido posible subsanar los errores derivados del uso de un SIG como herramienta indispensable de trabajo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- F.A.O. (1982). El Metodología provisional para la evaluación y representación cartográfica de la desertización. F.A.O. /PNUMA.
- Hickey, R., Smith, A., Jjankowski, P. (1994). Slope length calculations from a DEM within ARC/INFO GRID. Computing, Environment and Urbam Systems, 18 (5): 365-380..
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. (1978). Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. USDA Agric. Handbook nº 537.

# **CAMBIOS DE USOS DEL SUELO, PROCESOS DE DESERTIFICACIÓN, IMPACTOS AMBIENTALES Y CALIDAD AMBIENTAL EN TRES MUNICIPIOS REPRESENTATIVOS DE LA REGIÓN MEDITERRÁNEA**

**L. Recatalá, A. Pastor, M. Segura, R. Murillo y J. Sánchez**

*Departamento de Planificación Territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia) España. Tel.: 961220540, Fax.: 961270967. luis.recatala@uv.es*

## **INTRODUCCIÓN**

La región Mediterránea es una de las más dinámicas de Europa, que se caracteriza por presentar elevado riesgo de desertificación debido a sus condiciones ambientales y actuaciones antrópicas (UNCCD, 1994). Así, los cambios de uso del suelo a los que se ve sometida esta región por razones coyunturales pueden incrementar los riesgos de desertificación y causar graves impactos sobre el medio, y por tanto, sobre la calidad ambiental. En este trabajo, desarrollado en un proyecto de investigación realizado con la colaboración de la Fundación Biodiversidad, se han analizado los cambios de uso del suelo acontecidos en las últimas décadas en tres municipios representativos de la región Mediterránea, con el objetivo de identificar los procesos de desertificación asociados así como los impactos ambientales derivados y sus implicaciones en la calidad ambiental, evaluada a través de un sistema de indicadores, como base para plantear acciones hacia la sostenibilidad en el marco de la Agenda 21 Local.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El área de estudio la constituyen los municipios de El Puig, Olocau y Vallanca, representativos de los tres tipos de sectores ambientales identificados en la región Mediterránea Europea (zona litoral, intermedia e interior), en base a los conflictos de usos del suelo y diferentes problemas ambientales asociados (Recatalá *et al.*, 2000).

El análisis de los cambios de uso del suelo se realizó a partir de mapas de usos del suelo elaborados mediante la fotointerpretación de dos series de fotografías aéreas (una de 1956, a escala 1:33.000 y otra de 1976, a escala 1:18.000) y de dos ortofotos (una de 2000 y otra de 2006, ambas a escala 1:5.000), completado con trabajo de campo que permitió corroborar los mapas y realizar las actualizaciones pertinentes al momento del estudio (2008). Para la evaluación de la calidad ambiental, el sistema de indicadores desarrollado considera un indicador de estado, uno de presión y uno de respuesta para cada una de las cuatro funciones consideradas, conformando así un conjunto mínimo de indicadores que evita redundancias innecesarias. Una de estas funciones que define la calidad ambiental se refiere a la naturalidad del medio, entendida como la capacidad de éste para conservar el patrimonio natural. Las otras tres funciones, de carácter antropocéntrico, consideran la capacidad del medio como fuente de recursos, sumidero de residuos y soporte de actividades (Recatalá, 2009).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El municipio de Vallanca (zona interior) presenta valores de calidad altos, a causa de la menor presión antrópica, del aumento de las zonas forestales arboladas por el abandono de tierras de cultivo y por la protección de ecosistemas; si bien, en algunos casos, esta calidad puede quedar comprometida porque el abandono de tierras lleva a su degradación por procesos de erosión, que necesitan ser controlados por planes específicos. Por el contrario, El Puig (zona litoral) presenta valores bajos de calidad, debido principalmente al desarrollo y expansión de los usos urbano-industriales, potenciados en la mayoría de casos por el turismo intensivo, así como por la intensificación agrícola. En Olocau (zona intermedia) aparecen valores moderados, ya que en estas zonas se entremezclan los usos urbanos, con los agrícolas y forestales, en un mayor o menor porcentaje, que resulta determinante para la calidad ambiental.

Las estrategias de planificación y gestión que resulta adecuado recomendar, en el marco de desarrollo de planes de acción de la Agenda 21 Local hacia la sostenibilidad, son las siguientes: (1) en El Puig, regulación de la expansión de los usos urbano-industriales para controlar y disminuir el sellado del suelo con superficies artificiales, minimizar el uso de agroquímicos asociados a la agricultura intensiva, tratar los vertidos incontrolados procedentes de usos urbano-industriales, y regenerar y proteger las dunas y las áreas de marjal; (2) en Olocau, controlar y limitar la expansión de los usos urbanos de segunda residencia y favorecer el crecimiento de comunidades vegetales propias del ecosistema maduro mediterráneo; y (3) en Vallanca, fomentar esquemas de turismo rural potenciando actividades artesanales y de disfrute de la naturaleza, promocionar la agricultura ecológica en las zonas de mayor capacidad y controlar la erosión hídrica con una repoblación asistida efectiva en determinadas zonas de abandono de tierras. Dado que estos municipios son representativos de los diferentes sectores ambientales del ámbito mediterráneo, las recomendaciones especificadas pueden ser extendidas a otras áreas litorales, intermedias e interiores de la región Mediterránea Europea.

## BIBLIOGRAFÍA

- UNCCD (1994). *United Nations Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa*. United Nations Environmental Programme (UNEP). Interim Secretariat for the Convention to Combat Desertification. Geneva.
- Recatalá, L.; Ive, J. R.; Baird, I.A.; Hamilton, N. y Sánchez, J. (2000). Land-use planning in the Valencian Mediterranean Region: Using LUPIS to generate issue relevant plans. *Journal of Environmental Management* 59:169-184.
- Recatalá, L. (Dir.) (2009). *Indicadores e Índices Integrados en la Agenda 21 Local para la Evaluación de la Calidad Ambiental en Áreas Afectadas por Desertificación del Ámbito Mediterráneo*. Fundación Biodiversidad, Universitat de València. Valencia. 416 p.

# RESULTADOS PRELIMINARES DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN ÁREAS REPRESENTATIVAS DE UNIDADES AMBIENTALES DE UN PIXEL DE SMOS EN LA CAMPAÑA CAROLS. MAYO 2009

C. Millán-Scheiding<sup>1,2</sup>, M.C. Antolín<sup>1</sup>, F. Requena<sup>1</sup>, E. Torre<sup>1</sup>, M. Alcántara<sup>1</sup>,  
B. Abalos<sup>1</sup>, E. López-Baeza<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Depto. de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Cristina.Millan@uv.es, M.carmen.Antolin@uv.es, feretier@alumni.uv.es, jelen29@hotmail.com, miarlo@alumni.uv.es, beamar2@alumni.uv.es

<sup>2</sup> Universitat de València. C/ Dr Moliner, 50, Burjassot, 46100 Valencia. Ernesto.Lopez@uv.es

## INTRODUCCIÓN

La humedad del suelo y su evolución espacio temporal son muy importantes en los modelos climáticos y deben ser monitorizados junto a la hidrología y la vegetación. En este sentido, los mapas de humedad son herramientas que pueden ser utilizados en una gran variedad de aplicaciones, como en estudios de desertificación o en estudios de cambio climático global (Henderson-Sellers, 1996). La zona de la plana de Requena Utiel es una de las zonas de validación de la misión espacial SMOS. Los datos de SMOS han de ser validados con medidas de tierra, tomados con sensores específicos proveyendo de medidas directas de humedad del suelo (Cano *et al.*, 2007). Para este tipo de sensores remotos son necesarias extensas áreas de validación y calibración. Para contribuir a la completa caracterización de esta área (50x50 km<sup>2</sup>) es necesario estimar el valor de la humedad media del suelo, que resulte representativo del píxel, a lo largo del año. Esto requiere la subdivisión del paisaje en unidades hidrológicas a distintas escalas de tiempo y espacio, en relación a la variación de la humedad del suelo (Millán-Scheiding *et al.*, 2007). El objetivo de este trabajo es buscar áreas representativas de la humedad media de las diferentes unidades que comprenden el píxel de SMOS, para maximizar los recursos y el tiempo en la validación y calibración posterior del satélite SMOS.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo de la Campaña CAROLS (Millán-Scheiding *et al.*, 2009) ha contemplado la selección de medidas en áreas de uso y/o vegetación y suelo diferentes, representativas de las unidades ambientales delimitadas: unidades de viñedo sobre suelos pedregosos de textura gruesa (1), de viñas sobre suelos arcillosos (2), unidades ambientales mixtas de viñedo y forestal (9), unidades dedicadas a cereal, en parte en barbecho (3) y unidades ambientales de uso forestal, en matorral subarbustivo o denso (5) caras N y S. Las más de 3.000 muestras obtenidas fueron procesadas para calcular la humedad volumétrica y la densidad aparente. El análisis posterior se realizó con Excel y SPSS.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tres días de campaña presentan diferencias significativas en el contenido de humedad, siendo de 10,5; 8,1 y 4,8% respectivamente. Respecto al uso, independientemente de las unidades

a que pertenezcan, el primer día, las parcelas de barbecho resultaron las más húmedas, seguidas de las de matorral denso y siendo las más secas las de viña. El segundo y tercer día el cereal presentó la mayor humedad, siendo el barbecho el menor en ambos casos. De las unidades estudiadas en los tres días, la unidad de mayor humedad es la 3 y la menor la 1, encontrándose diferencias significativas entre varias de ellas. Dentro de cada unidad se han encontrado diferencias significativas entre los usos y aspectos geomorfológicos. En función de su aspecto geomorfológico, hay diferencias de humedad en la 1 y la 2 en el primer y tercer día y en la 3 los tres días. En la unidad 5 existen grandes diferencias entre la ladera sur y norte y entre el matorral subarabustivo, denso y el bosque. En todos los casos, (exceptuando la unidad 3), en el primer día, las humedades de las unidades estudiadas se corresponden con su equipo fijo correspondiente.

## CONCLUSIONES

Las unidades han resultado ser una herramienta muy útil en el cálculo de humedades de grandes superficies. Es necesario separar el uso y aspecto dentro de las unidades para afinar más la humedad media de cada unidad. Los puntos fijos representativos de la media de las unidades han dado una buena fiabilidad de éstas excepto en el caso de la unidad 3 en la que habrá que buscar otra localización de medida más adecuado.

## BIBLIOGRAFÍA

- Henderson-Sellers, A. (1996). Soil moisture: a critical focus for global change studies. *Global Planet. Change*, 6, 3-9.
- Cano, A.; Añón, J.L.; Reig, C.; Millán-Scheiding, C.; López-Baeza, E. (2007): *Wireless Sensor Network for Soil Moisture Applications*. International Conference on Sensor Technologies and Applications, 14-20 October 2007 - Valencia, Spain
- Millán-Scheiding, C.; Antolín, C.; Cano, A.; López-Baeza E. (2007): *Uso de Unidades Fisio-Hidrológicas en la Monitorización de la Humedad del Suelo con SMOS*. III Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos y Desertificación. Fuerteventura, 16-20 de Septiembre de 2007.
- Millán-Scheiding, C.; Antolín, C.; Requena, F.; Torre, E.; Alcántara, M.; Abalos, B.; López-Baeza, E. (2009). Evolución temporal de la humedad en la superficie del suelo en la Campaña CAROLS de SMOS, Mayo 2009. IV Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de los Suelos y Cambio Global Valencia, 8 - 11 septiembre 2009.

## **EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA HUMEDAD EN LA SUPERFICIE DEL SUELO EN LA CAMPAÑA CAROLS DE SMOS, MAYO 2009**

**C. Millán-Scheiding<sup>1,2</sup>, M.C. Antolín<sup>1</sup>, F. Requena<sup>1</sup>, E. Torre<sup>1</sup>, M. Alcántara<sup>1</sup>,  
B. Abalos<sup>1</sup>, E. López-Baeza<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup> *Depto. de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Cristina.Millan@uv.es, M.carmen.Antolin@uv.es, feretier@alumni.uv.es, jelen29@hotmail.com, miarlo@alumni.uv.es, beamar2@alumni.uv.es*

<sup>2</sup> *Universitat de València. C/ Dr Moliner, 50, Burjassot, 46100 Valencia. Ernesto.Lopez@uv.es*

### **INTRODUCCIÓN**

El papel que juega la humedad del suelo en los primeros centímetros a metros de la superficie terrestre es innegable. Es en esta fina capa de suelo donde se controlan una gran variedad de interacciones del sistema Tierra a través de diversas escalas espacio-temporales [1]. La capacidad de medir y predecir la distribución de la variación temporal y espacial de la humedad en los suelos aportaría numerosos beneficios en todos los campos y, sobre todo, para el estudio de los cambios climáticos globales. Existen tres maneras de medirla, usando los métodos convencionales, los modelos y la teledetección. La misión espacial SMOS (*Soil Moisture and Ocean Salinity*) tiene el objetivo de observar la humedad del suelo sobre los continentes y la salinidad superficial de los océanos con la resolución suficiente para ser usados en estudios globales de tipo climático [2]. Este satélite necesitará ser calibrado, para poder dar una estima real de la humedad de la superficie. Para ello se han llevado a cabo varias campañas en las que se obtienen medidas de tierra coincidentes con medidas obtenidas por sensores aerotrasportados. La campaña CAROLS, se llevó a cabo los días 27/4, 19/5 y 28/5 de 2009 en la zona de La Plana de Utiel-Requena, con el propósito de refinar los métodos de recolección rápida de medidas de humedad para la calibración/validación de SMOS. El objetivo de este trabajo es estimar la potencialidad y adecuación de las medidas de humedad, localizadas en zonas específicas y representativas de áreas más extensas.

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

La campaña CAROLS se llevó a cabo, en una zona de 27x35 km<sup>2</sup>, por 20 equipos de campo, colaborando más de 80 personas. Diez de estos equipos realizaron medidas en una parcela fija, distintiva de la zona circundante y cercana a una estación meteorológica y 10 equipos móviles tomaron medidas en áreas de 1km<sup>2</sup>, representativas de las unidades ambientales delimitadas en el área. Cada equipo fijo tomaba medidas de cilindro, sonda delta-t, y temperatura en superficie cada 10 minutos de 12pm a 16pm, ambos incluidos, para poder estimar el cambio de humedad del suelo en superficie y su relación con la temperatura. Los equipos móviles tomaron medidas en cerca de 30 parcelas, representativas de la zona de 1 km<sup>2</sup>. En cada parcela se tomaron 3 ó 4 cilindros, 7 medidas de sonda (tres repeticiones) y valores de temperatura (tres repeticiones). Los cilindros fueron luego pesados y procesados para calcular la humedad y la densidad aparente



de cada punto. Asimismo, se determinó la textura (Bouyoucos, y tamizado en húmedo de arenas) de los puntos fijos y de tres zonas representativas de cada área de 1km<sup>2</sup>. El análisis posterior se realizó con Excel y SPSS.

## **RESULTADOS PRELIMINARES**

Los resultados de los valores de mV de las sondas demuestran muy poca variación en las medidas, no tanto los cilindros que varían entre un 3-5% dependiendo de la vegetación. Puntos fijos con mayor vegetación y sombra presentan, como era de esperar, mayor humedad y menor temperatura. Se encuentra una clara correlación negativa entre la humedad de la sonda y la temperatura. En el caso de los equipos móviles, la diferencia de humedad se encuentra relacionada con el uso de cada zona, encontrándose la zona de cereal más húmeda, seguida de la de bosque/matorral cara Norte, viña-bosque arcillosa, bosque matorral cara Sur, viña arcillosa y finalmente viña arenosa. Predomina el uso sobre la textura en relación a la humedad. Se ha encontrado también una buena representatividad de las medidas fijas con sus unidades correspondientes.

## **CONCLUSIONES**

Con la poca variabilidad en los datos se demuestra que las medidas de las zonas de unidades se pueden estimar como una sola población a lo largo del periodo de muestreo para cada día, facilitándose así el análisis posterior. Los resultados preliminares demuestran una buena adecuación de las sondas fijas para la recolección de datos para la calibración/validación de SMOS. Los puntos fijos han dado una buena representatividad de las unidades más extensas en las que se ubican.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Famiglietti, J.S.; Rudnicki, J.W.; y Rodell, M. (1998): Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, Texas. *Journal of Hydrology*, 210: 259-281.
- Kerr, Y.H.; Waldteufel, P.; Wigneron J.-P., Font J.; Berger, M. (2001): Soil moisture retrieval from space: The Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) mission. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 39, 1729–1735.

# ANÁLISIS DE VARIABLES EDÁFICAS RELACIONADAS CON LA HUMEDAD DEL SUELO EN UNIDADES FISIO-HIDROLÓGICAS UTILIZADAS PARA LA CAL/VAL DE SMOS EN EL ÁREA DE LA VALENCIA ANCHOR STATION (VAS)

E. Carbo, M.C. Antolín, C. Millán-Scheiding, F. Requena, E. Torre

*Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), Camí de la Marjal, s/n, 46470 Albal, Valencia. ester.carbo@uv.es, m.c.antolin@uv.es, cristina.millan@uv.es, feretier@alumni.uv.es, jelen29@hotmail.com*

## INTRODUCCIÓN

En el marco de las actividades de validación en la preparación de “SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity) Land Products at the Valencia Anchor Station site (VAS)” se llevó a cabo en 2008 una campaña aerotrasportada con instrumental especializado que se simultaneó con una prospección de la humedad del suelo en campo en una subárea control de 10 x 10 km<sup>2</sup> del sector de la VAS situado en la Comarca de Requena Utiel que ha permitido disponer de gran cantidad de datos de humedad del suelo. (Lopez-Baeza and the SVRC@VAS Team, 2009). La caracterización de las unidades “fisis-hidrológicas” (Millán-Scheiding *et al.* 2007) de la subárea control, se ha completado con el estudio de las propiedades del suelo de las que depende su contenido hídrico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado 16 unidades representativas. En cada una se tomaron previamente muestras superficiales combinadas, en parcelas aleatorias, para textura y materia orgánica y durante 4 noches de campaña 16 cilindros para la determinación de Hd vol. (% $\theta$ ), densidad aparente ( $\delta_a$ ) y porosidad. Se han utilizado los Métodos Oficiales Análisis de Suelos y Aguas del MAPA (Porta, 1996) y el tratamiento estadístico con Excel v. 9.0 y SPSS v. 15.0.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las actividades de la campaña se llevaron a cabo después de un periodo de eventos lluviosos tomándose en las unidades seleccionadas una media de 435 puntos de muestreo por noche. La humedad media obtenida del área disminuye cada día significativamente, de acuerdo con el test T3 de Dunnett, con un nivel de significación a un  $p$ value > 0,05.

En las unidades las texturas son F-Ac-Ar, F-Ac, F-Ar, o F, la porosidad superficial es elevada y la estructura es moderada, en bloques angulares finos y medios, de friables a firmes y duros en seco. Los escasos valores de MOS (1 y 1,5%) de las unidades seleccionadas, mayoritariamente cultivadas, no resultaron discriminatorios y no ha sido utilizado en este estudio, al igual que ocurre con la estructura.

El análisis de las variables edáficas seleccionadas y la humedad volumétrica muestra los siguientes resultados:

En los valores de humedad hay diferencias significativas ( prueba ANOVA) entre las unidades ambientales que tienen aspecto geomorfológico o uso distinto y/o una gran diferencia en su textura o pedregosidad.

Realizadas las correlaciones entre la humedad y los parámetros edáficos en cada unidad ambiental y para cada uno de los días de la campaña (Tau\_b de Kendall y Rho de Speaman), se comprueba que en todos los casos la correlación es negativa con la arena y pedregosidad y positiva con el contenido de arcilla, limo y densidad aparente.

Se constata una correlación positiva entre los elementos gruesos y el contenido de arena y entre ellos y la porosidad que explicaría que, aun presentando mayor porosidad, el suelo este más seco incluso el primer día, lo que sugiere que los poros son de gran tamaño. La menor densidad aparente observada en suelos con estas texturas puede deberse igualmente a este hecho ya que su valor se ha obtenido eliminando el peso y volumen de los elementos gruesos contenidos en el cilindro de la masa y volumen aparente de suelo que consideramos que aproxima el resultado a su comportamiento en campo.

