

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA

ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE GANDIA

Grado en Ciencias Ambientales



UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA



ESCUELA POLITECNICA
SUPERIOR DE GANDIA

**“Estudio bibliográfico del uso de lodos de depuradora
en suelos agrícolas”**

TRABAJO FINAL DE GRADO

Autor:

Alberto Pérez Cebrián

Tutora:

Cristina Lull Noguera

GANDIA, 2016

ÍNDICE

1. OBJETIVO DEL ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO.....	1
2. FUENTES BIBLIOGRÁFICAS.....	1
3. ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO.....	1
3.1. Introducción.....	1
3.2. Lodos de depuradora.....	2
3.2.1. Definición de lodos de depuradora	2
3.2.2. Obtención de lodos de depuradora	3
3.2.3. Tratamiento de lodos de depuradora	4
3.2.4. Destino final de los lodos y actualidad.....	6
3.2.5. Legislación actual.....	7
3.3. El suelo y la aplicación de lodos como enmienda orgánica agrícola	9
3.3.1. Propiedades del suelo	9
3.3.2. Efectos de los lodos de depuradora en el suelo.....	11
3.3.2.1. Efectos en las propiedades físicas del suelo.....	11
3.3.2.2. Efectos en las propiedades químicas del suelo	13
3.3.2.3. Efecto en las propiedades microbiológicas del suelo.....	17
3.4. Rendimiento de los cultivos con el uso de lodos de depuradora.....	18
3.5. Riesgos de la utilización de lodos de depuradora en suelos.....	20
3.5.1. Riesgos por patógenos	21
3.5.2. Riesgos por resistencias a antibióticos.....	24
3.5.3. Riesgos por exceso de nutrientes.....	26
3.5.4. Riesgos por metales pesados	27
3.5.5. Riesgos por sustancias orgánicas tóxicas	31
3.5.6. Riesgos por salinidad en los suelos	32
3.5.7. Riesgos por contaminación de aguas	33
3.5.8. Otros riesgos.....	34
3.6. Comparación de tipos de lodos según el tratamiento	35
4. CONCLUSIÓN.....	37
5. BIBLIOGRAFÍA.....	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Composición típica de la materia seca de los lodos de depuradora. Fuente: Herrero (2013). 3 http://catedramln.unizar.es/files/conferencias/lodos2013/Herrero.pdf	
Figura 2. Origen y tratamiento de lodos de una EDAR. Fuente: elaboración propia.....	5
Figura 3. Principio de jerarquía en la gestión de los lodos de depuradora. Fuente: elaboración propia.	6
Figura 4. Producción de lodos en la Comunidad Valenciana. Fuente: EPSAR (2015)	7
Figura 5. Gestión de lodos de depuradora en la Comunidad Valenciana. Fuente: elaboración propia.	8
Figura 6. Tamaño de espigas en función de la dosificación de lodos. Fuente: Polo y col. (1997) http://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/1337168165Uso_Agrxcola_de_Lodos_de_Depuradoras.pdf	19
Figura 7. Cambios producidos en el suelo tras la adición de lodos. Fuente elaboración propia.....	20
Figura 8. Flujo de antimicrobianos y resistencias con la aplicación de lodos. Fuente: elaboración propia.	25
Figura 9. Rendimiento de la vegetación en función de la concentración de nutriente en la planta. Concentraciones de deficiencia y toxicidad. Fuente: Barbazán (1998).. .. http://www.fagro.edu.uy/fertilidad/publica/AnPlantas.pdf	26
Figura 10. Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo. Fuente: Manzione y Merrill (1989)	28
http://www.edafologia.net/conta/tema15/fact.htm	
Figura 11. Dinámica de contaminantes orgánicos en el suelo. Fuente: Benítez (2014)	31
http://digibug.ugr.es/bitstream/10481/31724/1/22953292.pdf	
Figura 12. Vertido de lodo directo en superficie del suelo	35
http://sustainablefoodtrust.org/articles/human-manure-closing-the-nutrient-loop/	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Efecto de profundidad de aplicación de lodos con diferentes dosis sobre la densidad aparente. Fuente: Nordcliff (1998). http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp19/923-t.pdf	12
Tabla 2. Relación de porcentaje de macroporos con el tiempo desde su aplicación a diferentes dosis de compost de lodos. Fuente: Nordcliff (1998). http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp19/923-t.pdf	12
Tabla 3. Efectos sobre las propiedades físicas del suelo de acuerdo con diferentes autores	13
Tabla 4. Efectos sobre las propiedades químicas del suelo de acuerdo con diferentes investigadores.	17
Tabla 5. Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo de acuerdo con diferentes autores	18
Tabla 6. Patógenos presentes en los lodos de depuradora y posibles enfermedades o síntomas. Fuente: Rodríguez(2010). http://oa.upm.es/4042/1/JOSE_ALBERTO_RODRIGUEZ_MORALES.pdf	22
Tabla 7. Límites de patógenos establecidos en el Decreto 453/2013 de la Comunidad Autónoma del País Vasco	23
Tabla 8. Anexo I A del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos.	29
Tabla 9. Anexo I B del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en lodos con destino a suelo agrícola.	29
Tabla 10. Anexo I C del Real Decreto 1310/1990. Valores límite para las cantidades de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una medida de diez años.	30
Tabla 11. Comparación de lodos desde el punto de vista agronómico, ambiental y económico. Fuente: elaboración propia a partir de Mahamud y col. (1996), Gómez-Rico (2008), Herrero (2013) y Moreno y col. (2014)	36

RESUMEN

La generación de cantidades considerables de lodos de depuración durante el tratamiento de aguas residuales es inevitable y debe de ser cuidadosamente tratada. Entre las diversas opciones disponibles para la gestión de los lodos de depuradora, la reutilización agrícola como fertilizante y acondicionador del suelo ha sido ampliamente aceptada debido a la gran cantidad de nutrientes y materia orgánica contenida en este residuo. La modificación de los suelos agrícolas con este biosólido ha demostrado generalmente mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo, incluyendo su fertilidad y, por consiguiente, el rendimiento del cultivo. Es ampliamente aceptado que el contenido de nutrientes y materia orgánica del suelo y su biomasa microbiana se ven afectadas positivamente por la adición de los lodos de depuradora. Por otro lado, los lodos de depuradora contienen diversos contaminantes de origen químico y biológico, como los organismos patógenos y metales pesados. Los riesgos más frecuentes por estos contaminantes son la transferencia de patógenos a seres vivos, la toxicidad por metales pesados, contaminantes orgánicos, exceso de nutrientes y salinidad y riesgo por contaminación de acuíferos. Por este motivo es muy importante la caracterización de los lodos y suelos, priorizando los tratamientos de lodos más adecuados para disminuir los riesgos.

Palabras clave: lodos de depuración, fertilidad del suelo, metales pesados, fitotoxicidad, microorganismos patógenos.

ABSTRACT

The generation of considerable amounts of sewage sludge during wastewater treatment is inevitable and should be carefully addressed. Among the various options available for sewage sludge management, the agricultural re-use as a fertilizer/soil conditioner has seen a wide acceptance because of the high amount of nutrients and organic matter contained in this biowaste. Amending agricultural soils with this biosolid has been generally shown to improve soil physico-chemical properties, including its fertility and consequently crop yield. It is well established that the soil nutrients and organic matter and its microbial biomass is positively affected by sewage sludge addition. On the other hand, sewage sludge contains various pollutants of chemical and biological origins such as pathogenic organisms and heavy metals. The most frequent risks for these contaminants are the transference of pathogens to living organisms, toxicity by heavy metals, organic pollutants, excess nutrients and salinity and risk by contamination of aquifers. For this reason, it is very important the characterization of sludge and soils, prioritizing the most suitable sludge treatments to reduce the risks.

Keywords: sewage sludge, soil fertility, heavy metals, phytotoxicity, pathogenic microorganisms.