## CONCLUSIONES

La caracterización edáfica de las unidades fisio-hidrológicas propuestas para las actividades de validación en el área de la VAS es útil ya que presenta buenas correlaciones entre la humedad del suelo, objetivo del SMOS, y las variables edáficas responsables de estas diferencias.

**Agradecimientos:** Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto n° referencia GVP/2008/069.

## BIBLIOGRAFÍA

- López-Baeza E. and the SVRC@VAS Team (2009). The ESA SMOS Validation Rehearsal Campaign at the Valencia Anchor Station Area in the Framework of the SMOS Cal/Val AO Project no. 3252. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-0
- Millán-Scheiding, C.; Antolín C, Marco J., Soriano M.P, Torre E, Requena F., Carbó E, Cano A, López-Baeza E. (2009). Use of Physio-Hydrological Units for SMOS Validation at the Valencia Anchor Station Study Area. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-0, General Assembly 2009
- Millán-Scheiding, C.; Antolín, C.; Cano, A.; López-Baeza, E. (2007). Uso de unidades fisio-hidrológicas en la monitorización de la humedad del suelo con SMOS. III Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos y la Desertificación, pp. 51-52.

# UN MODELO DE ÍNDICE DE CALIDAD DE SUELOS VOLCÁNICOS BASADO EN LOS FACTORES FORMADORES

J.L. Mora, C.M. Armas, J.A. Guerra, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez

*Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología. Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n. 38204, La Laguna (I. Canarias). antororo@ull.es*

## INTRODUCCIÓN

El objetivo final de la evaluación de la Calidad del Suelo ha sido a menudo el tratar de integrar toda la información relevante en un único Índice de Calidad. Muchos de estos Índices no tienen, sin embargo, una fácil interpretación en un contexto ecológico o edafogenético. Algunos autores (Trasar *et al.*, 1998; Paz *et al.*, 2006; Armas *et al.*, 2007; Zornoza *et al.*, 2007) han propuesto Índices que valoran la Calidad biológica del Suelo en relación a su teórico máximo natural, determinado por los factores ambientales. En este trabajo se propone una aproximación en la línea de estos modelos ecosistémicos, pero centrada en los factores formadores del suelo. Algunas propiedades del suelo varían durante los procesos sucesionales, pero muestran una gran estabilidad en las condiciones de cuasi-equilibrio de los ecosistemas próximos a la madurez. Es posible desarrollar modelos que estimen la potencialidad de estas propiedades para cada combinación particular de factores formadores. El cociente entre el valor observado y el valor predicho por el modelo se convierte entonces en una medida de la Calidad del Suelo, al cuantificar cuánto difieren las propiedades del suelo de las que verosímelmente tendría en ausencia de perturbación antrópica.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Analizamos las propiedades de 150 suelos localizados en ecosistemas próximos a la madurez en los principales hábitats de las Islas Canarias: matorral costero, bosques termófilos, monteverde, pinar canario y matorral de cumbre, y seleccionamos el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) por su implicación con los procesos de sucesión ecológica en todos ellos. Escogimos un conjunto de variables que describen las condiciones de formación del suelo: clima (temperatura, precipitación, ETP, altitud), topografía (pendiente), material de origen (porosidad, composición química, edad), y mediante un Análisis de Regresión Lineal Múltiple relacionamos el COS con un conjunto reducido de estas variables con el máximo poder explicatorio.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a los resultados, sólo 6 variables bastan para recoger más de un 80% de la variación observada en el COS.

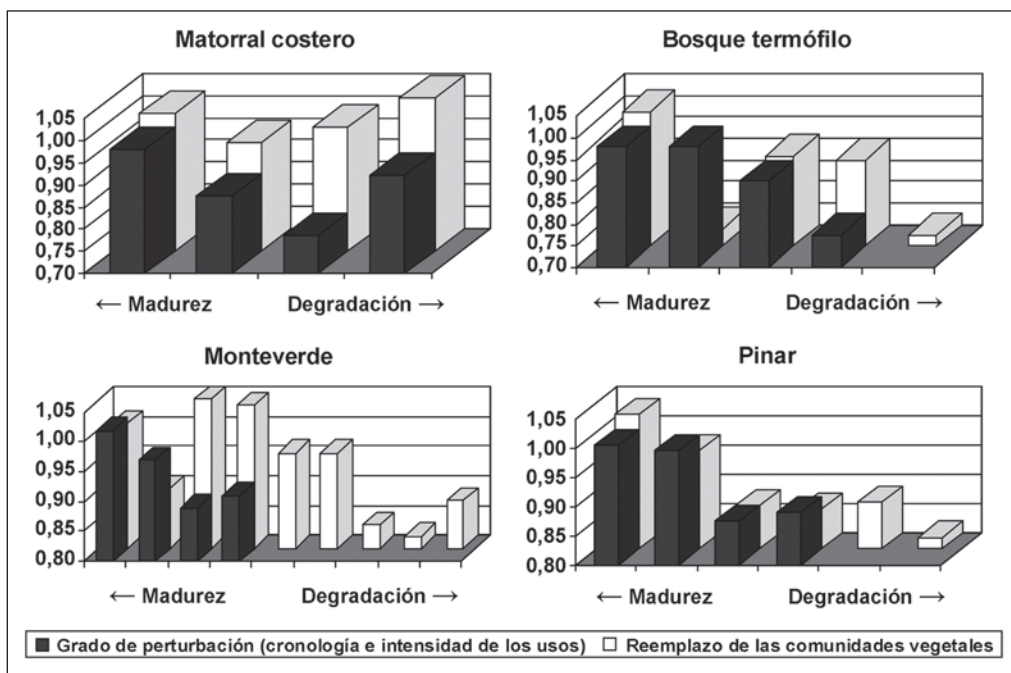


Figura 1. Valores del Índice de Calidad del Suelo en relación a la madurez del ecosistema

Aplicamos la ecuación predictiva a 511 suelos sometidos a perturbaciones de distinta cronología e intensidad. En todos los ecosistemas se observa cómo el Índice se aproxima a 1 en las localidades con mayor grado de naturalidad, distanciándose de este valor a medida que aumenta el grado de degradación del suelo.

## CONCLUSIONES

Las relaciones del Índice con el grado de perturbación antrópica y los procesos sucesionales, refrendan la validez de una aproximación basada en los factores formadores. No obstante, el modelo ha de ser implementado para mejorar su capacidad predictiva y así su utilidad, mediante el empleo de modelos de regresión no-lineal y/o la incorporación de nuevas variables explicatorias que contribuyan a describir las condiciones de formación de los suelos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Armas C.M., Santana B., Mora J.L., Notario J.S., Arbelo C.D., Rodríguez-Rodríguez A. (2007). A Biological Quality Index for volcanic Andisols and Aridisols (Canary Islands, Spain): variations related to the ecosystem degradation. *Sci. Tot. Env.* 378: 238-244.
- Paz Jiménez M. de la, Horra A.M. de la, Pruzzo L., Palma R.M. (2002). Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biol. Fert. Soils* 35: 302-306.
- Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Gil-Sotres F., Seoane S. (1998). Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fert. Soils* 26: 100-106.
- Zornoza R., Mataix-Solera J., Guerrero C., Arcenegui V., Mayoral A.M., Morales J., Mataix-Beneyto J. (2007). Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. *Geoderma* 142: 334-341.

# RELACIONES ECOLÓGICAS DE SUELOS Y VEGETACIÓN EN UN ENTORNO VOLCÁNICO DE ALTA MONTAÑA (EL TEIDE, CANARIAS)

C.D. Arbelo, J.L. Mora, C.M. Armas, J.A. Guerra, A. Hernández, A. Rodríguez Rodríguez

*Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología. Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n. 38204, La Laguna (I. Canarias). antororo@ull.es*

## INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias) conforma un marco de singular interés para el estudio de las primeras etapas en la génesis de los suelos volcánicos y de la sucesión vegetal, debido a la juventud y diversidad de los materiales geológicos, y a un aprovechamiento ganadero secular que hasta hace unas pocas décadas limitó fuertemente el desarrollo vegetal. El objetivo de este estudio es analizar la influencia de cada uno de los factores formadores en las propiedades de los suelos del Parque, la dinámica de la vegetación natural, y cómo las características del suelo delimitan el avance de la recolonización vegetal, en un área frágil y de elevado valor ecológico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo analizamos las propiedades de los suelos y los inventarios florísticos en una cuadrícula de 173 localidades en el Parque Nacional del Teide, utilizando distintas técnicas multivariantes (Legendre & Legendre, 1998) para estudiar las relaciones ecológicas de los suelos y de la vegetación entre sí y con los factores ambientales. Realizamos un PCA (*Principal Component Analysis*) de las propiedades de los suelos a fin de obtener una visión sintética de los principales gradientes edáficos, y un RDA (*Redundancy Analysis*) en relación al clima, la litología (Ablay et al., 1998) y la topografía, para identificar los factores abióticos que más influyen en el suelo. Un DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) y un CCA (*Canonical Correspondence Analysis*) permitieron establecer los principales gradientes florísticos y relacionar las principales comunidades vegetales (retamar; matorral de rosalito; pinar canario; vegetación primocolonizadora) con las propiedades de los suelos del entorno.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El principal gradiente de variación en los suelos se relaciona con el clima, localizándose los suelos de mayor carácter ándico, más ricos en materia orgánica y nutrientes y con una textura y estructura más favorables, en las cotas más bajas y orientadas a los vientos húmedos del NE. La pendiente se asocia a suelos erosionados, someros, pedregosos y pobres en finos. Los suelos desarrollados sobre coladas lávicas son más orgánicos y de reacción más ácida, ricos en fósforo sobre basaltos, y en arcillas, calcio y magnesio sobre fonolitas. Los suelos sobre piroclastos sálicos presentan tonalidades amarillentas intensas y brillantes, y estructuras poco cohesionadas. Los depósitos sedimentarios se asocian a suelos compactos, enriquecidos en bases y elementos gruesos procedentes de las laderas circundantes.

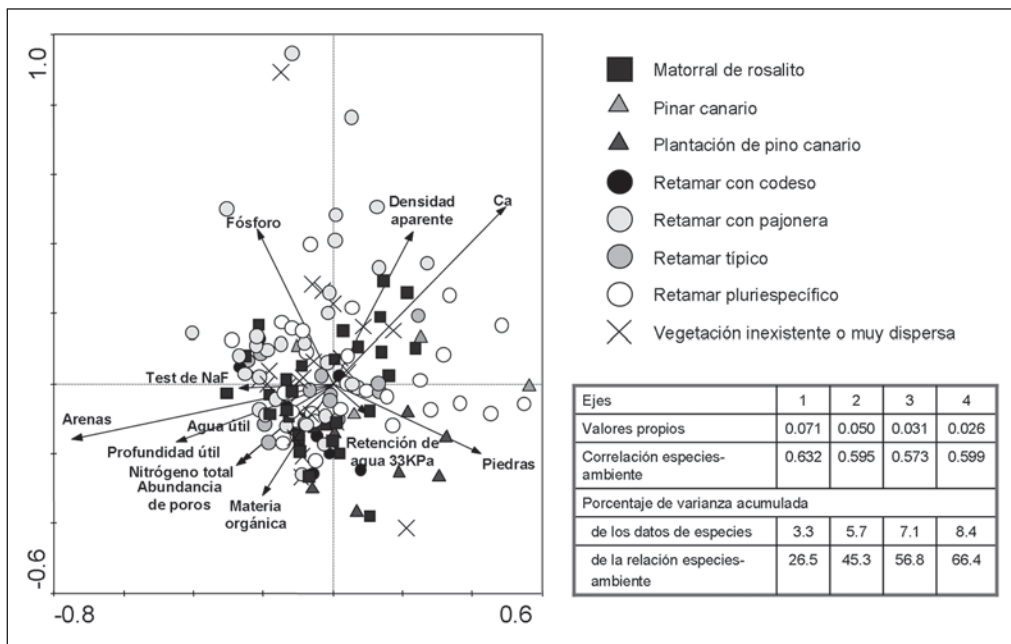


Figura 1. Análisis CCA de la vegetación en relación a las propiedades de los suelos

Los suelos típicos del retamar son ándicos, poco pedregosos y arenosos, bien drenados, ricos en nitrógeno y fósforo. Los suelos que sustentan matorrales de rosalito de cumbre son característicamente líticos, con abundantes afloramientos rocosos. Los suelos bajo pinar son los más orgánicos, debido al mayor aporte de hojarasca. La vegetación primocolonizadora se identifica con suelos muy jóvenes, esqueléticos, pobres en nutrientes, de reacción básica, y con estructuras aún poco desarrolladas.

## CONCLUSIONES

El avance de la recolonización vegetal aparece íntimamente ligado a las propiedades de los suelos, ralentizándose en aquellos más pobres y menos desarrollados. Los resultados ponen de manifiesto la utilidad del conocimiento de la potencialidad del suelo para sustentar una u otra comunidad en esta área de flora singular y vulnerable.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ablay G.J., Carroll M.R., Palmer M.R., Martí J., Sparks R.S.J. (1998). Basanite–phonolite lineages of the Teide-Pico Viejo Volcanic Complex, Tenerife, Canary Islands. *J. Petr.* 39: 905-936.
- Legendre P., Legendre L. (1998). *Numerical Ecology*. Second Edition. Developments in Environmental Modelling 20. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, XV + 853 pp.

# **ÁREA TEMÁTICA 5**

**Conservación de suelos**





# INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO Y DESERTIFICACIÓN

**L. Recatalá Boix**

*Departamento de Planificación Territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (Universitat de València-CSIC-Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia) España. Tel. +00-34-961220540, Fax. +00-34-961270967. luis.recatala@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

En general, existen dos conceptualizaciones para referirse a la calidad de los recursos naturales. Así, algunos científicos (p. ej. Gómez Orea, 2003) se refieren a calidad de un recurso natural como el grado de excelencia o mérito que tiene éste para que se conserve su estructura y funcionalidad en la situación actual. Otros (p. ej. Pierce y Larson, 1993) indican que la calidad de un recurso natural es la capacidad de éste para desarrollar sus funciones. Aunque es evidente que ambas conceptualizaciones se solapan en su definición, sobre todo en cuanto que ambas se refieren a la funcionalidad de un recurso natural, si que parece existir una diferencia importante entre ambas (Recatalá, 2009).

Así, la primera se refiere más a la estructura *per se* del recurso, es decir, a su organización a través de una serie de elementos y componentes, que en su conjunto hacen que tenga un dinamismo y funcionalidad propia en el medio en el que se desarrolla y evoluciona. En definitiva, esta primera conceptualización se refiere a la componente natural del recurso, y por tanto, supone una perspectiva ecocéntrica de entender la calidad. Bajo esta perspectiva, se evalúa la calidad en base a la naturalidad del recurso, reconociendo que aquéllos que presentan mayor complejidad estructural y de organización, en cuanto a mayor número de interrelaciones entre sus elementos, que hace que desarrollen un conjunto más amplio de funciones o que éstas resultan más efectivas, se les considera de mayor calidad.

En cuanto a la segunda conceptualización se refiere más a la potencialidad que presenta un recurso para poder ser explotado o utilizado, gracias a las funciones que puede desarrollar. De ahí, que la cualidad relevante es la capacidad del recurso para desarrollar sus funciones. Esto supone una perspectiva antropocéntrica en la forma de entender la calidad de los recursos naturales, es decir, se considera de mayor calidad aquél recurso que presenta mayor capacidad para desarrollar una función que resulta esencial para establecer una determinada forma de uso o explotación del recurso.

Como puede apreciarse en la Figura 1 cuando un recurso presenta elevada calidad para su conservación por su estructura, organización y funcionalidad y bajo potencial de uso o explotación no se presenta conflicto, de forma que predomina la perspectiva de conservación del recurso (campo de la conservación en la figura). Asimismo, existen situaciones en las que el recurso presenta baja calidad para su conservación, pero, sin embargo, presenta elevado potencial de uso o explotación. En estos casos, no se plantea tampoco conflicto (campo de la explotación en la figura).

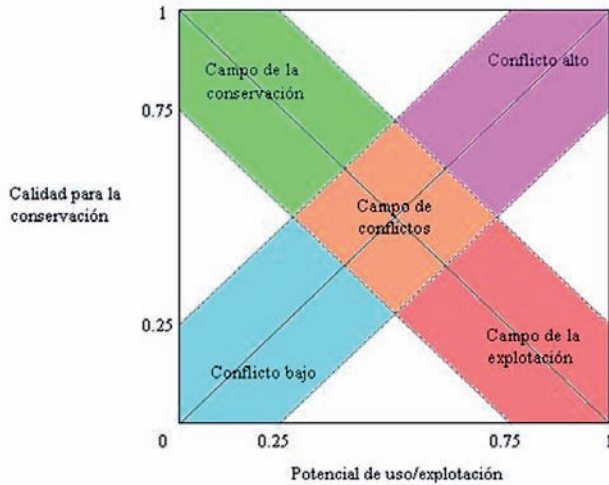


Figura 1. Situaciones de conflicto entre la conservación y explotación de los recursos naturales, modificada de Cendrero (1997); Recatalá *et al.* (2009)

En recursos multifuncionales, es decir, que presentan capacidad para poder desarrollar varios usos (como es el caso del suelo), pueden plantearse diferentes conflictos, y con distintas intensidades, entre su conservación y explotación dependiendo de los valores que se utilicen en cada situación para evaluar sus funciones, y por tanto, su calidad.

Concretamente, en el caso del suelo, a partir de los años 90, existe un reconocimiento explícito de otras funciones (p. ej. protección medioambiental) además de la productiva, como consecuencia del cambio de perspectiva, que acontece en el estudio y evaluación de la calidad del suelo, trascendiendo un enfoque ambientalista al tradicional enfoque productivista (p. ej. NRCA, 1993). En este contexto, son múltiples las definiciones sobre calidad del suelo (p. ej. Larson y Pierce, 1991; Parr *et al.*, 1992; Karlen *et al.*, 1997), y parece que las más aceptadas, desde una perspectiva ambientalista, son las propuestas por Doran y Parkin (1994, 1996) y la SSSA (1995), que se refieren básicamente a la capacidad que presenta un suelo para el mantenimiento de la productividad vegetal y animal, para la protección ambiental y para el mantenimiento e incluso mejora de la salud de los ecosistemas y humana (Figura 2).



Figura 2. Conceptualización de la calidad del suelo bajo una perspectiva ambientalista, elaborada a partir de Doran y Parkin (1996)

En esta definición quedan integradas las dos conceptualizaciones para la evaluación de la calidad de los recursos naturales referidas anteriormente. Así, en cada caso, la evaluación de la calidad del suelo exigirá reconocer la función más relevante en la situación de estudio, pudiendo presentarse situaciones en que todas resulten importantes, e incluso entren en conflicto, como se ha comentado anteriormente. En relación con esto, hay que destacar que para evaluar la calidad del suelo son útiles los sistemas de indicadores. No obstante, para que un sistema de indicadores resulte satisfactorio debe contemplar una serie de aspectos relativos a selección de un conjunto mínimo de indicadores que sea significativo, expresión de éstos en las unidades de medida más adecuadas, sensibilidad de los indicadores a la variabilidad espacial y temporal del suelo, predicción a través de su medida de acciones o prácticas que pueden comprometer el mantenimiento o sostenibilidad de las funciones del suelo, organización de los indicadores seleccionados en un esquema de aplicación que permita analizar las interrelaciones entre acciones de gestión que comprometen la calidad del suelo, los cambios en ésta y las posibles respuestas a tales cambios, e integración de todos los indicadores relativos a las distintas funciones edáficas para la obtención de un valor global referido a la calidad del suelo. En este trabajo se comentan estos aspectos, sobre todo el relativo a la definición de un conjunto mínimo, y se analizan algunos procesos de desertificación que amenazan la calidad de los recursos edáficos en la Comunidad Valenciana, una zona representativa de la Región Mediterránea Europea.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En la figura 3 se indican las distintas etapas del procedimiento general a abordar para la definición de un conjunto mínimo de indicadores para evaluar la calidad del suelo, siendo también aplicable a otros recursos naturales.