1. OBJETIVO DEL ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO

El estudio bibliográfico que se ha realizado tiene como objetivo principal profundizar sobre los lodos de depuradora y su destino como enmienda orgánica agrícola, analizando principalmente los efectos beneficiosos y riesgos que se pueden producir tras su adición al suelo, mediante la recopilación de las experiencias de diferentes autores y diversas fuentes. A continuación se exponen los diferentes puntos en los que se basa el objetivo principal de este trabajo:

- Estudio del sistema actual de producción y gestión de lodos desde el punto de su valorización agrícola.
- Análisis exhaustivo de los diferentes efectos producidos en el suelo tras la adición de lodos, a nivel físico, químico y microbiológico. Se detallarán los beneficios en la mejora de los suelos a nivel físico y nutricional, profundizando también en los rendimientos de los cultivos.
- Estudio de los riesgos ambientales y de salud pública que puede ocasionar la aplicación de los lodos en suelos agrícolas por una mala gestión de ellos, a causa de sus características y los contaminantes presentes.
- Valoración de los diferentes tipos de lodos según el tratamiento y comparación desde el punto de vista agronómico, ambiental y económico.

2. FUENTES BIBLIOGRÁFICAS

La información utilizada para este estudio se ha obtenido desde dos motores de búsqueda de información científica y académica: Google Académico y polibuscador (buscador bibliográfico de la Universidad Politécnica de Valencia). Para la obtención de las fuentes bibliográficas se han utilizado las siguientes palabras clave o conjunto de palabras: sewage sludge, compost, sludge treatment, agricultural soils, arable land, soil physical, chemical and microbiological properties, soil fertility, fertiliser, nutrients, pollutants, heavy metals, organic contaminants, pathogens, human risk, environmental risk, potential toxic effects, phytotoxicity assay, ecotoxicological effects, soil microbial communities, microbial biomass carbon, long term effect.

3. ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO

3.1. Introducción

El modelo de consumo actual de la sociedad se enfrenta a una gran cantidad de residuos generados al que se tiene que hacer frente. Esta situación ha motivado que el interés sobre temas medioambientales sea cada vez mayor, implicando no sólo responsabilidades ecológicas, sino también económicas y sociales.

El rápido crecimiento de la población e industrialización ha supuesto un mayor consumo de agua a nivel mundial, tanto en los países desarrollados como en países en vías de desarrollo. A consecuencia

de esto, la generación de lodos procedentes de la depuración de las aguas se ha incrementado, suponiendo esto un mayor riesgo ambiental. Este residuo requiere de una adecuada gestión. Es necesario encontrar medidas que impliquen el menor daño en los ecosistemas, seres vivos y que no ocasionen riesgos para la salud humana, es decir, llevar a cabo un uso sostenible de los lodos de depuradora. Así mismo, los países se encuentran con limitaciones ambientales, técnicas, económicas, sociales y legislativas que dificultan la gestión de los lodos.

El objetivo de una correcta planificación en materia de lodos de depuradora consiste en conseguir una responsabilidad conjunta que afecte a todos los agentes que intervengan en la generación y gestión de los lodos. El conocimiento, diálogo y la participación social deben de ser los pilares fundamentales para esta planificación.

Según los principios de sostenibilidad, una correcta gestión de los residuos priorizaría la reutilización y el reciclado. Una de las principales opciones de uso eficiente de los lodos de depuradora es su uso como enmienda orgánica en suelo agrícolas. No obstante, debido a la gran complejidad en la composición de los lodos, se debe tener especial cuidado ya que no están exentos de riesgos ambientales. La exhaustiva caracterización de los lodos y el establecimiento de medidas de control estrictas son necesarios para minimizar los riesgos.

3.2. Lodos de depuradora

3.2.1. Definición de lodos de depuradora

Según el artículo 1 del Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario se define lodos de depuración como “lodos residuales salidos de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las anteriormente citadas, así como los procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares, utilizadas para el tratamiento de aguas residuales”.

Los lodos provenientes de estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) son residuos semisólidos resultantes de los diferentes procesos de tratamiento químicos, biológicos y físicos (Herrero, 2013). La composición y cantidad generada de lodos puede variar considerablemente de una instalación de tratamiento a otra dependiendo de factores como el tipo de contaminantes presentes, los hábitos de una población, el clima, tipo de tratamiento realizado tanto al agua como al fango, cantidad de caudal, número de habitantes abastecidos, etc. Estos lodos obtenidos incluso dentro de una misma instalación a lo largo del tiempo pueden ir variando las características de sus lodos producidos (Cornwell, 2002; González, 2016)

Los lodos de depuradora se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua) (MAGRAMA, 2016). Teniendo en cuenta la información de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (EPSAR) referente a la aplicación de lodos en la Comunidad Valenciana los lodos de depuradora son residuos semisólidos en los que predomina el agua (72-85%) y en menor proporción residuo seco (18-25%) (Martínez, 2014).