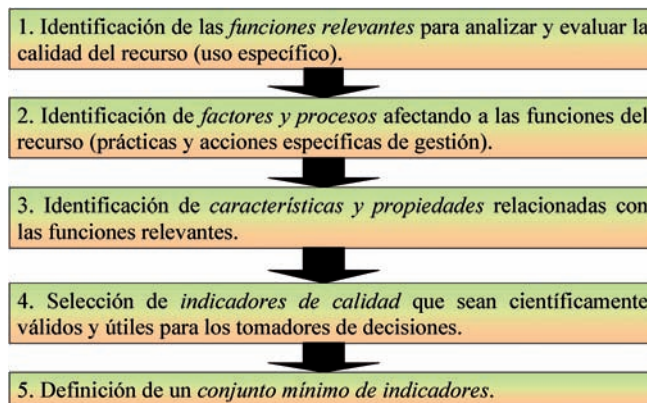


Figura 3. Etapas para el desarrollo de un conjunto mínimo de indicadores

El procedimiento consiste, en primer lugar (etapas 1 a 4 de la figura anterior), en identificar todas las funciones del suelo relevantes en la situación de estudio. Para ello, es importante conocer el uso al que está sometido o va ser sometido el suelo, ya que permitirá identificar la función o funciones edáficas relevantes. A continuación, se identificarán los factores y procesos que pueden afectar a tales funciones. Seguidamente, se identificarán las características y propiedades del suelo que puedan reflejar o indicar, y por tanto se constituyan en indicadores, cambios en esas funciones por los efectos de los factores y procesos. Así, se seleccionará un conjunto inicial de indicadores de calidad del suelo. En segundo lugar, se pueden aplicar determinados procedimientos

(etapa 5) de análisis matemático (p. ej. análisis de componentes principales), que permiten ajustar la propuesta con aquellos indicadores que resulten realmente relevantes para el caso de estudio. De esta manera, se pueden evitar redundancias de información, que además de dificultar el proceso de interpretación y evaluación, pueden encarecer innecesariamente el coste del estudio.

De hecho, el análisis de componentes principales ha sido utilizado con el propósito de revelar las interrelaciones entre diferentes indicadores seleccionados en un conjunto (p. ej. Wang *et al.*, 2003; Masto *et al.*, 2008; Qi *et al.* 2009). Un objetivo común en todos estos estudios ha sido intentar descubrir la dimensionalidad subyacente en el conjunto de indicadores seleccionado, y prácticamente todos ellos han llegado a la conclusión de que unas pocas componentes principales (primeras tres o cuatro) explican más del 60% de la variación total, lo que sugiere la existencia de una gran redundancia en muchos sistemas de indicadores ambientales.

Además del análisis de componentes principales, que constituye un tipo de método multivariante denominado análisis factorial, también se pueden utilizar otros métodos basados en análisis multivariante tales como regresión multivariante (p. ej. Li y Lindstrom, 2001; Mohanty *et al.*, 2007), análisis cluster (p. ej. Einax y Soldt, 1999; Liu *et al.*, 2009) y análisis discriminante (Bredja *et al.* 2000; Villamil *et al.*, 2008) para seleccionar un conjunto mínimo de indicadores de evaluación de la calidad del suelo. Por último, el método basado en análisis factorial denominado modelo de factorización matricial positiva (Paatero y Tapper, 1994), aplicado hace algunos años para la evaluación de la calidad del aire (p. ej. Paterson *et al.*, 1999) y del agua (p. ej. Reinikainen *et al.*, 2001), y recientemente para la evaluación de la calidad del suelo (p. ej. Lu *et al.*, 2008) parece mejorar los resultados con respecto a los obtenidos a través de análisis de componentes principales, ya que permite acometer la no linealidad entre variables y determinadas restricciones respecto a los valores que pueden tener las variables. Otras técnicas que también se están utilizando recientemente, con resultados satisfactorios, para evaluar la calidad del suelo a través de indicadores son las basadas en modelización difusa (p. ej. Torbert *et al.*, 2008).

Una vez seleccionado el conjunto de indicadores, la expresión de los mismos en las unidades de medida más adecuadas es de suma importancia para poder analizar e interpretar la relevancia, en términos de calidad del suelo, de los valores medidos con ellos, como enfatizan Doran y Parkin (1996). Estos autores señalan que resulta más adecuado expresar los valores de los indicadores en unidades de volumen a través de la densidad aparente del suelo que en unidades de peso.

En relación con la variabilidad natural espacial y temporal del suelo, deben realizarse estimaciones que permitan establecer límites de variación de los indicadores debida a condiciones naturales; de manera que, cuando los valores de los indicadores estén fuera del conjunto de tales límites indiquen efectos reales de las prácticas de gestión sobre la calidad del suelo (p. ej. Doran y Parkin, 1996; Schipper y Sparling, 2000; Moussa *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 2008; Bell y Raczkowski, 2008; Masto *et al.*, 2008). Es cierto, que en muchos casos no se partirá de datos suficientes para poder estimar o calcular la variabilidad natural temporal de las características y propiedades del suelo, asociadas con los indicadores seleccionados. En estos casos, es interesante aplicar, en primer lugar, los indicadores seleccionados en áreas que presenten suelos similares a los de la zona de estudio, pero no sometidos a acción antrópica o poco antropizados. De esta manera, se puede estimar la variación en la medida de los indicadores por causas naturales. Cuando esta estrategia no puede ser realizada, entonces resulta adecuado definir e implementar un plan de seguimiento, vigilancia y control, como comentan algunos autores (p. ej. Moussa *et al.*, 2006), a través del cual se apliquen los indicadores, con la finalidad de poder dilucidar si existen variaciones naturales temporales de las condiciones del suelo, debido a influencias de determinados factores ambientales. Así, la existencia de datos temporales sobre características y propiedades del suelo facilita la evaluación de la calidad del suelo a través de indicadores (p. ej. Cathcart *et al.*, 2008).

El significado de los indicadores debe ser evaluado en términos de sostenibilidad del sistema (o caso) en el que se aplican, puesto que si no es así la evaluación sería meramente descriptiva, en vez de preventiva (Cendrero, 1997); y por consiguiente, inefectiva para preservar la funcionalidad del mismo. Esto significa que el análisis de los indicadores de calidad del suelo debe proporcionar una base para proponer prácticas adecuadas de gestión del suelo, que permitan mantenerla e incluso mejorarla (p. ej. Arshad, 2002; Blum, 2002; Pattison *et al.*, 2008; Mastro *et al.*, 2008; Pompili *et al.*, 2008; Singh y Khera, 2009). Cornforth (1999) indica los requerimientos que deben cumplir los indicadores de calidad del suelo para su evaluación en el marco de la sostenibilidad.

La aplicación de un conjunto de indicadores por tomadores de decisiones, planificadores y gestores del suelo, se ve facilitada si tales indicadores se organizan en un esquema o marco de trabajo. Para este propósito, uno de los esquemas de evaluación ambiental que resulta útil, para organizar indicadores de calidad del suelo y en general del conjunto de recursos naturales de un medio, es el denominado esquema de presión-estado-respuesta (p. ej. Pieri *et al.*, 1995; SCOPE, 1995), como han puesto de manifiesto algunos autores (p. ej. Dumanski y Pieri, 1996; Crabtree y Bayfield, 1998; Blum, 2002; Recatalá *et al.*, 2002). Este esquema (Figura 4) ha sido adoptado por la mayoría de países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) y por el Banco Mundial para aplicación de indicadores ambientales (Recatalá *et al.*, 2002).

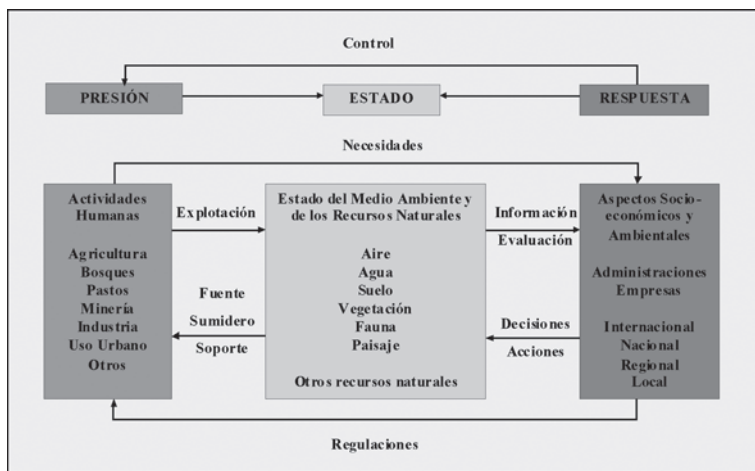


Figura 4. Esquema de organización de Indicadores de Presión-Estado-Respuesta, modificado de Pieri *et al.* (1995); Recatalá *et al.* (2002)

La integración o combinación de indicadores se realiza mediante los denominados modelos funcionales, que consisten en realizar una combinación de los indicadores para obtener un valor global respecto a cada una de las funciones del suelo a evaluar; que posteriormente, pueden ser también integradas, para obtener un valor que refleje de manera conjunta la calidad del suelo. Este valor es utilizado para realizar comparaciones de la calidad del suelo entre varios sitios o entre situaciones diferentes. Por ejemplo, dos sitios que se diferencian en las prácticas de gestión, realizadas en el suelo, para un mismo cultivo. De acuerdo con Harris *et al.* (1996) existen dos aproximaciones de este tipo de métodos, los denominados índices de calidad basados en funciones matemáticas de simulación (p. ej. Larson y Pierce, 1994; Doran y Parkin, 1994) y los índices basados en funciones matemáticas de puntuación (p. ej. Karlen *et al.*, 1994).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 5a muestra los suelos de alta o muy calidad de la Comunidad Valenciana bajo una perspectiva ambientalista, que integra la dimensión ecocéntrica indicada en la introducción, es decir atendiendo al nivel de organización y estructuración de los horizontes y perfil del suelo, que hacen que su función más relevante sea la de mantenimiento de un ecosistema de elevado valor ecológico. De acuerdo con los criterios e indicadores aplicados en esta evaluación (Recatalá y Sánchez 1993; Recatalá 1995; Sánchez *et al.*, 2004) los grupos de suelos de mayor calidad, es decir, con mayor grado de equilibrio con las condiciones ambientales, incluyen Phaeozems, Chernozems, Kastanozems, Leptosoles, Acrisoles, Arenosoles, Gleysoles, Histosoles, Solonchacks y Luvisoles (FAO, 1998). Según esta evaluación, los suelos de alta o muy alta calidad representan el 28% del territorio de la Comunidad Valenciana. Sin embargo, considerando una dimensión antropocéntrica, la evaluación de la calidad del suelo atendiendo a su potencialidad de uso para actividades agrícolas muestra que la distribución de calidad de los suelos en la Comunidad Valenciana (Figura 5b) es diferente a la mostrada en la figura anterior. En este caso, los suelos de mayor calidad son aquéllos que presentan una buena función productiva, es decir, los que se caracterizan por ser de clase A y B de capacidad de uso, de acuerdo con los criterios e indicadores aplicados en esta evaluación (Antolín y Añó, 1998). Según esta dimensión los grupos de suelos de mayor calidad incluyen Fluvisoles, Cambisoles y Luvisoles (FAO, 1998), y representan el 15,5% del territorio de la Comunidad. Como puede observarse si se comparan ambas figuras en algunas áreas se identifican suelos que poseen una elevada calidad tanto por su función de mantenimiento del ecosistema como por su función productiva. Estos son los suelos sobre los que podría existir un mayor grado de conflicto entre su conservación y su explotación. Estos conflictos deben intentar resolverse en el marco de la planificación de usos del territorio (Recatalá y Sánchez, 2000) como muestran, por ejemplo, Recatalá *et al.* (2000) y Recatalá y Zinck (2008 a y b).

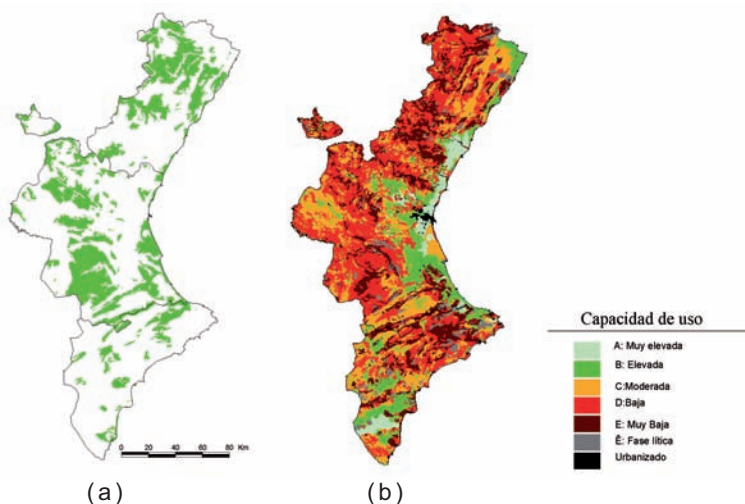


Figura 5. (a) Suelos de muy alta o alta calidad atendiendo a su nivel organización y grado de equilibrio con las condiciones ambientales, Sánchez *et al.* (2004). (b) Capacidad de uso para actividades agrarias de los suelos de la Comunidad Valenciana (Antolín y Añó, 1998). Los suelos de muy alta o alta calidad, atendiendo a su potencialidad de uso agrícola, se corresponden con los de las clases A y B, respectivamente



Por otra parte, en la Figura 6 se muestra la distribución espacial de varios procesos de desertificación relevantes en la Comunidad Valenciana. Si se comparan estos mapas con los mapas anteriores de calidad de suelos puede observarse que mientras que la erosión hídrica constituye la principal amenaza para la degradación de los suelos con mayor grado de equilibrio con las condiciones ambientales, en el caso de los suelos de mayor productividad es la salinización, además de la contaminación y la asfaltización, la que puede aumentar el riesgo de desertificación.

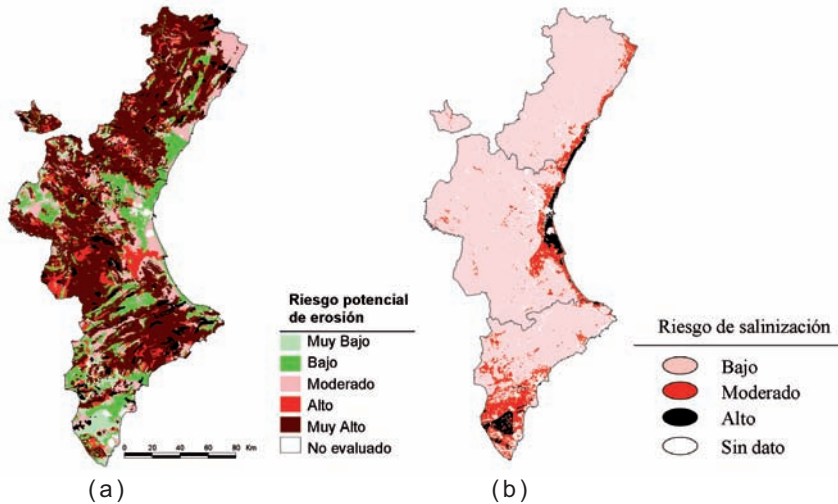


Figura 6. (a) Riesgo potencial de erosión hídrica en la Comunidad Valenciana, Antolín (1998). (b) Riesgo de salinización en la Comunidad Valenciana, De Paz *et al.* (2004)

La combinación de estos mapas, en el marco de un Sistema de Información Geográfica (SIG), permite acotar el área de suelos de elevada calidad que pueden resultar afectados por un proceso de desertificación. A modo de ejemplo, la figura 7 muestra los suelos con mayor grado de equilibrio con las condiciones ambientales y que están manteniendo ecosistemas de alto valor ecológico, cuya calidad está amenazada por el proceso de erosión hídrica, representando en total un 22% del territorio. En esta área el mantenimiento de la cobertura vegetal es crucial para el mantenimiento de la calidad de suelos, y debe por tanto, evitarse su destrucción sobre todo por incendios forestales.

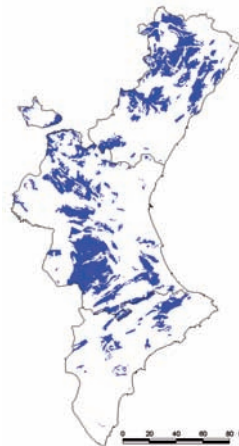


Figura 7. Suelos de alta o muy alta calidad atendiendo a su nivel organización y grado de equilibrio con las condiciones ambientales que se encuentran amenazados por erosión hídrica, de acuerdo con Sánchez *et al.* (2004)



Recientemente, Rasal *et al.* (2007), a partir de un trabajo de investigación dirigido por el autor del presente trabajo, desarrollaron un conjunto mínimo de indicadores para evaluar la calidad ambiental (incluyendo indicadores de calidad del suelo) en una zona mediterránea semiárida, la comarca del Camp de Morvedre en la Comunidad Valenciana. En este contexto la calidad ambiental quedó referida a las funciones básicas que realiza el medio en cuanto a fuente de recursos, sumidero, soporte de actividades y ser depositario de la naturalidad de los ecosistemas (Cendrero; 1997; Cendrero *et al.*, 2002). Del total de indicadores posibles para evaluar la calidad ambiental se seleccionó inicialmente un conjunto de 72 indicadores, a partir del cual se extrajo un conjunto de 24 indicadores. Para el establecimiento de este conjunto, se consideraron las restricciones en la disponibilidad, calidad o accesibilidad de la información, así como el manejo efectivo y práctico de la información, y la aplicabilidad de dichos indicadores en las condiciones específicas del área de estudio en particular, y del ámbito Mediterráneo Valenciano en general.

Para la selección de un conjunto mínimo de indicadores, siguiendo el procedimiento especificado en el apartado de material y métodos, consistente en la aplicación del análisis de componentes principales al conjunto inicialmente seleccionado, no se disponía de una base de datos completa donde la relación entre el número de medidas de cada indicador y el número de indicadores fuese igual o superior a 3, como es premisa necesaria para aplicar con rigor matemático dicho análisis (Yu *et al.*, 1998). Por tanto, no se pudo aplicar el procedimiento matemático de selección de un conjunto mínimo de indicadores mediante componentes principales. Así, alternativamente, se recurrió a un procedimiento más sencillo, en el que al considerar que la calidad ambiental se evaluaba a través de cuatro aspectos (naturalidad, fuente de recursos, sumidero y soporte), y cada uno de ellos mediante tres indicadores (uno de presión, uno de estado y uno de respuesta), se estableció que el conjunto mínimo de indicadores debía contener 12 indicadores. Así, a partir del conjunto de 24 indicadores se definieron los cuatro conjuntos de 12 indicadores más relevantes para su aplicación en el área de estudio, como posibles conjuntos mínimos de indicadores.

Después del análisis de los resultados se consideró que el conjunto que mejor se ajustaba a la realidad, teniendo en cuenta la diferenciación de la calidad ambiental entre distintos municipios, era el que se muestra en la tabla 1, incluso mejor que el conjunto formado por el conjunto inicial de 24 indicadores (Figura 8a y 8b). Esto era debido a que por una parte reflejaba el valor de la calidad ambiental discriminando con mayor grado a los municipios pertenecientes a diferentes sectores (zona interior, zona intermedia y zona litoral) del ámbito Mediterráneo en función de los conflictos de usos y aspectos socioeconómicos más relevantes en cada uno de ellos. Además, en comparación con otros posibles conjuntos mínimos conformados por 12 indicadores, el conjunto seleccionado incluye indicadores referidos a los dos recursos naturales básicos (suelo y agua) para la implantación y desarrollo de las principales actividades (agricultura, usos urbano-industriales) del área de estudio, y que son fundamentales para la evaluación de la calidad ambiental.

Tabla 1. Conjunto mínimo de indicadores seleccionado para la evaluación de la calidad ambiental en la zona piloto del Camp de Morvedre (Rasal, 2006; Rasal *et al.*, 2007)

CALIDAD AMBIENTAL				
FUNCIÓN	TEMA	INDICADORES DE PRESIÓN	INDICADORES DE ESTADO	INDICADORES DE RESPUESTA
I. Naturaleza	Suelo	Densidad de vías de comunicación	Superficie natural arbolada	Territorio protegido
II. Fuente	Suelo	Población en relación con suelos de alta capacidad agrícola	Superficie de suelos de alta capacidad agrícola (A y B)	Suelos de alta capacidad protegidos / cultivado
III. Sumidero	Agua	Consumo anual de agua	Calidad de las aguas	Aguas depuradas
IV. Soporte	Suelo	Sellado antropogénico del suelo	Superficie de suelo urbanizable respecto el total del municipio	Superficie no urbanizable respecto el total del municipio

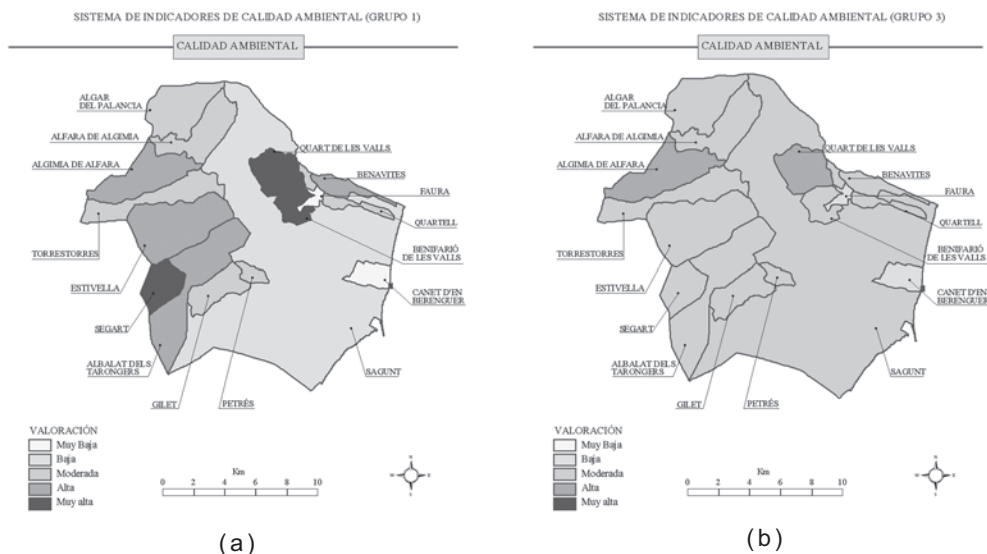


Figura 8. (a) Calidad ambiental en la Comarca del Camp de Morvedre según la aplicación de un conjunto mínimo de 12 indicadores. (b) Calidad ambiental en la Comarca del Camp de Morvedre según la aplicación de un conjunto inicial de 24 indicadores

Fuente: Rasal (2006); Rasal *et al.* (2007)

Posteriormente, este conjunto mínimo de indicadores se ha aplicado, con algunas modificaciones según la disponibilidad de información, a nivel local (Recatalá *et al.*, 2008c), a nivel comarcal (Recatalá, 2009) y a nivel regional (Recatalá *et al.*, 2008d) en la Comunidad Valenciana, permitiendo analizar y evaluar las relaciones entre la calidad ambiental y los procesos de desertificación identificados.

## CONCLUSIONES

Actualmente, existe el reconocimiento de analizar y evaluar la calidad del suelo tomando como referencia sus funciones, que desde el punto de vista ambiental son tres: productiva, de protección ambiental y de mantenimiento e incluso mejora de la salud de los ecosistemas y humana. Así, pueden plantearse diferentes conflictos, y con distintas intensidades, entre su conservación y explotación dependiendo de los valores que se utilicen en cada situación para evaluar sus funciones, y por tanto, su calidad. Estos conflictos deben intentar resolverse en el marco de la planificación de usos del territorio (Recatalá y Sánchez, 2000; Recatalá *et al.*, 2000; Recatalá y Zinck, 2008a y b). En este contexto, resulta útil analizar y evaluar los procesos de degradación (desertificación) que amenazan la calidad de los recursos edáficos para proponer prácticas de gestión que faciliten su mantenimiento o incluso mejora. El análisis realizado en este sentido en este trabajo en la Comunidad Valenciana, dado que es una zona representativa de la Región Mediterránea Europea, puede ser extrapolable a este territorio.

La adecuada evaluación de la calidad del suelo a través de un sistema de indicadores requiere la definición de un conjunto mínimo de indicadores. El análisis de componentes principales facilita la definición de un conjunto mínimo de indicadores, si bien su aplicación exige un nivel de información no siempre disponible. Aunque incluso cuando la información sobre el suelo es escasa, se pueden ensayar conjuntos que incluyan un único indicador por función, de forma que se seleccione el que logre el mayor grado de discriminación en el territorio, como el ejercicio que se ha presentado en este trabajo, realizado en una zona piloto del ámbito Mediterráneo, la insuficiente información disponible sobre características y propiedades del suelo relevantes para analizar y evaluar la calidad del suelo, y la ausencia de métodos estandarizados para medirlas, como comentan algunos autores (p. ej. Gil-Sotres *et al.*, 2005), dificulta la aplicación de estas aproximaciones metodológicas con el rigor que sería deseable. Se requieren, por tanto, mayores esfuerzos en la elaboración de bases de datos completas sobre los recursos edáficos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Antolín (Coord.). (1998). *El suelo como recurso natural en la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports (COPUT). Generalitat Valenciana. Colección Territori N° 8. Valencia.
- Antolín, C. y Añó, C. (1998). Capacidad de Uso de los suelos de la Comunidad Valenciana. En: C. Antolín (Coord.), *El suelo como recurso natural en la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports (COPUT). Generalitat Valenciana. Colección Territori N° 8. Valencia. Pp. 111-131.
- Arshad, M. (2002). Monitoring selected soil quality indicators for sustainable land management. In: J. L. Rubio, R.P.C Morgan, S. Asins y V. Andreu (Eds.), *Proceedings of the Third International Congress of the European Society for Soil Conservation, Man and Soil at the Third Millennium*. Geoforma Ediciones, Logroño. Pp. 861-869.

- Bell, M.C y Raczkowski, C.W. (2008). Soil property indices for assessing short-term changes in soil quality. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:70-79.
- Blum, W.E.H. (2002). Soil quality indicators based on soil functions. In: J. L. Rubio, R.P.C Morgan, S. Asins y V. Andreu (Eds.), *Proceedings of the Third International Congress of the European Society for Soil Conservation, Man and Soil at the Third Millennium*. Geoforma Ediciones, Logroño. Pp. 149-151.
- Brejda, J.J.; Karlen, D.L.; Smith, J.L. y Allan, D.L. (2000). Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. *Soil Science Society of America Journal* 64: 2125–2135.
- Cathcart, J.; Cannon, K.; y Heinz, J. (2008). Selection and establishment of Alberta agricultural soil quality benchmark sites. *Canadian Journal of Soil Science* 88:399-408.
- Cendrero, A., (1997). Indicadores de desarrollo sostenible para la toma de decisiones. *Naturzale* 12: 5-25.
- Cendrero, A.; Francés, E.; Latrubesse, E.; Predo, E. M.; Fabbri, A.; Panizza, M.; Cantú, M. P.; Hurtado, M.; Jiménez, J. E.; Cabral. M.; Tecchi, R. A.; Hamity, V.; Fermán, J. L.; Quintana, C.; Ceccioni, A.; Recatalá, L.; Bayer, M.; Aquino, S. (2002). Projecto Relesa-Elanem: uma Nova Proposta Metodológica de Índices e Indicadores para Avaliação da Qualidade Ambiental. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 3:33-47.
- Cornforth, I.S. (1999). Selecting indicators for assessing sustainable land management. *Journal of Environmental Management* 56:173-179.
- De Paz, J.M.; Visconti, F.; Zapata, R. y Sánchez, J. (2004). Integration of two simple models in a geographical information system to evaluate salinization risk in irrigated land of the Valencian Community, Spain. *Soil Use and Management* 20: 333-342.
- Crabtree, B. y Bayfield, N. (1998). Developing sustainability indicators for mountain ecosystems: a study of the Cairngorms, Scotland. *Journal of Environmental Management* 52:1-14.
- Doran, J.W. y Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: J.W. Doran *et al.* (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA and ASA, Madison, Wisconsin. Pp. 3-22.
- Doran, J.W. y Parkin, T.B. (1996). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: J.W. Doran y A.J. Jones (Eds.), *Methods for assessing soil quality*. SSSA Special Publication 49. Soil Science Society of America, Madison. Wisconsin. Pp. 25-37.
- Dumanski, J. y Pieri, C. (1996). Application of the pressure-state-response framework for the land quality indicators (LQI) programme. *Proceedings of the Workshop organized by the FAO Agriculture and Sustainable Development Departments*, 25-26 January. Food and Agriculture Organization (FAO). Rome.
- Einax, J.W. y Soldt, U. (1999). Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils—merits and limitations. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 46:79–91.
- FAO (1998). *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports. N. 84. Food and Agriculture Organization (FAO). Rome.
- Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M.C. y Seoane, S. (2005). Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 877-887.
- Gómez Orea, D. (2003). *Evaluación del Impacto Ambiental*. Segunda Edición. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Harris, R.F.; Karlen, D.L. y Mulla, D.J. (1996). A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health. In: J.W. Doran and A.J. Jones (Eds.), *Methods for assessing soil quality*. SSSA Special Publication 49. Soil Science Society of America, Madison. Wisconsin. Pp. 61-82.

- Karlen, D.L.; Wollenhaup, N.C.; Erbach, D.C.; Berry, E.C.; Swan, J.B.; Eash, N.S. y Jordahl, J.L. (1994). Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil and Tillage Research* 31:149-167.
- Karlen, D.L.; Wollenhaup, N.C.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F., Schuman, G.E. (1997): Soil Quality: A Concept, Definition and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal* 64: 4-10.
- Larson, W.E. y Pierce, F.J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. In: J. Dumanski *et al.* (Eds.), *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*. Vol. 2: Technical papers. International Board for Soil Research and Management. Bangkok, Thailand. Pp. 175-203.
- Larson, W.E. y Pierce, F.J. (1994): The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: J.W. Doran *et al.* (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA and ASA, Madison, Wisconsin. Pp. 37-52.
- Li, Y. y Lindstrom, M.J. (2001). Evaluating soil quality–soil redistribution relationship on terraces and steep hillslope. *Soil Science Society of America Journal* 65:1500–1508.
- Liu, Y.; Wu, SH.; Zheng, D. y Dai, E.F (2009). Soil indicators for eco-geographic regionalization: A case study in mid-temperate zone of eastern China. *Journal of Geographical Sciences* 19: 200-212.
- Lu, J.; Jiang, P.; Wu, L. y Chang, A.C. (2008). Assessing soil quality data by positive matrix factorization. *Geoderma* 145:259-266.
- Masto, R.E.; Chhonkar, P.K.; Singh D. y Patra A.K.(2008). Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring and Assessment* 136:419-435.
- Mohanty, M.; Painuli, D.K.; Misra, A.K. y Ghosh, P.K. (2007). Soil quality effects of tillage under rice–wheat cropping on a Vertisol in India. *Soil & Tillage Research* 92:243–250.
- Moussa, A.S.; Van Rensburg, L.; Kellner, K. y Bationo, A. (2006). Soil Indicators of Rangeland Degradation in a Semi-arid Communal District in South Africa. In: C. y T. Schaaf (Eds.). *Future of Drylands*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. Pp. 383-393.
- NRCA. (1993). *Soil and water quality: An agenda for agriculture*. National Research Council of America. National Academy Press, Washington, DC.
- Oliveira, A.C.; Silva, C.A.; Curi, N; Guilherme, L.R.G. y Rangel, O.J.P. (2008). Chemical indicators of the quality of organic matter of soil from the Rio das Mortes watershed under different coffee plant managements. *Quimica Nova* 31:1733-1737.
- Paatero, P. y Tapper, U. (1994). Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5:111–126.
- Parr, F.J.; Papendick, R.I; Hornick, S.B y Meyer, R.E. (1992). Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:5-11.
- Paterson, K.G.; Sagaday, J.L.; Hooper, D.L.; Bertman, S.B.; Carroll, M.A. y Shepson, P.B. (1999). Analysis of air quality data using positive matrix factorization. *Environmental Science & Technology* 33:635–641.
- Pattison, A.B.; Moody, P.W.; Badcock, K.A.; Smith, L.J.; Armour, J.A.; Rasiah, V.; Cobon, J.A.; Gulino, L.M. y Mayer, R. (2008). Development of key soil health indicators for the Australian banana industry. *Applied Soil Ecology* 40:155-164.
- Pierce, F.J. y Larson, W.E. (1993). Developing better criteria to evaluate sustainable land management. In: J.M. Kimble (Ed.). *Utilization of Soil Survey Information for Sustainable Land Use*. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Washington, D.C., USA. Pp. 7-14.
- Pieri, C., Dumanski, J., Hamblin, A. y Young, A. (1995). *Land Quality Indicators*. World Bank. Washington D.C.

- Pompili, L.; Mellina, A.S.; Benedetti, A. y Bloem, J.(2008). Microbial indicators in three agricultural soils with different management. *Fresenius Environmental Bulletin* 17:1128-1136.
- Qi, Y.; Darilek, J.L.; Huang, B.; Zhao, Y.; Sun, W. y Gu, Z. (2009). Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma* 149:325-334.
- Rasal, M. (2006). *Calidad Ambiental y Cambios de Uso del Suelo en el Ámbito Mediterráneo: Un caso de estudio en la Comarca del Camp de Morvedre*. Trabajo de investigación, Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), Universitat de València, Valencia.
- Rasal, M.; Recatalá, L.; Pascual, J.A. y Sánchez, J. (2007). Desarrollo de un conjunto mínimo de indicadores para la evaluación y seguimiento de la calidad ambiental en áreas afectadas por desertificación en el ámbito mediterráneo. In: A. Rodríguez Rodríguez y C.D. Arbelo Rodríguez (Eds.), *Libro de actas del III Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos y la Desertificación*. Fuerteventura, Islas Canarias. Pp 373-374.
- Recatalá, L. y Sánchez, J. (1993). Propuesta metodológica para valoración de la calidad ambiental de suelos para evaluación de impacto ambiental en el ámbito mediterráneo valenciano. En: R. Ortiz Silla (Ed.), *Problemática Geoambiental y Desarrollo*. SEGAOT, Murcia. Pp 727-737.
- Recatalá, L. (1995). *Propuesta Metodológica para Planificación de los Usos del Territorio y Evaluación de Impacto Ambiental en el Ámbito Mediterráneo Valenciano*. Tesis Doctoral. Universitat de València, Servei de Publicacions de la Universitat de València, Valencia.
- Recatalá, L. y Sánchez, J (2000). Planificación de los usos del territorio y evaluación del impacto ambiental: instrumentos para la utilización racional del Medio Ambiente. *Bio* 20: 10-16.
- Recatalá, L.; Ive, J. R.; Baird, I.A.; Hamilton, N. y Sánchez, J. (2000). Land-use planning in the Valencian Mediterranean Region: Using LUPIS to generate issue relevant plans. *Journal of Environmental Management* 59:169-184.
- Recatalá, L.; Fabbri, A.G.; Zinck, J.A.; Francés, E. y Sánchez, J (2002). Environmental indicators for assessing and monitoring desertification and its influence on environmental quality in Mediterranean arid environments. In: J. L. Rubio, R.P.C Morgan, S. Asins Y V. Andreu (Eds.). *Proceedings of the Third International Congress of the European Society for Soil Conservation, Man and Soil at the Third Millennium*. Geoforma Ediciones, Logroño. Pp 897-910.
- Recatalá, L. y Zinck, J.A. (2008a). Land-Use Planning in the Chaco Plain (Burruyacú, Argentina): Part 1: Evaluating Land-Use Options to Support Crop Diversification in an Agricultural Frontier Area Using Physical Land Evaluation. *Environmental Management* 42: 1043-1063.
- Recatalá, L. y Zinck, J.A. (2008b). Land-Use Planning in the Chaco Plain (Burruyacú, Argentina): Part 2: Generating a Consensus Plan to Mitigate Land-Use Conflicts and Minimize Land Degradation. *Environmental Management* 42: 200-209.
- Recatalá, L.; Pastor, A. y Sánchez, J (2008c). Indicators and indices integrated in Agenda 21 for the assessment of desertification processes in Mediterranean environments. In: W.E.H. Blum, M.H. Gerzabek and M. Vodrazka (Eds.), *Book of Abstracts EUROSIL 2008*, Viena, Austria.
- Recatalá, L.; Añó, C.; Valera, A. y Sánchez, J (2008d). Sistema de indicadores para evaluar la desertificación en la Comunidad Valenciana (España). In: C. Aleandre, J. Nunes y J. Andrade (Coords.), *Livro de Resumos do III Congresso Ibérico da Ciência do Solo*. Evora, Portugal.
- Recatalá, L. (Dir.) (2009). *Indicadores e Índices Integrados en la Agenda 21 Local para la Evaluación de la Calidad Ambiental en Áreas Afectadas por Desertificación del Ámbito Mediterráneo*. Fundación Biodiversidad, Universitat de València. Valencia. 416 p.
- Reinikainen, S.P.; Laine, P.; Minkkinen, P. y Paatero, P. (2001). Factor analytical study on water quality in Lake Saimaa, Finland. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 369:727-732.
- Sánchez, J.; Recatalá, L.; Antolín, C.; Carbó y De Paz, J.M. (2004). How can be soil degradation approached for a sustainable land use?. An holistic perspective for the Mediterranean region based on



- soil quality, characteristics and processes. *Proceedings of the 13th International Soil Conservation Organisation Conference*. Brisbane, Australia.
- Schipper, L.A. y Sparling, G.P. (2000). Performance of Soil Condition Indicators Across Taxonomic Groups and Land Uses. *Soil Science Society of America Journal* 64:300-311.
  - SCOPE (1995). Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on the environment in the context of sustainable development. In: N. Gouzee, B. Mazija y S.B. Bharz (Eds.), *Indicators of sustainable development for decision-making*. Federal Planning Office. Brussels, Belgium.
  - Singh, M.J. y Khera, K.L. (2009). Physical Indicators of Soil Quality in Relation to Soil Erodibility Under Different Land Uses. *Arid Land Research and Management* 23:152-167.
  - SSSA (1995). *SSSA Statement on soil quality*. Agronomy News. June 7. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
  - Torbert, H.A.; Krueger, E. y Kurtener, D. (2008). Soil quality assessment using fuzzy modelling. *International Agrophysics* 22: 365-370.
  - Villamil, M.B.; Miguez, F.E. y Bollero, G.A. (2008). Multivariate Analysis and Visualization of Soil Quality Data for No-Till Systems. *Journal of Environmental Quality* 37: 2063-2069.
  - Wang, Z.; Chang, A.C.; Wu, L. y Crowley, D. (2003). Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma* 114:261-278.
  - Yu, Ch.Ch.; Quinn, J.T.; Dufournaud Ch.M.; Harrington, J.J.; Rogers, P.P. y Lohani, B.N. (1998). Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *Journal of Environmental Management* 53:101-119.

# INCREMENTO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN UN VIÑEDO DE LA D. O. Ca. RIOJA CON DISTINTAS CUBIERTAS VEGETALES: EFECTO DE LA ESTRATIFICACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN INDICADORES DE LA CALIDAD DEL SUELO

F. Peregrina<sup>1</sup>, C. Larrieta<sup>1</sup>, S. Ibáñez<sup>1</sup> y E. García-Escudero<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de las Ciencias de la Vid y el Vino-ICVV( Gobierno de La Rioja, Universidad de La Rioja y CSIC) Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario (CIDA)<sup>1</sup>,  
Ctra. Logroño-Mendavia NA-134 Km. 87,8. 26071 Logroño. viticultura4.cida@larioja.org

## INTRODUCCIÓN

Existen prácticas agrícolas que son conocidas por su estímulo para la acumulación adicional de carbono en el suelo, con la consiguiente mejora de su fertilidad y efectos positivos sobre la productividad y el medioambiente. En el caso de los cultivos perennes, una de estas prácticas consiste en el uso de una cubierta vegetal continua y protectora sobre la superficie del suelo constituida por materiales vegetales vivos o muertos (Robert, 2002). Recientes estudios sugieren que estas técnicas pueden incrementar las fracciones lábiles y resistentes de materia orgánica del suelo en agrosistemas cerealistas bajo clima mediterráneo (Álvaro-Fuentes et al., 2008). No obstante, para cultivos perennes se cuenta todavía con poca información. Los cultivos perennes tienen dinámicas de C distintas de los cultivos anuales debido a la menor frecuencia del laboreo.