Se entiende como residuo seco la amplia cantidad de materia disuelta o suspendida que podemos encontrar en los lodos. La composición principal del residuo seco del lodo es materia orgánica,

básicamente, biomasa microbiana. Algunas sustancias presentes tienen un alto valor para la agricultura como la materia orgánica y nutrientes esenciales (N, P, K y en menor cantidad Ca y Mg) (Figura 1). Por otro lado, contienen otras materias contaminantes que suponen un riesgo para el medio ambiente y la salud humana como metales pesados (Zn, Cu, Cd, etc), agentes biológicos patógenos, xenobióticos, antibióticos y contaminantes orgánicos (MARM, 2009; Gondim-Porto, 2013).

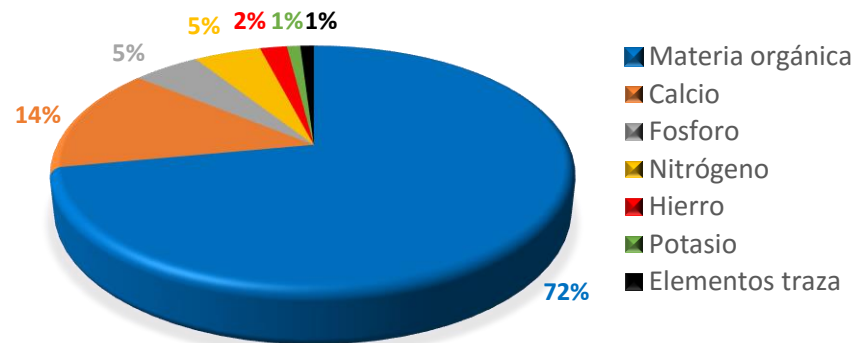


Figura 1. Composición típica de la materia seca de los lodos de depuradora. Fuente: Herrero (2013).

3.2.2. Obtención de lodos de depuradora

Los lodos de depuradora se pueden clasificar en función de su origen en la etapa de depuración de las aguas residuales, teniendo lodos primarios, lodos secundarios, lodos mixtos y químicos o físico-químicos (Sobrados, 2013).

- **Lodos primarios:** son los lodos obtenidos por la acción de la gravedad en el decantador primario mediante la sedimentación de los sólidos suspendidos (SS) que se concentran en el fondo del tanque. Son los sólidos que no han quedado retenidos en el pretratamiento.

Forman una mezcla floculada inestable de materia orgánica e inorgánica, sin estructura fija en los tamaños y formas de las partículas, poco estabilizados, y altamente fermentables y putrescibles. La problemática de estos lodos en sus tratamientos y usos posteriores es su contenido en patógenos, la generación de malos olores y presencia de microcontaminantes hidrófobos. Contienen una humedad que varía entre un 93% y un 99% y son lodos de fácil espesamiento debido a sus características.

La cantidad y calidad de lodos producidos depende del caudal del agua entrante al proceso de depuración, la cantidad de SS en el agua, la eficiencia del sistema de decantación, fracción de agua urbana, fracción de agua industrial y los contaminantes de origen antropogénico presentes (González, 2016).

- **Lodos biológicos o secundarios:** se producen en los tratamientos secundarios como consecuencia de los procesos biológicos que generan biomasa microbiana y sedimentan en el decantador secundario. Se componen principalmente de materia orgánica parcialmente estabilizada producida en la actividad bacteriana del proceso: polisacáridos, proteínas, bacterias,

microorganismos y otras sustancias poliméricas extracelulares. Es habitual encontrar contaminantes bioacumulables y biotransformables en estos lodos.

La cantidad y calidad de los lodos depende del tipo de microorganismos presentes y su metabolismo, de la composición del agua residual, del clima (temperatura), de la edad del lodo y carga másica del digestor biológico, en resumen, del grado de estabilización que se produzca. Generan menos olores que los lodos primarios, pero igualmente es necesario estabilizarlos por sus condiciones sépticas.

En EDARs convencionales la cantidad de agua representa entre 98,5% y 99,5% pero en instalaciones con tratamientos donde el grado de estabilización es mucho más alto la concentración de sólidos es mucho mayor (entre un 4% y 6%) (González, 2016).

- **Lodos mixtos:** son la mezcla de los lodos primarios y secundarios que se tratan habitualmente en la línea de fangos. En algunas ocasiones los lodos primarios y secundarios son tratados por separado (González, 2016).
- **Lodos químicos o físico-químicos:** solo se obtienen en las EDARs que presenten tratamientos químicos o físico-químicos. Los lodos son obtenidos gracias a la adición de reactivos floculantes al agua residual facilitando la precipitación de los sólidos suspendidos y disueltos. Los reactivos utilizados son sales de hierro o aluminio cuya presencia condicionará las características de los lodos, mejorando o dificultando su espesamiento o deshidratación. Dependiendo el reactivo que se utilice ayudará a la eliminación de materia orgánica suspendida, materia inorgánica disuelta o fósforo. En las EDARs que presentan estos tratamientos van asociados a los lodos primarios y/o secundarios que se les ha facilitado su precipitación con dichas sustancias (González, 2016).

3.2.3. Tratamiento de lodos de depuradora

En las EDARs la línea de tratamiento de lodos supone el 50% de los costes de inversión además de mayores costes de mantenimiento que la línea de aguas. No todos los lodos se tratan por igual, hay que tener en cuenta el destino o su uso final. Además, no todas las EDARs tratan completamente los lodos, incluso pueden no tratarlos en las mismas instalaciones y realizarse en instalaciones externas (Murcia, 2014).

Los objetivos del tratamiento son principalmente su deshidratación y estabilización. Reducir su volumen mediante la eliminación de parte del agua que contienen y así facilitar su manejo, almacenamiento, transporte y su valorización (deshidratación) y la reducción del poder de fermentación y carga patógena mediante procesos químicos o biológicos (estabilización). De modo genérico los tipos de operaciones realizadas se pueden clasificar en espesamiento, estabilización, acondicionamiento, deshidratación y desinfección (Murcia, 2014) (Figura 2):

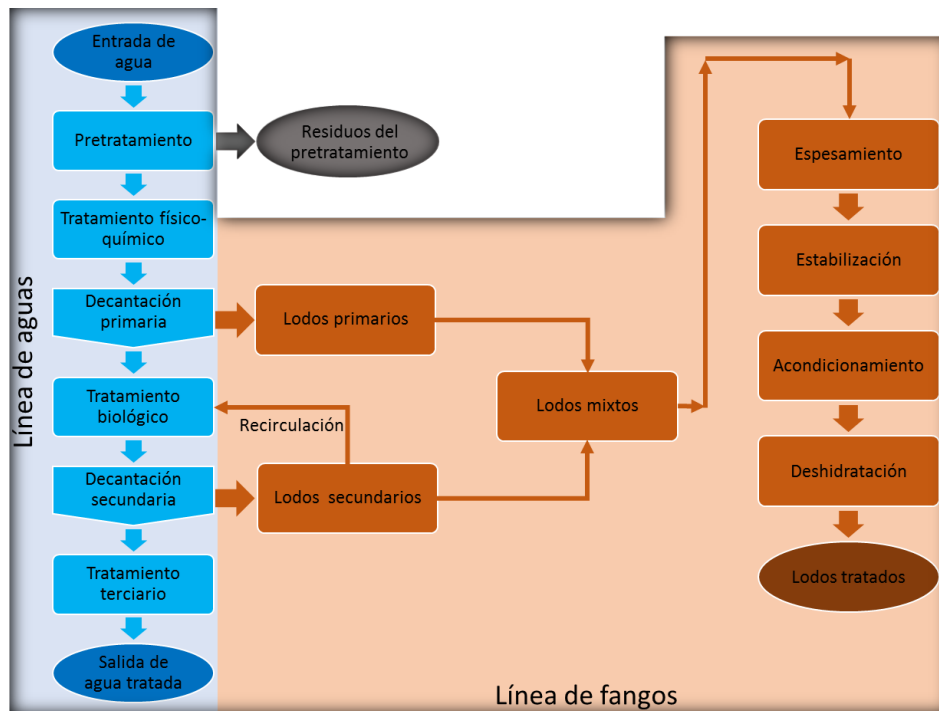


Figura 2. Origen y tratamiento de lodos de una EDAR. Fuente: elaboración propia.