En este sentido, los viñedos representan un agrosistema perenne ideal para utilizar cubiertas vegetales y técnicas de no-laboreo, con objeto de incrementar el contenido en materia orgánica. En el caso de la viticultura, la cubiertas vegetales pueden ser además una manera eficaz de controlar el exceso de vigor, que es uno de los problemas que tiene una importancia cada vez mayor en la viticultura de la D.O.Ca. Rioja. Los suelos de viñedo de la D.O.Ca. Rioja presentan en general niveles de materia orgánica menores del 1 % (Peregrina et al., 2008), y se encuentran bajo la influencia de un clima mediterráneo y semiárido donde la capacidad de resiliencia es menor (Romayà et al., 2007).

Por todo ello, se plantea estudiar la capacidad de las cubiertas vegetales para incrementar el carbono del suelo, y su efecto en la calidad del suelo, en un viñedo con un suelo representativo de la D. O. Ca. Rioja.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se estableció el ensayo en un viñedo ubicado en la finca La Grajera, propiedad de la Comunidad Autónoma de La Rioja. Este viñedo fue plantado en 1994, siguiendo un sistema de conducción en vaso, con la variedad Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, y con un marco de plantación de 2,90x1,15 m. El suelo se clasifica como Haploxerepts (Soil Survey Staff, 2006). La textura en los 30 cm superficiales queda definida por un 33,7 % de arena, 43,3 % de limo y 23,0 % de arcilla. El contenido en carbonatos es del 14,9 %, un pH en agua 8,62 y un contenido de materia orgánica de 0,93 %.

Se plantearon tres tratamientos: laboreo (L), cubierta espontánea (CE) y cubierta vegetal sembrada de *Festuca longifolia* (CS). En todos los tratamientos, la línea se mantuvo libre de vegetación con la ayuda de tratamientos herbicidas localizados. Se estableció un diseño en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento y 60 cepas por repetición. Las cubiertas fueron instaladas en el otoño de 2004.



En la campaña 2008, se muestreó el suelo a final de junio. En cada repetición se tomó una muestra procedente a su vez de 6 puntos, de las siguientes profundidades: 0-2,5, 2,5-5, 5-15 y 15-25 cm. Entre 0-5 cm, se tomó la muestra con el anillo de densidades de Eijkelkamp (5 cm diámetro y altura), dividiéndose de 0-2,5 y 2,5-5 cm en el laboratorio Para 5-15 y 15-25 cm el muestreo se realizó con una barrena tipo Edelman. La densidad aparente se determinó para los mismos espesores de 0-5, 5-15 y 15-25 cm. Las muestras se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm, determinándose el porcentaje en peso de los elementos gruesos.

El carbono orgánico (Corg) fue valorado según el método de Walkley-Black. El carbono orgánico particulado (COP) se determinó según Cambardella y Elliot (2003). El carbono soluble (Csol) se determinó por extracción con agua, en relación 1:2. Así mismo se determinó el nitrógeno potencialmente mineralizable (Nmin) en condiciones anaeróbicas (Burt, 2004), y el porcentaje de agregados estables al agua (% A. E.) según Kemper-Rosenau (1983).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ambas cubiertas incrementaron significativamente el Corg entre 0 a 2,5 cm, siendo este incremento del orden de 5 Mg C ha<sup>-1</sup>. El incremento de Corg se mostró estratificado; así de 2,5 a 5 cm, solo la cubierta sembrada (CS) ofreció un incremento significativo, mientras que de 5 a 15 cm y de 15 a 25 cm los incrementos no resultan significativos. El COP se incrementó significativamente con ambas cubiertas de 0 a 2,5 cm y de 2,5 a 5 cm, disminuyendo este incremento con la profundidad. La estratificación del carbono afecta a los indicadores de calidad. Así el Csol y el Nmin se incrementaron significativamente tan solo de 0 a 2,5 cm, presentando además una alta correlación entre ellos. En cuanto a las propiedades físicas, el % A. E. en las cubiertas se incrementó de 0 a 2,5 cm y 2,5 a 5 cm, si bien el incremento fue significativo solo de 0 a 2,5 cm.

## CONCLUSIONES

En un viñedo de la D. O. Ca. Rioja, después de 4 años de su implantación, las cubiertas vegetales han presentado capacidad para incrementar el carbono del suelo y mejorar su calidad. Este efecto es apreciable, si bien se limita a la zona más superficial.

## BIBLIOGRAFÍA

- Álvaro-Fuentes, J., López, M.V., Cantero-Martínez, C. Arrue, J.L., (2008). Tillage effects on soil organic fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72: 541-547.
- Burt R. (2004). *Soil survey laboratory methods manual*. Soil survey investigations report no. 42. Ver. 4.0. Ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Lincoln, NE, USA.
- Cambardella C.A., Elliot E.T. (1992). Particulate soil organic matter changes a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
- Kemper W.D., Rosenau R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of Soil Analysis*. Part 1. Klute A. (ed.), 2nd ed ASA and SSSA, Madison, USA. 425-442.
- Peregrina, F.; López, D.; Zaballa, O.; Villar, M. T.; González, G.; García-Escudero, E. (2008). Calidad de los suelos de viñedo en la Denominación de Origen Rioja: Índice de riesgo de encostramiento (FAO-PNUMA), contenido de carbono orgánico y relación con los niveles de fertilidad. III Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Evora, 1-4 Julio, 2008
- Robert, M. (2002) Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. *Informes sobre recursos mundiales de suelos* n° 96. FAO, Roma.
- Romanyà, J., Rovira, P., Vallejo, R. (2007). Análisis del carbono en lo suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en ámbito mediterráneo. *Ecosistemas*, 16: 50-57.

# CONTENIDOS DE FÓSFORO Y POTASIO SOLUBLES EN AGUAS DE ESCORRENTÍA EN FUNCIÓN DEL MANEJO DEL SUELO BAJO MANZANO EN EL SUR DE BRASIL

I. Bertol<sup>1</sup>, E. Gobbi<sup>1</sup>, F.T. Barbosa<sup>1</sup>, J.M. Mirás Avalos<sup>2</sup>, E. Vidal Vázquez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Solos e Recursos Naturais. Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC.

Lages, Santa Catarina, Brasil.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias. Universidad de La Coruña-UDC. Campus A Zapateira s/n 15071 La Coruña. evidal@udc.es

## INTRODUCCIÓN

La evaluación de las pérdidas de nutrientes asociadas a la escorrentía superficial es importante para el manejo conservacionista del suelo. Se admite que los suelos que reciben mayores dosis de fertilizantes generan aguas de escorrentía más ricas en elementos nutritivos que, por lo tanto, pueden ejercer un impacto más negativo sobre el medio ambiente que las generadas en suelos menos fertilizados (Sharpley *et al.*, 1987; McIsaac *et al.*, 1995). En todo caso, las pérdidas totales de elementos nutritivos dependen de la concentración de los mismos y del caudal de agua de escorrentía que, a su vez, está relacionada con el manejo del suelo (Bertol *et al.*, 2007). En este trabajo se cuantificó la formación de excedente de agua de escorrentía, así como los contenidos en fósforo y potasio solubles del agua de escorrentía de parcelas instaladas en un huerto de manzanos bajo lluvia simulada.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las experiencias se llevaron a cabo durante el año 2007 en un Oxisol de la región de montaña del estado de Rio Grande do Sul, en el sur de Brasil. En las parcelas experimentales se aplicaron tres eventos de lluvia simulada con intensidad de 75 mm h<sup>-1</sup> y duración de una hora cada una; durante cada evento se efectuaron cinco muestreos manuales en momentos sucesivos desde el inicio de la escorrentía. Se estudiaron los siguientes tratamientos, cada uno con dos repeticiones: 1) laboreo manual en las líneas de los árboles y cobertura del suelo en las entrelíneas (ST); 2) cobertura del suelo con avena en toda la superficie de la parcela; tras incorporar las semillas manualmente a 3 cm de profundidad, dos meses antes de iniciar las experiencias (AE); 3) cobertura del suelo con avena desecada en toda la superficie de la parcela, de modo que tras incorporar las semillas a 6 cm de profundidad con un apero mecánico dos meses antes de iniciar las experiencias, se llevó a cabo la desecación de la cobertura vegetal siete días antes de iniciar las experiencias (AD); 4) suelo sin cobertura vegetal ni en las líneas ni entre líneas de manzano, de modo que la vegetación espontánea fue desecada y removida antes del inicio de los experimentos (SC); 5) suelo sin manzanos, con vegetación herbácea de campo natural (CN). Una de las repeticiones de cada tratamiento fue abonada inmediatamente antes del inicio de las lluvias simuladas con 270 kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno (urea), 72 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo (superfosfato triple) y 290 kg ha<sup>-1</sup> de potasio (cloruro potásico).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las intensidades medias de escorrentía variaron entre 27 y 57 mm h<sup>-1</sup>, dependiendo del tratamiento, de modo que los valores más bajos correspondieron a la formación herbácea natural denominada campo y los más altos se registraron en las parcelas sin cobertura vegetal bajo manzanos. En general se apreció en todos los tratamientos una tendencia al aumento de la intensidad de la escorrentía conforme aumentaba la precipitación acumulativa, debido al incremento del contenido hídrico del suelo.

Los contenidos medios de fósforo en el agua de escorrentía oscilaron entre 1,077 y 3,071 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas abonadas y entre 0,025 y 0,444 mg L<sup>-1</sup> en las no abonadas, de modo que pueden ser hasta 122 veces mayores en las primeras que en las segundas. El potasio osciló por término medio entre 6,508 y 13,498 mg L<sup>-1</sup> y entre 1,104 y 3,158 mg L<sup>-1</sup> en los tratamientos abonados y no abonados, respectivamente, por lo que el contenido de este elemento puede ser hasta 12 veces mayor en los primeros. Se comprobó que las pérdidas de fosfato soluble fueron superiores a las de fósforo. Se apreció una disminución significativa de los contenidos en fósforo y potasio solubles en agua al aumentar la intensidad de la escorrentía, así como en función del número de eventos de lluvia simulada.

## CONCLUSIONES

La intensidad de escorrentía fue más elevada bajo manzano que en campo natural. Se pudieron poner de manifiesto bajo manzano tanto el efecto del uso y manejo del suelo, como el de la duración de la lluvia, siendo de mayor cuantía el segundo. Los contenidos de fósforo y potasio solubles en el agua de escorrentía se mostraron muy influenciados por el abonado en superficie, que propicia el transporte de elementos nutritivos, así como por el uso y manejo del suelo y la duración de la precipitación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.J., Ritter, S.R. (2007). Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Till. Res.*, 94:142-150.
- Mc Isaac, G.F., Mitchell, J.K., Hirschi, M.C. (1995). Dissolved phosphorus concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. *J. Soil and Water Cons.*, 50:383-387.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., Naney, J.W. (1987). Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. American Chemical Society. 11pp.

# APROVECHAMIENTO DE RECURSOS HÍDRICOS NO CONVENCIONALES EN LA ISLA DE FUERTEVENTURA (PROYECTO PILOTO)

M. Tejedor<sup>1</sup>, J.M. Hernández-Moreno<sup>1</sup>, P. Palacios<sup>2</sup>, M.A. Dorta<sup>1</sup>, J. Neris<sup>1</sup>, C. Jiménez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dpto. Edafología y Geología, Universidad de La Laguna. martesa@ull

<sup>2</sup> Dpto. de Patología y Producción Animal, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. mpalacios@dpat.ulpgc.es

## INTRODUCCIÓN

La isla de Fuerteventura es una de las zonas más áridas de la UE. Los recursos hídricos naturales son prácticamente inexistentes y de baja calidad. En los últimos años la disponibilidad de recursos hídricos no convencionales ha llevado al diseño de una red de riego con fines agrícolas, cuyo proyecto ya ha sido aprobado y que se encuentra en la actualidad pendiente de financiación. En esta línea, se está desarrollando un proyecto piloto en la Granja Experimental del Cabildo donde se combinan diferentes calidades de agua (desalada y regenerada) con sistemas de riego de alta frecuencia (goteo superficial y enterrado) y dos especies forrajeras. La finalidad del mismo es realizar un estudio integrado de los recursos hídricos y edáficos, que permita cubrir en parte la fuerte demanda de forraje y a la vez poner en funcionamiento amplias áreas de la isla actualmente en abandono, como una estrategia de lucha contra la desertificación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La zona piloto está localizada en la Granja Experimental del Cabildo Insular de Fuerteventura, situada en el sur de la isla (Pozo Negro). Las condiciones climáticas medias de la zona son marcadamente áridas: P 70 mm/año, ETP 2000 mm/año, intensos vientos y T media mensual alrededor de 20 °C. El agua de abasto, al igual que en el resto de la isla, es desalinizada. La parcela elegida corresponde a una *gavia* (sistema agrícola tradicional de aprovechamiento de las escasas aguas de lluvia), inhabilitada desde hace años. Se ha instalado un sistema de riego superficial y otro enterrado. Se subdividió la parcela para utilizar dos calidades de agua: desalada y regenerada, con dos dosis de riego (100% y 75% de la ET) en un diseño de bloques al azar. Como especies se han elegido Pasto del Sudán y Alfalfa, cultivos forrajeros tolerantes a la salinidad, muy productivos, bien adaptados a las condiciones canarias y que juntos pueden constituir la base de la dieta de las especies ganaderas de Fuerteventura.

La caracterización inicial de los suelos se ha realizado tomando diez muestras a distintas profundidades para el estudio de la variabilidad espacial. Se ha analizado el agua desalinizada y depurada disponibles en la Granja.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los análisis preliminares de los suelos han dado los resultados que se señalan en la tabla adjunta. Se observa un aumento de la salinidad y del RAS (relación de adsorción de sodio) a medida que se profundiza en el suelo, consecuencia del abandono del agrosistema. Estos resultados

contrastan con los obtenidos por el grupo investigador en gavias funcionales, que tienen un importante papel de conservación de suelo y agua. El boro extraído con agua caliente (HWSB) y el boro soluble (Bes) también aumentan con la profundidad, y se correlacionan positivamente con el Fe y Mn extraídos con EDTA.

Prof. (cm)	pHes	CEes ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ )	RAS ( $\text{meqL}^{-1}$ ) <sup>1/2</sup>	P Olsen ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	HWSB ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Bes ( $\text{mgL}^{-1}$ )
0-10	8,9±0,1	2,8±0,6	25±4	25,1±9,3	5,6±1,9	13,2±5,1	2,3±1,9	2,0±0,2
10-20	8,9±0,1	2,2±0,8	23±7	22,3±10,3	5,2±1,4	10,8±4,4	2,4±1,9	2,3±0,3
20-40	8,5±0,3	7,4±4,7	48±1	19,6±9,6	4,2±1,3	9,6±4,7	2,4±1,9	2,5±0,4
40-60	8,3±0,2	11,2±4,4	58±1	20,4±10,81	6,0±6,5	7,8±2,3	2,9±2,8	2,5±0,7
>60	8,2±0,2	13,6±3,2	63±1	8,2±9,2	4,0±0,9	8,4±3,5	3,5±3,3	3,5±0,8
Total	8,6±0,4	7,5±5,5	44±1	21,1±9,8	5,0±3,1	10,0±4,4	2,7±2,4	2,6±0,7

Los análisis del agua desalinizada muestran valores bajos de salinidad ( $414 \mu\text{Scm}^{-1}$ ), pH (6.2), es clorurada sódica y tiene altos niveles de RAS ( $19 \text{meqL}^{-1}$ )<sup>1/2</sup> y de boro ( $3.6 \text{mgL}^{-1}$ ). En cuanto al agua regenerada, con tratamiento terciario, (EDAR Gran Tarajal) presenta un pH de 7.9, valores de salinidad elevados ( $1649 \mu\text{Scm}^{-1}$ ), dominando el cloruro sódico, con altos niveles de RAS ( $11 \text{meqL}^{-1}$ )<sup>1/2</sup> y boro de  $1.1 \text{mgL}^{-1}$ .

## CONCLUSIONES

El uso del agua desalinizada, con las actuales características, plantea riesgos muy altos de sodificación del suelo, aunque los bajos valores de alcalinidad tienden a reducir el riesgo de permeabilidad. Asimismo, los niveles de boro pueden ocasionar riesgos de toxicidad a corto-medio plazo. El agua regenerada plantea restricciones de uso con respecto a la salinidad-sodicidad y riesgo de toxicidad de boro a medio-largo plazo, destacando su riqueza en nutrientes (N y P). Los datos obtenidos hasta el momento en las parcelas piloto señalan que el cambio de manejo de secano a regadío con recursos hídricos no convencionales debe realizarse cuidadosamente controlando muy bien aquellos parámetros de mayor riesgo, y la dosificación del riego, de manera que no se produzca una degradación del agrosistema *gavia*, como ya se ha observado en los *arenados* en la isla de Lanzarote, especialmente con aguas regeneradas.

**Agradecimientos:** Proyecto AGL2008-05422-C02-01.

# CONTROL DE LA RESTAURACIÓN DE UNA CANTERA DE YESO EN EL S.E. DE ZARAGOZA (ARAGÓN): DIVERSIDAD EDÁFICA

S. Abad<sup>1</sup>, R. Castelló<sup>1</sup>, C. Vizcayno<sup>1</sup>, A. García San Cristóbal, R. Jiménez-Ballesta<sup>2</sup>

<sup>1</sup> CCMA del CSIC. rcastello@ccma.csic.es; <sup>2</sup> UAM Raimundo.jimenez@uam.es

## INTRODUCCIÓN

La explotación racional de un recurso minero requiere, más allá de la mera extracción, la restauración del espacio degradado, incluyendo la conformación de un sustrato edáfico adecuado. El objetivo final puede ser minimizar los procesos erosivos e incluso utilizar agrícolamente los mismos. Algunas explotaciones que se están llevando a cabo en Aragón se ubican en vertientes con fuertes pendientes, lo que dificulta su restauración. Sin embargo, la sensibilidad ambiental implica controlar los procesos de restauración, que van desde el tratamiento de voluminosos estériles hasta la utilización de lo que denominan "tierra vegetal", (suelo natural que existe previamente a la extracción). En el presente trabajo se aborda la caracterización de algunos parámetros de suelos representativos, antes de iniciarse la ampliación de una explotación en una zona de Aragón.

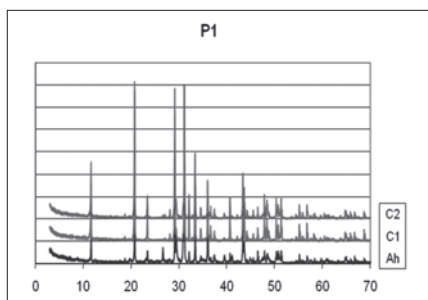
## MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto que estamos llevando a cabo se localiza en un entorno de escaso valor medioambiental y paisajístico, no reconocido por ninguna figura ambiental. La cantera de "YESOS ALFA" en Gelsa, se encuentra situada dentro del espacio denominado Valdevacas de la región de Los Monegros constituida por una serie de parajes singulares y característicos de los materiales yesíferos. Para su estudio y caracterización se han analizado 5 perfiles de suelos representativos de la diversidad edáfica que puede apreciarse actualmente. La tabla 1 recoge las características generales de los mismos. Los análisis llevados a cabo han sido: medida del pH (en H<sub>2</sub>O y KCl) en la proporción suelo agua 1/5; Conductividad Eléctrica en la proporción suelo agua también 1/5. En la fracción fina se llevó a cabo el análisis mineralógico y su semicuantificación mediante Difracción de Rayos X en un difractor PHILIPS X'PERT.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos, en el estadio previo a su destrucción, poseen un espesor moderado a escaso, entre 40 y 60 cm. La textura al tacto es similar en los distintos suelos y horizontes, excepción hecha del suelo desarrollado a partir de materiales no yesíferos (Perfil 2). En este caso los contenidos en arcilla son mayores, lo que les comunica un valor positivo en la posible utilización de los mismos. Los datos de pH muestran una tendencia a la neutralidad. La conductividad eléctrica pone de manifiesto de moderados a notables problemas de salinidad, dada la presencia de abundante carbonato, además de yeso, que aseguran el dominio del Ca en el complejo de cambio. La mineralogía está claramente dominada por yeso, calcita y cuarzo y en algún horizonte además de dolomita, aparecen vaterita y hexahidrita.