- **Espesamiento:** operaciones con el fin de aumentar el contenido de sólidos principalmente con tratamientos de centrifugado, flotación o filtrado. Pueden tener lugar antes o después de la estabilización.
- **Estabilización:** en esta fase del tratamiento se tiene como fin reducir la presencia de agentes patógenos, reducir su poder de fermentación y eliminar los malos olores que puedan producir. La estabilización se puede realizar por diferentes tipos de tratamiento: estabilización química, estabilización aerobia, estabilización anaerobia y estabilización térmica (secado térmico).
- **Acondicionamiento:** son tratamientos que tienen como objetivo liberar el agua contenida en los coloides mediante la ruptura de la estabilidad coloidal utilizando procesos físico-químicos. El acondicionamiento puede ser químico, físico o térmico.
- **Deshidratación:** su objetivo es reducir el volumen de los lodos mediante procesos naturales (eras de secado) o mecánicos (filtración a vacío, filtración con banda prensora, filtración a presión o centrifugación). Los procesos mecánicos son tecnología muy específica y el consumo de energía es muy elevado, por lo que este tipo de tratamiento tiene costes elevados, por lo que en EDARs pequeñas y medianas no se suele encontrar.
- **Desinfección:** reducción de la presencia de agentes patógenos presentes en el lodo. Es de gran importancia los fangos están destinados a la reutilización y su uso en suelos agrícolas. En muchos de los procesos de estabilización descritos anteriormente, a parte de la reducción de la materia orgánica, también se produce la eliminación de patógenos. Por otro lado, existen procesos aislados destinados principalmente a la desinfección por radiación de alta energía, adición de productos químicos como el cloro, la pasteurización o el compostaje.

3.2.4. Destino final de los lodos y actualidad

Seguidamente del tratamiento los lodos deben tener un destino siguiendo el principio de jerarquía de residuos de la ley Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Este principio tiene como base generar un menor impacto sobre el medio ambiente y salud humana y reducir el uso de recursos. Uno de los usos prioritarios puede ser su uso como enmienda agrícola (directamente o después de compostar). Como segundo recurso se optaría a valorización energética y por ultimo a su eliminación en vertederos controlados.

La Figura 3 recoge la información en la que se basa el principio de jerarquía en la gestión de los residuos trasponiéndolo a los lodos residuales, con ejemplos de los destinos finales posibles:



Figura 3. Principio de jerarquía en la gestión de los lodos de depuradora. Fuente: elaboración propia.

Según el estudio representativo de MARM (2009) en diferentes EDARs, el destino de los lodos en España es el siguiente: 76% aplicación al suelo agrícola (vertido directo, posterior a secado térmico o posterior a compostaje), 15% eliminación en vertedero controlado, 7% incineración. Estos datos varían en gran medida en otros países europeos, siendo España uno de los países que destina menos lodos a vertederos y más a uso agrícola.

A nivel autonómico los porcentajes de destino varían, aunque la mayoría de Comunidades Autónomas (CCAA) priorizan su uso agrícola únicamente variando su pretratamiento antes de su vertido al suelo. CCAA como Galicia, Extremadura y Castilla la Mancha destinan los lodos totalmente a la agricultura. Por el contrario, Aragón y País Vasco destinan principalmente los fangos a incineración sin valorización energética y las Islas Canarias casi en su totalidad a eliminación en vertedero. En la Comunidad Valenciana, según el informe de la EPSAR (2015) que recopila los datos de 2015, el 88% se destina a uso agrícola (83% por uso directo y 5% compostado), el 12% a valorización y únicamente una parte mínima se ha destinado a vertederos.

El gran incremento de producción de lodos en las últimas décadas a nivel europeo ha desatado la preocupación en la gestión de estos residuos. Según los datos de la Comisión europea de 2010 la producción en Europa de lodos es de 9.050.181 t MS/año (Herrero, 2013) y según las previsiones

tienden a estabilizarse hasta 2020 (Milieu Ltd., WRc, RPA, 2010). España ha seguido la misma tendencia de crecimiento en producción de lodos, produciendo según los datos de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS) en 2010 759.915 t MS /año (Herrero, 2013).