PERFIL	Horizonte	Yeso (%)	Calcita (%)	Dolomita (%)	Vaterita (%)	Hexahidrita (%)	Cuarzo (%)	Illita (%)	Albita (%)	Caolinita (%)	14 Å (%)
P1	Ah	58	14	14			4	9		1	
	C1	87	8		5						
	C2	83	8		8		4				
P2	Ah		36	21			37	6			
	Bw	1	39	5			21		26	trazas	5
	3C	31	23	4			18		15		5
	3Ck		50	8			24		7		7
P3	Ah	40	31	16			13				trazas
	C1	85	7		7		1				
	C2y	89	5	2		4					
	C3	90	4			6					
P4	Ah	4	32				52	11		2	
	C	92	4				4				
	R	94	6								
P5	Ap	18	38	8			22	14			trazas
	C1	53	20	9			12	4			2
	C2	53	21	7			15	3			trazas



## CONCLUSIONES

Las características generales de los suelos que ocupan hoy día el territorio de la zona extractiva futura de yesos estudiada, aconsejan guardar el mismo para añadirlo en etapas sucesivas de control de la restauración de suelos si bien, dado que previsiblemente tienen escaso contenido en materia orgánica, deberían realizarse ensayos de mejora con adición de residuos orgánicos.

	HORIZ.	pH (H <sub>2</sub> O)	CE (dS/m)
P1	Ah	7,6	2,13
	C1	8,13	2,18
	C2	8,22	2,17
P2	Ah	7,79	0,73
	Bw	8,11	0,55
	2C	8,05	1,01
	3Ck	8,00	2,15
P3	Ah	7,81	2,06
	C1	9,09	5,83
	C2y	9,34	9,28
	C3	9,28	4,48
P4	Ah	7,86	1,97
	C	7,99	2,86
	R	8,37	2,28
P5	Ap	7,74	2,05
	C1	7,88	2,07
	C2	7,83	2,12

# APLICACIÓN AGRONÓMICA DE PURÍN DESECADO AL CULTIVO DE LA PATATA (*Solanum tuberosum*)

M. Navarro<sup>1</sup>, J.I. López<sup>1</sup>, C. Rad<sup>1</sup>, Y. Arribas<sup>1</sup>, S. Peña<sup>1</sup>, S. González<sup>1</sup>, F. Lafuente<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola. Dpto. de Química. Universidad de Burgos. [minago@ubu.es](mailto:minago@ubu.es)

<sup>2</sup> Área de Edafología y Química Agrícola. Dpto. Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid (Campus Palencia). [lafuente@agro.uva.es](mailto:lafuente@agro.uva.es)

## INTRODUCCIÓN

La realización de prácticas agrícolas inadecuadas en agroecosistemas ha producido un descenso constante de los contenidos de materia orgánica en los suelos (García-Gil *et al.*, 2000). Esta pérdida de la fracción orgánica de los suelos de cultivo está relacionada directamente con los procesos de degradación del suelo, ya que la materia orgánica influye sobre todos los parámetros edáficos (Labrador, 2001). La aplicación de residuos orgánicos proporciona un beneficio en suelos degradados con baja fertilidad (García *et al.*, 2000). Aumentan entre otras, la capacidad de retención de humedad y el intercambio catiónico del suelo, evitándose la lixiviación de nutrientes (McConnell *et al.*, 1993) y reduciendo potencialmente la necesidad de irrigación de los cultivos así como la aplicación de fertilizantes inorgánicos, disminuyendo los costos de producción (Hanlon *et al.*, 1996)

Los objetivos de este trabajo son: Exponer un panorama para la posible valorización no-energética del purín desecado mediante su aplicación agronómica. Caracterizar las propiedades físico-químicas del purín en función del tratamiento recibido. Determinar posibles problemas medioambientales derivados de su aplicación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo utilizado en esta experiencia es un Cambisol Calcáreo (FAO); textura franco arcillosa; pH 8,33; CE 0,230 mS.cm<sup>-1</sup>; CIC 17,88 meq.100 g<sup>-1</sup>; MO 0,99%; N total 0,11%; P Olsen 18,14 ppm; CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 12,95%, situado en el municipio San Martín de Rubiales (Burgos). El purín es un producto obtenido por desecación térmica de este residuo en la Planta de Tratamiento de purines de Hornillos de Eresma, Valladolid, (GRUPO GUASCOR) cuyas características son: pH 9,81; CE 8,60 mS.cm<sup>-1</sup>; MO 70,49%; N total 3,56%; P Olsen 1,40%; Cd 0,55 ppm; Cr 19,25 ppm; Cu 773,9 ppm; Fe 9795 ppm; Mn 534 ppm; Ni 15,25 ppm; Pb nd; Zn 755,3 ppm. La parcela fue diseñada en bloques (7,5mx20m) de forma aleatoria con cinco réplicas por tratamiento. Se realizaron cinco tratamientos diferentes: el tratamiento control (RC) lleva abonado mineral (ya que se trata del cultivo de patata de regadío) 900 Kg.ha<sup>-1</sup> del complejo ENTEC (20-10-10) con N de liberación lenta, el tratamiento inorgánico (RI) en el que se utilizaron 1100 Kg.ha<sup>-1</sup> del mismo fertilizante y los tratamientos orgánicos RP<sub>1</sub>, RP<sub>2</sub> y RP<sub>3</sub>, en los que las dosis utilizadas en las parcelas han sido de 1, 2 y 4 t.ha<sup>-1</sup> de purín y 900 Kg.ha<sup>-1</sup> del complejo mineral. El fertilizante orgánico se aplicó el 14 de Marzo de 2005, en la finca se cultivó patata (*Solanum tuberosum*) variedad “monalisa” y el cultivo precedente fue maíz. Se tomaron muestras de suelo inicial,



primavera y final y de planta en primavera y cosecha. Estadísticamente se utiliza la técnica de ANOVA, mediante la utilización del programa Statgraphics 5.1.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del estudio del suelo final 2005 se desprende que para N total no existen diferencias estadísticamente significativas para las parcelas tratadas con el purín con respecto al control. Sí para el resto de los parámetros estudiados: el pH aumenta tanto en la fertilización mineral como orgánica respecto al control, la CE aumenta en el tratamiento inorgánico y en RP<sub>3</sub>, el P-Olsen se incrementa al aplicar el tratamiento inorgánico (RI) y muy especialmente aumenta y de forma progresiva con las dosis de purín respecto al control. En cuanto a los metales pesados no existen diferencias estadísticamente significativas para el Cd, Cr, Fe y Pb, sí para el Mn (con acumulación en la dosis máxima de purín) y para el Ni, Cu y Zn (donde la acumulación aparece en los tratamientos con purín para las tres dosis ensayadas). Del estudio de los metales pesados en la planta encontramos que en el tallo sólo el Fe presenta diferencias estadísticamente significativas para los tratamientos inorgánico y orgánico respecto al control. En el tubérculo tratado con purín se detectan incrementos de Mn, Ni, Cu y Zn.

## CONCLUSIONES

Se observó una mejora del contenido de materia orgánica y de P-Olsen en el suelo estudiado al aplicar el purín, siendo significativamente mayor en las dosis más altas.

Los tubérculos procedentes de la fertilización orgánica presentan mayores contenidos de Mn, Ni, Cu y Zn con respecto a los obtenidos con la fertilización mineral y control, tal y como se preveía dada la elevada presencia de Cu y Zn en el purín.

## BIBLIOGRAFÍA

- García, C., T. Hernández, J. Pascual, J.L. Moreno, M. Ros. (2000). Actividad microbiana en suelos del sureste español sometidos a procesos de degradación desertificación. Estrategias para su rehabilitación En Carlos García, M<sup>a</sup> Teresa Hernandez (Eds), *Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España*, Murcia.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1907-1913.
- Hanlon, E.A., Schaffer, B., Ozores-Hampton, M., Bryan, H.H. (1996). Ammonium bicarbonate-DTPA extraction of elements from waste-amended calcareous soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 2321-2335.
- Labrador J. (2001). La materia orgánica en los agrosistemas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 293 pp.
- McConnell, D.B., Shiralipour, A., Smith, W.H. (1993). Compost application improves soil properties. *BioCycle*, 34: 61-63.

# APLICACIÓN DE SUSTRATO DE POSTCULTIVO DE CHAMPIÑÓN EN DISTINTOS SUELOS DE LA D.O.Ca. RIOJA: EFECTO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO, LOS AGREGADOS ESTABLES AL AGUA Y EL NITRÓGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE

F. Peregrina<sup>1</sup>, C. Larrieta<sup>1</sup>, I. Martín<sup>1</sup>, J. M. Martínez-Vidaurre<sup>1</sup>, E. García-Escudero<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias de la Vid y del Vino (Gobierno de La Rioja-CSIC–Universidad de La Rioja)

<sup>1</sup> Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario (CIDA) de La Rioja; Ctra. Logroño-Mendavia NA-134 Km. 90. Apdo. de correos 433. 26071. Logroño. La Rioja. viticultura4.cida@larioja.org

## INTRODUCCIÓN

La Rioja genera anualmente 306.000 Tm de Sustrato Postcultivo de champiñón (SPCH), que se depositan en vertederos, pudiendo llegar a constituir una fuente de contaminación de aguas subterráneas. El sustrato postcultivo de champiñón (SPCH) representa un material rico en materia orgánica (50-65 % m.s.), con una adecuada relación C/N (15-18), lo que puede resultar una buena alternativa para enmendar suelos de viñedo en la D. O. Ca. Rioja, donde predominan suelos con riesgo moderado-alto de formación de costra superficial, debido a los bajos contenidos de materia orgánica (Peregrina et al., 2008). Sin embargo, no existe mucha información sobre los efectos de la aplicación de este residuo en suelos de clima mediterráneo, por lo que este ensayo pretende evaluar la posible variación del contenido de carbono orgánico del suelo al utilizar SPCH como enmienda así como la relación con algunos parámetros indicadores de la calidad del suelo en viñedos de la D.O.Ca Rioja.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para ello, se han establecido ensayos en tres campos experimentales, ubicados en subzonas representativas de la D.O.Ca Rioja. Las características de los suelos en los treinta centímetros superficiales pueden resumirse:

Rioja Alta (Sajazarra). *Calcixerepts típico* (Soil Survey Staff, 2006). Arena 44,6%, limo 32,3%, arcilla 23,1%, pH H<sub>2</sub>O (1:5) 8,52, carbonatos totales 25,2 %, Materia orgánica (M.O.) 1,87 %.

Rioja Media (Finca La Grajera, Logroño). *Haploxerepts típico* (Soil Survey Staff, 2006). Arena 37,1%, limo 41,1%, arcilla 21,8%, pH H<sub>2</sub>O (1:5) 8,61, carbonatos totales 14,79%, M.O. 1,08%.

Rioja Baja (Aldeanueva de Ebro). *Haplocambids fluvéntico* (Soil Survey Staff, 2006). Arena 52,2 %, limo 30,8%, arcilla 16,9%, pH H<sub>2</sub>O (1:5) 8,58, carbonatos totales 9,13%, M.O. 1,16%.

El diseño experimental pasa por la aplicación de:

a) *SPCH-Fresco*. Sustrato sin tratamiento de compostaje tras la finalización del cultivo de champiñón, con C<sub>org</sub> (%) 21,1-38,6; Relación C/N 13,1-17; pH H<sub>2</sub>O (1:5) 6,6-8,3; N total (%) 1,6-2,9; y M.O. total 36,2-66,6%.

b) *SPCH-Recompostado*. Sustrato fresco que se composta de nuevo durante 90 días en condiciones aeróbicas, presentando al final del proceso un C<sub>org</sub> (%) 21-32,7; Relación C/N 13,1-17; pH H<sub>2</sub>O (1:5) 5,6-8,7, N total (%) 1,4-2,1; y M.O. total 36,2-56,3%.

Las dosis aplicadas en los tres suelos se determinaron en función de la humedad del sustrato, del tal modo que se aporta en la práctica por cada tratamiento: Testigo (sin aplicación de SPCH); 25.000 kg·ha<sup>-1</sup> (materia seca) de SPCH-Fresco; y 25.000 kg·ha<sup>-1</sup> (materia seca) de SPCH-Recompostado. Las diferentes aplicaciones se realizaron según un diseño en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento. El compost, se aplicó antes del comienzo del ciclo vegetativo del cultivo (marzo), durante 3 años en La Grajera y en Sajazarra, y 2 años en Aldeanueva de Ebro. La enmienda se aportó homogéneamente en superficie, incorporando el material seguidamente con una labor superficial de cultivador (0-15 cm). A finales de junio de 2008, se tomaron muestras (tres submuestras de cada repetición), a tres profundidades (0-5, 5-15 y 15-25 cm). En las muestras obtenidas se determinó el Carbono orgánico (Corg) según Walkley & Black; el Carbono soluble en agua (Csol) en relación 1:2; el % agregados estables al agua (% A. E.) según Kemper-Rosenau (1986); el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> extraíble en CaSO<sub>4</sub> 0,02 M, según el método de la segunda derivada (Sempere et al., 1983). Finalmente, se analizó el nitrógeno potencialmente mineralizable en condiciones anaeróbicas (Nmin) (Burt 2004), como indicador de la actividad microbiana.

## RESULTADOS

Los SPCH estudiados incrementaron el contenido de Corg en los 15 cm superficiales en todos los suelos estudiados. Existen correlaciones entre el Corg y el Csol, y entre el Csol y el Nmin en los ensayos de La Grajera y Sajazarra. El Nmin se correlacionó con el Corg, en todos los suelos, indicando un incremento de la actividad microbiana del suelo por la aplicación del compost. En general la aplicación de compost no incrementó el contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del suelo. El % A. E. no se incrementó con la aplicación del compost y no se correlacionó con las distintas fracciones de carbono del suelo analizadas. En las determinaciones realizadas no hay diferencias entre el SPCH-Fresco y el SPCH-Recompostado.

## CONCLUSIONES

Los dos tipos de SPCH estudiados incrementaron el Corg del suelo, incremento que está relacionado con una mayor actividad microbiana del suelo. Por su parte, no ninguno de los dos incrementó el contenido de agregados estables al agua.

## BIBLIOGRAFÍA

- Burt R. (2004). Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report no. 42. Ver. 4.0. Ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Lincoln, NE, USA.
- Kemper W.D., Rosenau R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In: Methods of Soil Analysis. Part 1. Klute A. (ed.), 2nd ed ASA and SSSA, Madison, USA. 425-442.
- Peregrina, F.; López, D.; Zaballa, O.; Villar, M. T.; González, G.; García-Escudero, E. (2008). Calidad de los suelos de viñedo en la Denominación de Origen Rioja: Índice de riesgo de encostramiento (FAO-PNUMA), contenido de carbono orgánico y relación con los niveles de fertilidad. III Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Evora, 1-4 Julio, 2008.
- Sempere, A., Oliver, J. and Ramos, C. 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivate spectroscopy. J. Soil Sci. 44: 633-639.

# INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE LABOREO Y SIEMBRA EN LA CUBIERTA DE RESIDUOS Y PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO COMPACTADO DE ESPAÑA CENTRAL

C. López-Fando, M.T. Pardo

Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC Serrano 115 B, 28006 Madrid. lopez.fando@ccma.csic.es

## INTRODUCCIÓN

En climas áridos y semi-áridos, uno de los factores limitantes de la utilización del sistema de no-laboreo (NL) durante largos periodos de tiempo, es la posibilidad de densificación debida a la escasa remoción del suelo (Unger *et al.*, 1991). El empleo del apero descompactador en combinación con la aplicación de NL, ha sido propuesto como una posible solución a dicho problema. Diversos autores (Parker *et al.*, 1989; Sojka *et al.*, 1997) han puesto de manifiesto beneficios asociados al uso del descompactador asociados a la reducción en la densificación del suelo, al aumento en las tasas de infiltración y a la disponibilidad de agua para los cultivos. El objeto del presente estudio ha sido evaluar a lo largo de un periodo de dos años, el efecto ejercido por dos métodos de siembra, en combinación con cuatro sistemas de laboreo, entre los que se incluye el empleo del descompactador, en las propiedades físicas de un suelo semiárido (Luvisol cálcico) situado en la España central.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La experimentación de campo se realizó en la finca “La Higuera” (CSIC) situada en Santa Olalla (Toledo). Las parcelas seleccionadas forman parte de un experimento de larga duración iniciado en 1987. En el primer año, se aplicaron dos métodos de siembra (rejas y discos) y cuatro tratamientos de laboreo: laboreo convencional (LC), mínimo laboreo (ML), no-laboreo (NL) y no-laboreo con descompactador (NLD), así como dos sistemas de siembra (rejas y discos). Durante el segundo año los tratamientos fueron los mismos pero no se aplicó el apero descompactador. La secuencia de cultivos fue: guisante forrajero (*P. Sativum* L. cv. Gracia/cebada (*H. vulgare* L. cv. Volley). Los parámetros evaluados fueron los siguientes: cubierta de residuos, índice de cono, contenido de humedad y estabilidad de agregados. Los datos se sometieron a un análisis de la varianza.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el primer año, no se observaron diferencias significativas en ninguno de los parámetros estudiados, atribuibles a los dos sistemas de siembra utilizados. Por lo que respecta a los distintos métodos de laboreo, pudo observarse como la cubierta de residuos en NLD se redujo moderadamente en comparación con NL. Dicha disminución podría ser atribuida al incremento de la actividad biológica en la capa superficial del suelo en las parcelas de NLD debido a una mayor porosidad, aireación y retención de agua. En el segundo año por el contrario, al no haberse dado la labor de descompactación, no se produjeron diferencias en la cubierta de residuos. El índice de cono

alcanzó, al final del primer año de estudio, valores próximos a 2 Mpa a una profundidad de 15 cm. en las parcelas de NL en ambos tipos de siembra. El tratamiento NLD tuvo un efecto importante e inmediato en la reducción del endurecimiento del suelo, observándose diferencias significativas respecto a NL en los 0–30 cm de profundidad. En el intervalo 0–10 cm, todos los tratamientos disminuyeron la densidad aparente y aumentaron el contenido de humedad comparados con NL. Entre 10 y 20 cm, solo NLD redujo significativamente la densidad aparente. La estabilidad de agregados fue más alta en NL y NLD comparada con el resto de los tratamientos. Durante el segundo año, la densificación del suelo aumentó en todos los tratamientos en el intervalo 10–30 cm, observándose los valores máximos en NL. Por lo que respecta a la densidad aparente y al contenido de humedad del suelo en las profundidades de 0–5 cm y 5–10 cm no se observaron diferencias significativas entre tratamientos. Tanto en las parcelas de siembra en rejas como en discos, la estabilidad de agregados, alcanzó los valores máximos en NL y NLD a las profundidades de 0–5 y 5–10 cm, siendo los tratamientos que proporcionaron mayor porcentaje de agregados en la capa superficial del suelo NL y NLD, con diferencias significativas respecto a ML y LC. A partir de los 20 cm de profundidad no se detectaron diferencias en lo que respecta a la estabilidad del suelo entre los diferentes tratamientos aplicados.

## CONCLUSIONES

El empleo del apero descompactador presenta un claro potencial de uso en este tipo de suelo endurecido naturalmente, en el que resulta difícil la aplicación continuada del sistema de NL. Por el contrario, los sistemas de siembra no produjeron diferencias apreciables en ninguno de los parámetros analizados.

**Agradecimientos:** Investigación financiada por la CICYT a través del Proyecto AGL2007-65698-CO3-02.

## BIBLIOGRAFÍA

- Parker, C.J., Carr, M.K.V., Jarvis, N.J., Evans, M.T.B. and Lee, V.H. (1989). Effects of subsoil loosening and irrigation on soil physical properties, root distribution and water uptake of potatoes (*Solanum tuberosum*). Soil Tillage Res., 13: 267-285.
- Sojka, R.E., Horne, D.J., Ross, C.W., Baker, C.J. (1997). Subsoiling and surface tillage effects on soil physical properties and forage oat stand and yield. Soil Tillage Res., 40: 125-144.
- Unger, P.W., Stewart, B.A., Parr, J.F. and Shingh, R.P. (1991). Crop residue management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. Soil Tillage Res., 20: 219-240.

# INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ALPERUJO EN LA LIXIVIACIÓN DEL HERBICIDA TERBUTILAZINA EN UN SUELO DE OLIVAR: EXPERIENCIAS EN COLUMNAS INALTERADAS

D. Cabrera<sup>1</sup>, A. López-Piñeiro<sup>1</sup>, A. Albarrán<sup>2</sup>, J. M. Rato<sup>3</sup>, D. Peña<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06071, Badajoz. [pineiro@unex.es](mailto:pineiro@unex.es)

<sup>2</sup> Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres, 06071 Badajoz Spain. [angliso@unex.es](mailto:angliso@unex.es)

<sup>3</sup> Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal. [ratonunes@esaelvas.pt](mailto:ratonunes@esaelvas.pt)

## INTRODUCCIÓN

El escaso contenido en materia orgánica de la mayoría de los suelos de olivar, junto con los problemas de degradación a los que se encuentran sometidos, hacen necesario que se apliquen en ellos enmiendas orgánicas que mejoren sus propiedades físicas y físico-químicas. En este sentido la reutilización de residuos de almazaras de dos fases, alperujo, en el propio olivar, puede resultar una interesante alternativa a la valorización de estos residuos. Por otra parte, la aplicación de enmiendas orgánicas puede influir en el manejo de otros compuestos co-aplicados a los suelos como plaguicidas. Uno de los herbicidas más utilizados en el olivar es la terbutilazina detectándose, repetidamente, niveles muy superiores a los permitidos para este herbicida en embalses y acuíferos. Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la aplicación repetida de alperujo, ejerce en la lixiviación del herbicida terbutilazina utilizando columnas inalteradas de suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La enmienda orgánica utilizada procede de una almazara de dos fases. En un olivar que ha recibido repetidas aplicaciones de alperujo (7 años) se ha llevado a cabo una experiencia con un diseño experimental planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, seleccionándose tres dosis: 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup> de alperujo (T1 y T2), y un control en el que no se aplicó enmienda (T0). Características generales de los suelos y residuos utilizados se muestran en la Tabla 1, utilizándose para su determinación técnicas y metodologías descritas en trabajos previos (López-Piñeiro et al., 2008). Tres columnas de suelo inalteradas [30 cm (l) × 20 cm (d.i.)] han sido extraídas por cada uno de los tratamientos diferenciados. Una dosis equivalente a 3 kg ha<sup>-1</sup> de terbutilazina se aplicó en el laboratorio en cada columna, recogiendo diariamente los lixiviados hasta que la presencia del herbicida no fue detectada en los mismos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 2 muestra el significativo descenso que experimenta las concentraciones de terbutilazina en los lixiviados de T1 y T2. Con respecto a T0 se aprecia una disminución superior a 8 veces en la cantidad de herbicida lixiviada en T1 e, incluso, no se detecta cantidad alguna en T2. Estos resultados concuerdan con los niveles de carbono orgánico (Tabla 1), que explican las mayores capacidades de adsorción ofrecidas por los suelos que incorporan la enmienda orgánica (datos no presentados).

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos y residuo utilizado

Propiedades	Suelos			
	T0	T1	T2	Alperujo
Carbono orgánico (g kg <sup>-1</sup> )	11.07	26.16	36.42	920
Carb. Org. soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	142	224	489	
pH H <sub>2</sub> O	8.0	7.80	7.51	5,70
C. E. (dS m <sup>-1</sup> )	0.38	0.56	0.60	5.00
N total (g kg <sup>-1</sup> )	1.22	1.86	3.17	16.0

Una vez finalizado el experimento de lixiviación, la cantidad total de herbicida reversible que permanece en las columnas no se encuentra significativamente afectada por la aplicación de alperujo (Tabla 2). En todos los tratamientos las mayores cantidades de terbutilazina retenida se obtienen en los primeros 5 cm apreciándose, en esta profundidad, un incremento del herbicida en función de la dosis de alperujo aplicada (Fig 1.). Por el contrario, a profundidades superiores a 10 cm, el porcentaje de herbicida extraído disminuye con la aplicación de la enmienda orgánica, especialmente en T2 en el que no se detecta cantidad alguna del herbicida.

Tabla 2. Efecto de alperujo en terbutilazina lixiviado, extraído y no recuperado en columnas inalteradas

	Suelos		
	T0	T1	T2
Lixiviado (%)	2.64c	0.32b	0.00a
Extraído (%)	41.92a	55.13b	45.26ab
No recuperado (%)	55.44b	44.55a	54.74b

Valores medios con la misma letra en cada fila no son significativamente diferentes a nivel de significación de 0.05

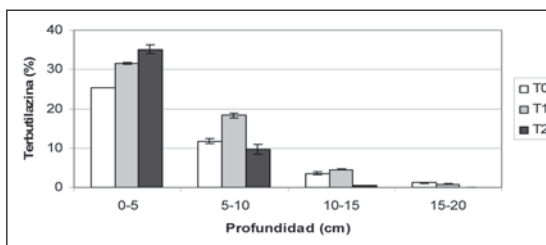


Fig. 1. Distribución de terbutilazina en las columnas inalteradas después de finalizar la lixiviación

## CONCLUSIONES

La aplicación de alperujo reduce la movilidad y lixiviación del herbicida terbutilazina en un suelo típico de olivar. La utilización de alperujo como enmienda orgánica puede contribuir a disminuir el riesgo de contaminación de los acuíferos por terbutilazina.

## BIBLIOGRAFÍA

- López-Piñero, A., Fernández, J., Albarrán, A., Rato, J.M., Barreto, C. (2008). Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:424-430.

# CONSERVACIÓN DEL SUELO EN VIÑEDOS DE SECANO Y SU INFLUENCIA EN LA HUMEDAD DEL SUELO

M.J. Marqués<sup>1</sup>, M.Ruiz-Colmenero<sup>1</sup>, R. Bienes<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Dpto. Investigación Agroambiental. IMIDRA. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. Comunidad de Madrid. Finca El Encín. Ctra A-2, Km 38,2 28800-Alcalá de Henares. mjose.marques@madrid.org, marta.ruiz.colmenero@madrid.org, ramon.bienes@madrid.org

<sup>2</sup> Dpto. Geografía. Universidad Alcalá de Henares. Madrid.

## INTRODUCCIÓN

El empleo de cubiertas vegetales en viñedos para el control del vigor de las vides es una práctica relativamente habitual, y a veces necesaria, en entornos sub-húmedos o húmedos (Tescic et al., 2007). En zonas semi-áridas también se emplean, generalmente segándolas en primavera para evitar la competencia por el agua. Su finalidad es el control de la erosión y la mejora de características edáficas que suelen estar alejadas de valores óptimos debido un historial de manejos inapropiados. Se expone aquí una parte de los resultados de un proyecto integrador cuyo objetivo es valorar las consecuencias de aplicar cubiertas en las propiedades del suelo, en la producción y en el vino. Desde 2006 hemos podido comprobar efectos beneficiosos de cubiertas segadas y permanentes en el suelo de un viñedo, siendo éste último tratamiento el mejor desde el punto de vista del suelo (Marques et al., 2009). La ampliación del ensayo a dos viñedos más permite corroborar las consecuencias de la introducción de cubiertas en la humedad del suelo y la producción obtenida.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En tres viñedos de secano del SE de Madrid (Tabla 1) manejados con laboreo se sembró *Brachypodium distachyon* L. (*Gramineae*) en las calles (dosis de siembra, 40 kg ha<sup>-1</sup>). La humedad volumétrica del suelo se obtuvo por capacitancia con 3 sensores ECH2O por cada tratamiento y viñedo a 35 cm de profundidad, en el límite inferior del horizonte de laboreo. En la vendimia de 2008 se pesó la producción de 5 grupos de 10 cepas en cada tratamiento y viñedo, calculándose así los kilos de uva por cepa.

Tabla 1. Características de los viñedos de estudio

Localización	Clasificación del Suelo (SSS, 2006)	Pendiente media	Edad del viñedo	Varietal de la uva	Marco de Plantación (m)
Belmonte	Typic Calcixerupts	12 %	4 años	Syrah	3.5 x 2.4 en vaso
Campo Real	Calcic Haploxeralf	14 %	7 años	Tempranillo	2.9 x 1.5 en espaldera
Villaconejos	Typic Calcixerupts	8 %	40 años	Malvar	2.9 x 3.4 en vaso



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la evolución de la humedad del suelo a 35 cm de profundidad desde la siembra de la cubierta hasta la vendimia de 2008.

Tras las lluvias de primavera, el suelo labrado mantuvo mejor la humedad en comparación con el tratamiento con cubierta. Las diferencias son significativas ( $p < 0.05$ ) mes a mes en todas las localidades, aunque el nivel de significación disminuye si se producen lluvias.

La cubierta de *B.d.* provocó un descenso de la producción entre un 15 y un 38% en comparación con el laboreo tradicional (Tabla 2). No obstante, no se produjo una merma en la calidad de los mostos (García-Muñoz et al., 2008).

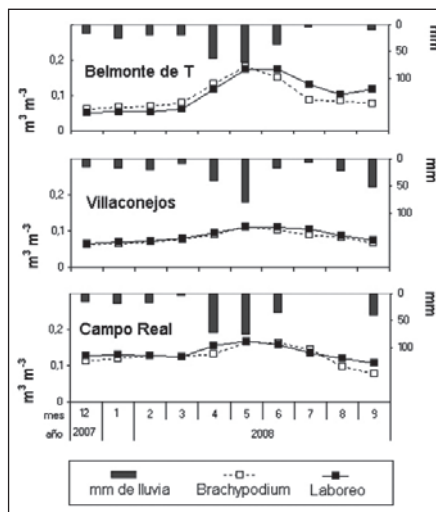


Figura 1. Humedad volumétrica ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) del suelo y pluviometría mensual (mm)

Tabla 2. Producción de los viñedos en  $\text{kg cepa}^{-1}$

Localización	Fecha de la primera siembra de cubierta	Productividad en laboreo tradicional	Productividad con cubierta vegetal	Descenso en la producción
Belmonte de Tajo	Dic-2007	$1.64 \pm 0.35$	$1.19 \pm 0.12$	27%
Campo Real	Nov-2006	$1.02 \pm 0.39$	$0.63 \pm 0.16$	38%
Villacanejos	Dic-2007	$8.83 \pm 2.09$	$7.53 \pm 1.19$	15%

## CONCLUSIONES

Las cubiertas vegetales permanentes, muy beneficiosas desde el punto de vista de conservación del suelo, en condiciones semiáridas dan lugar a un descenso en la humedad del suelo de entre un 4 y un 6%, que puede influir en la producción, que descendió entre un 15 y un 38% comparado con el laboreo tradicional. El manejo de estas cubiertas debe incluir la siega en primavera para aprovechar sus beneficios en el suelo sin producir mermas excesivas en la producción.

## BIBLIOGRAFÍA

- García-Muñoz S., Muñoz G., Cabello F., Pérez-García M.A., Ruíz-Colmenero M., Bienes R., Marqués M.J. (2008). Ecosostenibilidad de viñedos de secano en pendiente manejados con cubiertas vegetales en el centro de España. En: Actas de Jornadas Técnicas Internacionales EcosostenibleWine. Villafranca del Penedés.
- Marques M.J., García-Muñoz S., Muñoz-Organero G., Bienes R. (2009). Soil conservation under grass cover in hillside vineyards under mediterranean Climate. Land Degrad. Dev., DOI 10.1002/ldr.915.
- SSS, Soil Survey Staff. (2006). Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Tesic D., Markus Keller M., Ronald J. Hutton R.J. (2007). Influence of Vineyard Floor Management Practices on Grapevine Vegetative Growth, Yield, and Fruit Composition. Am. J. Enol. Vitic., 58:1:1-11.

## LA RESTAURACIÓN DE CANTERAS Y SUS OPORTUNIDADES

**F. García-Piñón<sup>1</sup>, T. Sanfeliu<sup>1</sup>; S. Meseguer<sup>1</sup>, M.M. Jordán<sup>2</sup>, F. Pardo<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Departament de CC. Agraries i del Medi Ambient. Universitat Jaume I. Av Sos Baynat s/n, E-12071 Castellón, Spain. sanfeliu@camm.uji.es*

<sup>2</sup> *Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente (GEA-UMH). Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n. 03202 Elche (Alicante)*

### INTRODUCCIÓN

La restauración ambiental y paisajística de un espacio que la acción humana ha alterado, permite la recuperación de un paisaje denostado y devolverle la vida con un consiguiente beneficio para el ecosistema y para el hombre. Los objetivos básicos de esta intervención serán el resolver un problema técnico, conseguir un nuevo espacio y definir un nuevo paisaje, tratando de conseguir la integración del vertedero en el ámbito del ecosistema en el que se ubica, potenciando el establecimiento de los ecosistemas establecidos. Las canteras ya explotadas o abandonadas, generan impactos negativos sobre el medio ambiente siendo algunos de los más evidentes la aparición de lagos en el interior de las cotas mineras, la existencia de surgencias de drenaje, pero también problemas de desprendimientos, erosión e incidencia negativa sobre el paisaje. Las canteras, sobretodo, aquellas en las cuales se realizaba extracción de arcillas y caolines, por su baja permeabilidad y el resto de explotaciones, con los convenientes sellados, constituyen un hueco idóneo para su utilización como vertedero.

### UBICACIÓN

La ubicación de las zonas estudiadas para poder realizar una restauración con el aprovechamiento del hueco de canteras, se ubica en la zona Este del Monti, en el término municipal de Onda (Castellón), en la zona comprendida entre la Gronsa, Las Clochas y el Toll del Bou, donde se ubican dos canteras carentes de actividad y con un elevado impacto paisajístico. Las coordenadas UTM (H30 ED50) para estas son: **X: 734.010,65 Y: 4.424.723,67** y **X: 733.457,40 Y: 4.424.702,12**.



Figura 1. Impacto paisajístico de las canteras en la zona.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las canteras abandonadas y relieves deteriorados se han identificado como impactos sobre el medio ambiente, entre otros la degradación estética del paisaje, el aumento de riesgo de inundación, el aumento de riesgo de incendio, la alteración de la fauna y flora de su entorno y el riesgo de desprendimientos.

Es por esto que el uso de estas canteras como vertederos contribuirá en el largo plazo a la mejora estética de la zona pues asegura un control de las instalaciones durante el periodo de actividad del vertedero, así como durante el periodo de restauración y sellado.

## CONCLUSIÓN

El uso como vertederos de las canteras una vez finalizada su vida útil de extracción, siempre velando por la protección del medio ambiente, aplicando las diferentes protecciones precisas según las características litológicas y de permeabilidad de la base, supone un ahorro en el consumo de suelo, al destinar un suelo con un impacto ambiental negativo, muy elevado, para transformarlo en una oportunidad en la que sirva como depósito de los residuos generados por la elevada actividad industrial y de consumo de la sociedad actual y así garantizar el destino controlado de estos residuos y la restauración de la cantera con el sellado del vertedero como punto final. De esta forma, las canteras abandonadas podrán ser un lugar idóneo para la implantación de vertederos, garantizando la mayoría de las veces la estabilidad de los vertidos acumulados y contribuyendo tras la revegetación a la regeneración de un espacio muy degradado como es el resultante de las actividades de minería a cielo abierto.

## BIBLIOGRAFÍA

- García-Piñón, F.; Sanfeliu, T.; Meseguer, S.; Jordán, M.M (2008) Restauración de canteras para su aprovechamiento como vertederos. Ingeniería de Residuos (Comunicaciones al I Simposium Iberoamericano de Ingeniería de Residuos) Ed. UJI.
- Orden de 18 de enero de 2002, del conseller de Medio Ambiente, por la que se aprueba el Plan Zonal de Residuos de las Zonas III y VIII.
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.
- André, J., Cerdá, E. (2006) Gestión de residuos sólidos urbanos: análisis económico y políticas públicas. *Cuadernos Económicos de ICE*, N° 71 :71-91
- García-Rodríguez, J.J., Murais, J., Osborne, J. *Guía para la restauración del medio natural afectado por la explotación de canteras*. IGME. Madrid (1985).
- Orche, E., Amaré, M.P., García-Taboada, I. (1999). *Metodología para la utilización de canteras abandonadas como vertederos de residuos sólidos urbanos*. Universidad de Vigo. Área de Investigación y Prospección Minera. Vigo.

# BIOINGENIERÍA Y CONSERVACIÓN DE SUELOS

**J.L. Rubio, V. Andreu**

*Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Generalidad Valenciana, Universidad de Valencia), Camí de la marjal s/n, Apartado Oficial, 46470 Albal, Valencia. Jose.l.rubio@uv.es, vicente.andreu-perez@uv.es*

## INTRODUCCIÓN

Los esquemas actuales de conservación del suelo deben ampliarse para incluir nuevas perspectivas e interdependencias en el contexto del funcionamiento integrado de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, es imprescindible el mantenimiento de aspectos vitales de esquemas anteriores, incluyendo la fertilidad de suelo y las interacciones suelo-agua. Hoy día se observa una marcada tendencia ambiental en el patrón del uso del suelo en Europa con importantes consecuencias en el paisaje y en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Esta tendencia del cambio se debe evaluar seriamente por sus implicaciones en la conservación del suelo y en el mantenimiento de su calidad en un contexto de multifuncionalidad del territorio y de potenciación de las funciones ecológicas del suelo. La sociedad moderna demanda el desarrollo de nuevas ideas y de nuevos desarrollos conceptuales que se ocupen del papel del suelo en el funcionamiento global y local de la biosfera. Las demandas para el mantenimiento de la biodiversidad, la regulación del ciclo de carbón, la lucha contra la desertificación, la producción de alimentos, la regulación de los recursos hídricos y el mantenimiento del paisaje requieren nuevos paradigmas en la protección del suelo que se deben desarrollar bajo las perspectivas de multifuncionalidad y multiusos. El campo emergente de la bioingeniería aplicada a la conservación del suelo ofrece opciones importantes en su restauración y estabilización, en la protección frente a los distintos tipos de erosión, en el mantenimiento de la calidad del paisaje y en términos de biodiversidad y valores estéticos. El concepto del suelo como recurso natural amenazado demanda un marco general para su uso sostenible que incluya las nuevas opciones biotecnológicas en la gestión del suelo de acuerdo a principios ecológicos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Como resultado de una evaluación y revisión de las técnicas actuales de bioingeniería o ecotecnología aplicadas a la conservación y restauración de suelos (Proyecto “Eco-engineering and conservation of slopes for long-term protection from erosion, landslides and storms – ECOSLOPES” QLRT-2000-00289 de la EU) se preparó este trabajo en el que se exponen algunos principios básicos de actuación, el esquema metodológico aplicado y algunas consideraciones sobre sus ventajas e inconvenientes. En cada una de las técnicas estudiadas se indica su campo de aplicación, materiales utilizados, esquema operativo y su efectividad.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una parte importante de los fundamentos de la bioingeniería aplicada a la conservación y restauración de suelos se basa en algunos principios tradicionales de conservación de suelos,

sobre todo en lo que se refiere a la coherencia ecológica con el lugar concreto de actuación y el utilizar técnicas simples. Sin embargo no se dejan de lado técnicas de ingeniería civil que han demostrado su eficacia. A estas técnicas (p.ej. uso de gaviones) se las somete a un proceso de reconversión introduciendo un mayor protagonismo a los elementos biológicos. Por ello se promueve una orientación integradora de principios validos antiguos junto con ventajas de nuevos enfoques y materiales. En el fundamento de las técnicas de bioingeniería se encuentra la utilización intensiva de materiales vegetales. Se persigue una adecuación en la selección de estos componentes, que son los que desarrollarán las funciones de estabilización del suelo, con las condiciones biofísicas y climáticas de la zona de intervención. Junto a los materiales vivos también se utilizan biomateriales como restos vegetales, matas, elementos lignificados y también la amplia gama de productos geotextiles. Estas técnicas se agrupan en cuatro grandes grupos a) Técnicas de protección del suelo, b) Estabilización del terreno, c) Técnicas combinadas de reconstrucción y d) Técnicas suplementarias de estabilización. En general las técnicas se basan en el protagonismo de plantas y biomateriales para el desarrollo de funciones de ingeniería y un diseño de actuación orientado hacia la sucesión ecológica.