En la Figura 4 observamos que la producción de lodos anual de la Comunidad Valenciana entre 1995 y 2015 ha ido incrementando:

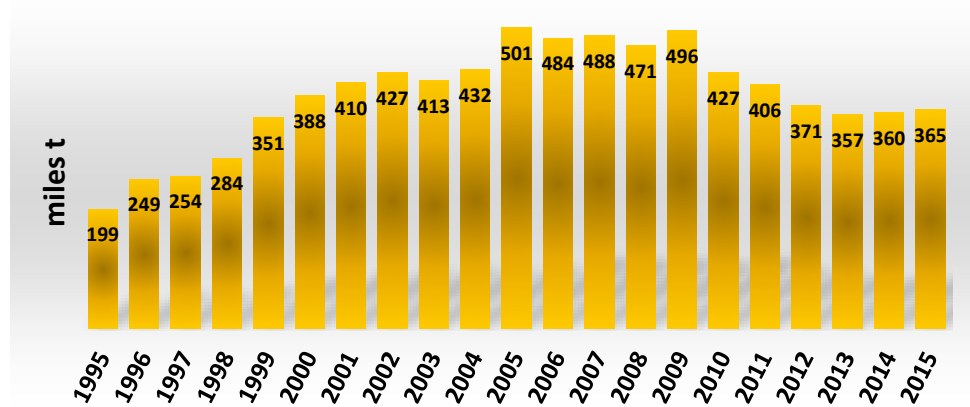


Figura 4. Producción de lodos en la Comunidad Valenciana. Fuente: EPSAR (2015)

3.2.5. Legislación actual

La legislación vigente para la gestión de los lodos de depuradora en materia de residuos viene recogida en la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (LRSC) que transpone la Directiva Marco de Residuos (Directiva 2008/98/CE). El objetivo de esta norma es reducir los impactos de los residuos en el medio ambiente y la salud humana, consumir menos recursos y priorizar el principio de jerarquía en la gestión de residuos. Además, obliga a las EDARs a tratar los lodos producidos en sus instalaciones por ellas mismas o encargar su tratamiento (art. 17 LRSC). En la misma ley se somete a régimen de autorizaciones a las instalaciones y personal, físico o jurídico, implicado en el proceso de tratamiento de los lodos (art. 27 LRSC).

En cuanto a su uso en suelo agrícolas la legislación aplicable es el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario que transpone la Directiva 86/278/CEE. Dicho Real Decreto establece que solo se podrán utilizar los lodos tratados cuyo poder de fermentación y riesgos sanitarios estén reducidos significativamente. Únicamente se establecen límites para la concentración en metales pesados en los lodos, que deben de ser menores a las concentraciones indicadas en el Anexo I B, y límites en suelos que deben tener una concentración menor a las recogidas en el Anexo I A para que se les pueda aplicar lodos. En el Anexo I C se detalla la dosificación anual de lodos en relación al contenido en metales pesados. El Real decreto 1310/1990 también recoge la normativa de cómo se deben realizar las analíticas de lodos y suelo, obligaciones de la administración, entes locales, estaciones depuradoras y CCAA y los límites temporales para la adición de lodos a cultivos hortícolas y frutícolas. Cabe destacar, que desde finales de los años 90 se han ido creando borradores para la revisión de la Directiva 86/278/CEE, donde se plantean valores límite más restrictivos para los metales pesados y límites para otros contaminantes que no plantea la actual Directiva, entre otras consideraciones.

También respecto al uso agrícola se aplica la Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario, que establece la información que deben remitir las EDARs, las instalaciones de tratamiento de los lodos de depuración, los gestores que aplican los lodos al suelo y las CCAA.

En el caso de que el destino de los lodos no sea agrícola, por no cumplir los requisitos de la legislación o por que así se decide, los lodos quedaran sujetos a la legislación que abarca la eliminación de residuos en vertederos o incineración.

A nivel autonómico, como indica el Real Decreto 1310/1990, las CCAA son las encargadas de que se cumplan los requisitos establecidos en el Real Decreto y facilitarán la información necesaria al Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Al ser la legislación estatal muy ambigua, existen claras diferencias en la gestión de los lodos de depuradora entre las diferentes CCAA. Centrándonos en la Comunidad Valenciana no existe normativa específica que reglamente el régimen jurídico de los lodos de depuración como residuo, por lo que se regula a través la Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana.