## **CONCLUSIONES**

La bioingeniería aplicada a la conservación del suelo proporciona un enfoque ambientalmente más adaptado que favorece una mayor eficiencia a largo plazo. Aporta también ventajas en aspectos concretos como son su bajo coste, mejora en la adaptación paisajística y beneficios de multifuncionalidad. Sin embargo también incluye algunos inconvenientes importantes como son las necesidades de mano de obra y la todavía falta de conocimiento y de disponibilidad de material vegetales adecuados, sobre todo en zonas de climas semiáridos. En cualquier caso se constata a nivel aplicado que se trata de un enfoque emergente, prometedor y en rápido crecimiento

## **BIBLIOGRAFÍA**

- V. Andreu, H. Khudeer, S. Mickowski, I.A. Spanos, J.E. Norris, L. Dorren, B.C. Nicoll, A. Achim, J.L. Rubio, L. Jouneau y F. Berger (2008). "Ecotechnological solutions for unstable slopes: Ground bio- and eco-engineering techniques and strategies". En: "Slope stability and erosion control: Ecotechnological Solutions" J.E. Norris, A. Stokes, S.B. Mickovski, E. Cammeraat, R. van Beek, B.C. Nicoll y A. Achim (Eds.). Springer, Dordrecht, pp. 211-276.

## EL PATRIMONIO CULTURAL ASOCIADO A LA CIENCIA DEL SUELO

S. Asins Velis<sup>1</sup>, P. Laureano<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Depto. de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia). [sabina.asins@uv.es](mailto:sabina.asins@uv.es)

<sup>2</sup> International Center on Traditional Knowledge-IPOGEA. [ipogea@ipogea.org](mailto:ipogea@ipogea.org)

### INTRODUCCIÓN

El uso y gestión del suelo debido a la actividad humana, principalmente en los últimos doce milenios de historia, han generado un rico patrimonio cultural tanto material como inmaterial. El estudio del suelo “antropizado”, entendido como el resultado de la coevolución de las fuerzas sociales y naturales (Wagstaff, 1987, Wells, 2006), requiere de la colaboración de profesionales de campos muy diversos, sean edafólogos, biólogos, geógrafos, arqueólogos e historiadores, arquitectos, ..., quienes pueden proporcionar un acercamiento a la interrelación entre patrimonio natural y cultural, a escala de parcela y de paisaje.

Entre la herencia inmaterial o patrimonio intangible ligado a la ciencia del suelo destacaríamos, por ejemplo, las tradiciones de culto a la “madre tierra” (Lahmar y Ribaut, 2001), el traspaso generacional de técnicas agrícolas o de extracción de recursos o las prácticas transmitidas a través de las migraciones, etc. Igualmente formaría parte de este saber el criterio elegido a lo largo de los siglos para el asentamiento de los pueblos y la ubicación de los campos de cultivo, y la relación del establecimiento de estos últimos con la introducción de nuevos aperos, de sistemas de irrigación, o con la mejora del conocimiento de la distinta capacidad agrícola de los mismos.

En cuanto se refiere al estudio del patrimonio material comprende numerosas áreas de actuación, sobre todo aquéllas relacionadas con las prácticas de conservación de suelo en agricultura (terrazas de piedra, construcción de lunetas para la protección de cultivos, etc.), con las técnicas hidráulicas utilizadas para incrementar su productividad (captación, almacenamiento y distribución de agua de riego, entre otros) o con las prácticas derivadas del uso del suelo, desde la construcción de los primeros graneros; haciendo del suelo y el agua la base del análisis del paisaje.

El inventario de todo ese rico patrimonio, tanto material como inmaterial, debe ser el objetivo para la preservación de unas técnicas que han perdurado a través de los siglos y que, debido a la rapidez con que en la actualidad se producen los cambios en el territorio, corren el riesgo de desaparecer.

### MATERIALES Y MÉTODOS

En España, en tan solo una generación, y debido al importante proceso de abandono agrícola o de sellado de suelos, se están desmoronando las construcciones relacionadas con el manejo del suelo y el agua (ya sean terrazas, minas, balsas, eras, áreas de huerta, etc.), en uso algunas de ellas sin interrupción desde la Edad Media. Por ello, se hace necesario diseñar metodologías de registro de las técnicas que forman parte de nuestro patrimonio cultural, que nos permitan identificar los sistemas con eficacia demostrada en la conservación de los recursos hídricos y edáficos y evitar que se pierdan los valores ambientales, patrimoniales y simbólicos que confieren identidad a nuestro territorio. Estos catálogos e inventarios deben incorporar la función, la tipología, la historia, el estado de conservación, etc. de las distintas técnicas con el fin de integrar estos elementos en los instrumentos de planificación territorial.

Con este objetivo se ha desarrollado el sistema iconográfico conocido por el acrónimo SITTI (*Systems of Traditional and Innovative Techniques*) desarrollado por IPOGEA en colaboración con UNESCO, con el fin de elaborar una Base de Datos Mundial de valores patrimoniales, materiales e inmateriales (<http://www.tkwb.org>; Laureano, 2005). El sistema cubre un amplio campo de actuación, como Gestión del Agua, Protección del Suelo y del Medio Ambiente, Agricultura, Asentamientos, Arquitectura, Gestión de la Energía y de los Recursos, etc. (Figura 1).

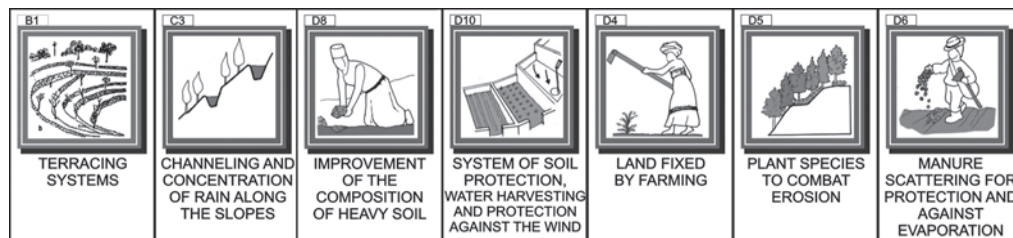


Figura 1. Diversos iconos del Sistema de Técnicas Tradicionales e Innovativas, diseñado por IPOGEA

En las fichas que se recogen en el sistema iconográfico SITTI se pueden incorporar comentarios acerca de su historia, de las características tipológico-morfológicas de las construcciones, el contexto ambiental, las posibilidades de transferencia de tecnología, etc.

## CONCLUSIONES

Debido al gran dinamismo y rapidez en el proceso de cambio de los paisajes europeos desde mediados del siglo XX, la política de la Unión Europea se dirige a promover la cohesión territorial, social y económica de las distintas regiones, con el fin de gestionar de forma adecuada su patrimonio natural y cultural. En relación con el patrimonio cultural asociado a la ciencia del suelo, destaca el interés por el reconocimiento de las técnicas que a lo largo de la historia han sido exitosas en la preservación de los recursos naturales. De igual modo se enfatizan los estudios de evaluación de los riesgos ambientales (disminución de diversidad ecológica, erosión,...), culturales (uniformidad, pérdida de identidad...) y económicos que implican el abandono de estas infraestructuras. La unificación en la metodología de estudio y en la recopilación de estas técnicas requiere de la colaboración de numerosos especialistas y un abundante trabajo de campo y archivo. La finalidad de los estudios debe ser, entre otros, la incorporación de sus resultados en los planes de ordenación territorial de los municipios, lo que permitirá su preservación y valorización.

## BIBLIOGRAFÍA

- Lahmar R., Ribaut J.P. (2001). *Sols et Sociétés. Regards Pluriculturels*. Editions Diffusion. Charles Léopold Mayer, Paris.
- Laureano, P. (2005). *Atlas de Agua. Los conocimientos tradicionales para combatir la desertificación*. Barcelona: Laia Libros.
- Wagstaff J. M. (1987). *The New Archaeology and Geography*. En: *Landscape and Culture: Geographical and Archaeological Perspectives*. Wagstaff, J. M. (Ed.). Oxford: Basil Blackwell Ltd.
- Wells E.C. (2006). *Cultural Soils*. En: *Function of Soils for Human Societies and the Environment*. Frossard E., Blum W.E.H., Warkentin B.P. (Eds.). Geological Society, Special Publication 266, London. 125-132.



## ÍNDICE DE AUTORES

<i>Abad S., R. Castelló, C. Vizcayno, A. García San Cristóbal, R. Jiménez-Ballesta</i> .....	283
<i>Afana A., A. Solé-Benet, J.L. Pérez</i> .....	79
<i>Albert C., J.M. de Paz, F. Visconti, M.J. Molina, F. Ingelmo, J. Sanchez</i> .....	179
<i>Álvarez Rogel J.</i> .....	111
<i>Andreu V., A. Masia, P. Vázquez-Roig, C. Blasco, J.L. Rubio, Y. Picó</i> .....	147
<i>Andreu V., J. Campo, O. González-Pelayo, E. Gimeno, J.L. Rubio</i> .....	93
<i>Andreu V., P. Vázquez-Roig, C. Blasco, Y. Picó</i> .....	145
<i>Antolín, C. Millán-Scheiding, E. Carbó, E. López-Baeza</i> .....	225
<i>Arbelo C.D., J. L. Mora, C.M. Armas, J.A. Guerra, A. Hernández, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	259
<i>Asins Velis S., P. Laureano</i> .....	299
<i>Badal E., Y. Carrión</i> .....	219
<i>Basanta R., R. Paradelo, J. Cancelo, L. Iglesias, R. Devesa, M.T. Barral, F. Díaz-Fierros</i> .....	95
<i>Becker A.R., G.N. Boschetti, J. Paz Ferreiro, B.J. Parra, M.P. Cantú, C.E. Quintero, J.C. Bedano</i> .....	99
<i>Bertol I., E. Gobbi, F.T. Barbosa, J.M. Mirás Avalos, E. Vidal Vázquez</i> .....	279
<i>Bertol, E. Gobbi, F.T. Barbosa, J. Paz Ferreiro, E. Vidal Vázquez</i> .....	75
<i>Bertol, F. Tondello Barbosa, R. Vieira Luciano, J. Paz-Ferreiro, J. M. Miras Avalos</i> .....	103
<i>Bienes R., M. Ruiz, R. Jiménez-Ballesta, M.J. Marqués</i> .....	69
<i>Bodi M.B., S.H. Doerr, J. Mataix-Solera, A Cerdà</i> .....	35
<i>Bruna F., M. Real, R. Celis, J. Cornejo</i> .....	157
<i>Burgos P., P. Madejón, E. Madejón, F. Cabrera</i> .....	183
<i>Cabrera D., A. López-Piñeiro, A. Albarrán, J. M. Rato, D. Peña</i> .....	291
<i>Cabrera F., A. Pérez-de-Mora, E. Madejón, P. Burgos, P. Madejón, M.T. Domínguez, F.</i> .....	123
<i>Campo J., V. Andreu, E. Gimeno-García, O. González-Pelayo, J.L. Rubio</i> .....	87
<i>Cañizares R., S. García-Rodríguez, B. Moreno, R. Nogales, E. Benítez</i> .....	229
<i>Carabassa V., D. Sánchez, E. Serra, O. Ortiz, JM. Alcañiz</i> .....	37
<i>Carbó E., M.C. Antolín, C. Millán-Scheiding, F. Requena, E. Torre</i> .....	255
<i>Carrero-González B., E. Alonso, A. M<sup>o</sup>. Moreno, J. González</i> .....	143
<i>Carrero-González B., M.T. de la Cruz, E. Alonso, M.A. Casermeiro</i> .....	53
<i>Carrero-González B., M.T. de la Cruz, E. Alonso, M.A. Casermeiro</i> .....	91
<i>Castillo-Díaz J.M., F. Martin-Laurent, R. Nogales, E. Romero</i> .....	209
<i>Cerdà A., A. Giménez-Morera, E. Terol, A. Domínguez, M.F. Jurgensen, S.H. Doerr</i> .....	71
<i>Cerdà A., M.B. Bodí, A. Giménez-Morera, J. Mataix-Solera, C. Guerrero, F. García Orenes, M.F. Jurgensen, D.</i> .....	89
<i>Page Dumroese, E. Terol, E. Mateu, S.H. Doerr, M. Burguet, M. Segura, C. Jovani</i> .....	89
<i>Delgado M.J., P. Marín, A. Sánchez, J.M. Gil, M. Fernández-Delgado</i> .....	165
<i>Fernández-Calviño D., A. Martín, M. Arias-Estévez, E. Bååth, M. Díaz-Raviña<sup>2</sup></i> .....	121
<i>García N., N. Rodríguez, J.I. Querejeta, J. Albaladejo, M. Martínez-Mena</i> .....	211
<i>García-Piñón F., T. Sanfeliu, S. Meseguer, M.M. Jordán, F. Pardo</i> .....	295
<i>Gisbert J.M., S. Ibáñez, A. Marqués, H. Moreno</i> .....	167
<i>Gómez M., M. D. Estevez, A. Faz, A. B. Olivares, V. Climent</i> .....	41
<i>González V., M. Simón, I. García, J.A. Sánchez, F. del Moral, S. de Haro</i> .....	39
<i>González V., M. Simón, I. García, J.A. Sánchez, F. del Moral, S. de Haro, A. Iriarte, F.J. Martin</i> .....	77
<i>González-Fernández P., R. Ordóñez-Fernández, J. Jorrián-Novo, I. Mariscal-Sancho</i> .....	29
<i>Hernández A., N. R. Eugenio, J.L. Mora, J.S. Notario, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	97
<i>Hernández A.J., A. Aparicio-Martín, J. Pastor</i> .....	131
<i>Hernández A.J., L. Flores-Pardavé, J. Pastor</i> .....	129
<i>Hernández J.A., S. Navarro, J. González</i> .....	153
<i>Ibáñez S., A. Marqués, H. Moreno, J.M. Gisbert</i> .....	247
<i>Iglesias L., M.T. Barral, F. Díaz-Fierros</i> .....	33
<i>Jiménez M.G., C. Antolín, J.M. de Paz, J. Sánchez</i> .....	233
<i>Jordán A., L.M. Zavala, N. Bellinfante, F.A. González, J. Gil</i> .....	81
<i>Lafuente F., M.B. Turrion, O. López, R. Mulas, C. Ruipérez, C. Rad, S. González</i> .....	137
<i>López-Baeza E., M.C. Antolín, A. Cano, S. Juglea, Y.H. Kerr, C. Millán-Scheiding, K. Saleh, J.P. Wigneron</i> .....	223



<i>López-Fando C, M.T. Pardo</i> .....	289
<i>López-Piñeiro A., A. Muñoz, A. Albarrán, M. Ramírez</i> .....	163
<i>López-Piñeiro A., M. H. Prieto, A. Albarrán, D. Cabrera, C. Campillo, C. Daza, D. Peña, J. M. Rato</i> .....	47
<i>Madejón P., A. Pérez de Mora, P. Burgos, F. Cabrera, E. Madejón</i> .....	159
<i>Marqués M.J., M. Ruíz-Colmenero, R. Bienes</i> .....	293
<i>Martín A., S. García-Marco, M. Díaz-Raviña, T. Carballas</i> .....	231
<i>Martínez A., I. Gómez, I. Melendez-Pastor, J. Navarro-Pedreño, J.J. Mataix-Beneyto, M.B. Almendro</i> .....	173
<i>Martínez Cortizas A., J. Kaal, M. Costa Casais, W. Chesworth</i> .....	193
<i>Martínez-Alcalá I.M., C. de la Fuente, R. Clemente, D. Gondar, M<sup>a</sup> P. Bernal</i> .....	161
<i>Martínez-Casasnovas J.A, M.C. Ramos</i> .....	57
<i>Maymó A.C., J.L. Rubio</i> .....	237
<i>Meléndez-Pastor I., I. Gómez, J. Navarro-Pedreño, M.B. Almendro, J. Mataix-Solera, M.M. Jordán</i> .....	227
<i>Melgar R., M.L. Segura., M.I. Pascual-Alex</i> .....	151
<i>Millán-Scheiding C., M.C. Antolín, F. Requena, E. Torre, M. Alcántara, B. Abalos, E. López-Baeza</i> .....	251
<i>Millán-Scheiding C., M.C. Antolín, F. Requena, E. Torre, M. Alcántara, B. Abalos, E. López-Baeza</i> .....	253
<i>Molina M.J., M.D. Soriano, J.V. Llinares</i> .....	243
<i>Mora J.L., C.M. Armas, J.A. Guerra, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez</i> .....	257
<i>Morugán A., F. García-Orenes, J. Mataix-Solera, V. Arcenegui, M.A. Navarro</i> .....	51
<i>Muñoz M.A., A Faz</i> .....	215
<i>Navarro M., J.I. López, C. Rad, Y. Arribas, S. Peña, S. González, F. Lafuente</i> .....	285
<i>Ortiz R., N. García, M. A. Alias</i> .....	125
<i>Oyonarte C., A. Rey, I. Miralles, J. Medeiros, P. Escribano</i> .....	221
<i>Pardo F., T. Sanfeliu, M.M. Jordán</i> .....	45
<i>Pardo T., R. Clemente, M<sup>a</sup> P. Bernal</i> .....	181
<i>Pastor J., M. Benítez, C. Lacasta, A. J. Hernández</i> .....	83
<i>Patiño-Zúñiga L., J.C. Ceja-Navarro, A. García-Gaytán, F. N. Rivera, L. Dendooven</i> .....	235
<i>Peregrina F., C. Larrieta, I. Martín, J. M. Martínez-Vidaurre, E. García-Escudero</i> .....	287
<i>Peregrina F., C. Larrieta, S. Ibáñez, E. García-Escudero</i> .....	277
<i>Pla Sentís I.</i> .....	43
<i>Pla Sentís I.</i> .....	217
<i>Quirantes M., A. Vivas, R. Azcon, R. Nogales, M. Fernández-Gómez</i> .....	155
<i>Ramos M.C, J.A. Martínez-Casasnovas</i> .....	105
<i>Ramos-Miras J., L. Roca-Pérez, C. Gil, R. Boluda</i> .....	185
<i>Recatalá Boix</i> .....	263
<i>Recatalá L., A. Pastor, M. Segura, R. Murillo, J. Sánchez</i> .....	249
<i>Recatalá L., C. Añó, A. Valera, J. Sánchez</i> .....	245
<i>Recatalá L., C. Añó, S. Verzaandvoort, C.J. Ritsema, J. Sánchez, C. Van Beek, O. Onema</i> .....	107
<i>Recatalá L., C.D. Arbelo, J. Sánchez</i> .....	127
<i>Recatalá L., C.D. Arbelo, J. Sánchez</i> .....	189
<i>Roca Fernández A.I., E. Vidal Vázquez, J.M. Mirás Avalos, A. Paz González</i> .....	141
<i>Roca Fernández A.I., J.M. Mirás Avalos, P. Sande Fouz, A. Paz González</i> .....	135
<i>Roca Fernández A.I., P. Sande Fouz, E. Vidal Vázquez, A. Paz González</i> .....	139
<i>Roca-Pérez L., M. Cervera, A. González, C. Gil, J. Ramos-Miras, R. Boluda</i> .....	187
<i>Rodríguez Liébana J.A., M.D. Mingorance, A. Peña</i> .....	149
<i>Rodríguez N., N. García, J.I. Querejeta, M. Martínez-Mena, J. Albaladejo</i> .....	239
<i>Rodríguez Rodríguez A.</i> .....	17
<i>Roldán M., L. Carrero, V. Gómez</i> .....	73
<i>Rubio J.L., V. Andreu</i> .....	297
<i>Tejedor M., J.M. Hernández-Moreno, P. Palacios, M.A. Dorta, J. Neris, C. Jiménez</i> .....	281
<i>Valera A., C. Añó, J. Sánchez</i> .....	175
<i>Valera A., C. Añó, J. Sánchez</i> .....	177
<i>Vidal Vázquez, I, Bertol, J. Paz Ferreiro</i> .....	101
<i>Visconti F., J.M. de Paz, J.L. Rubio</i> .....	171
<i>Visconti F., J.M. de Paz, M.J. Molina, J. Sánchez</i> .....	169
<i>Zambrana E., EF de Andrés, D Martín, JL Tenorio</i> .....	241

# PATROCINA



**Sociedad Española  
de la Ciencia del Suelo**



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA



UNIVERSIDAD  
POLITECNICA  
DE VALENCIA



CONSEJO SUPERIOR DE  
INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS



GENERALITAT  
VALENCIANA

**ESSC** EUROPEAN  
SOCIETY for  
SOIL  
CONSERVATION



**CIDE**

Centro de Investigaciones  
sobre Desertificación