No obstante, la Comunidad Valenciana sí que tiene diversos instrumentos de planificación que incluyen la gestión de los lodos de depuración. Existe un Plan de Fangos aprobado en 1988 incorporado en el II Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana aprobado por el Decreto 197/2003, de 3 de octubre. En este Plan se propone una serie de medidas, directrices y criterios para la gestión de los lodos con lo previsto en el Plan Nacional de Lodos. El objetivo principal es la maximización de su uso en agricultura y producción de electricidad mediante la cogeneración. En la Figura 5 se detalla el proceso de gestión de lodos de depuradora en la Comunidad Valenciana según legislación nombrada anteriormente.

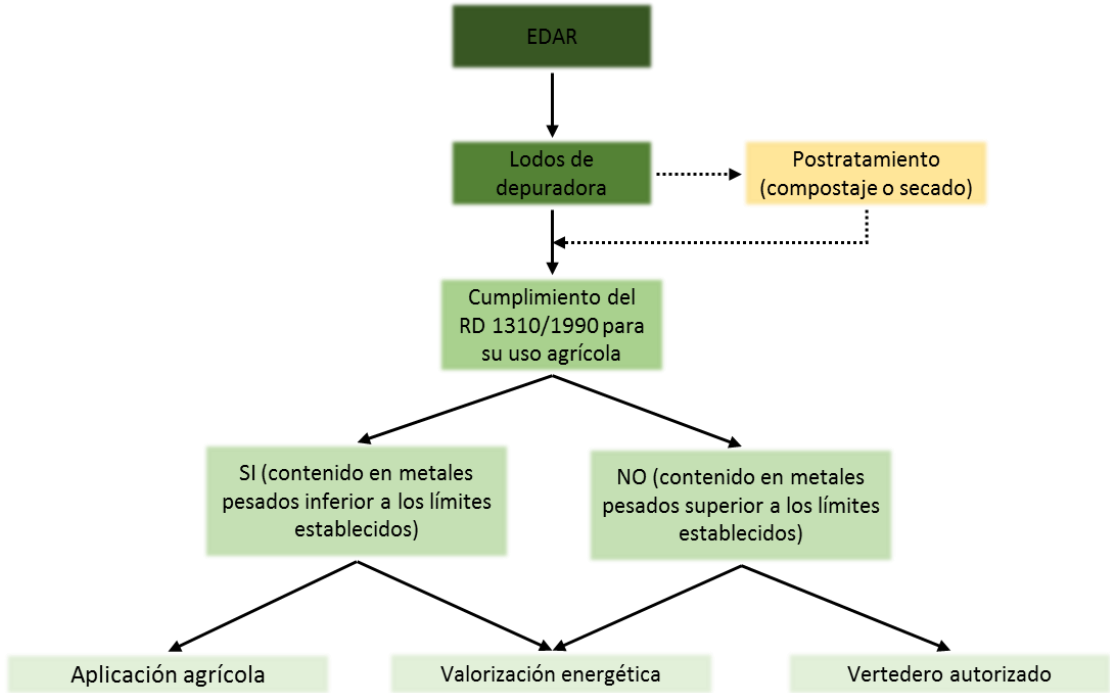


Figura 5. Gestión de lodos de depuradora en la Comunidad Valenciana. Fuente: elaboración propia.

Por último, cabe recalcar la Orden 7/2010, de 10 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias, y que deroga la Orden de 29 de marzo de 2000. Aquí se contemplan los lodos de depuradora como enmienda orgánica recomendada.

3.3. El suelo y la aplicación de lodos como enmienda orgánica agrícola

La reutilización de los lodos de depuradora en suelos agrícolas aporta beneficios únicos de fertilización por su contenido en nitrógeno y fósforo y por mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo gracias al aporte de materia orgánica. Para que los beneficios sean los adecuados en el suelo y no se produzcan efectos dañinos en el rendimiento vegetal se debe realizar una correcta dosificación de los lodos. Sin embargo, los lodos pueden contener sustancias que pueden ser dañinas para los seres humanos al entrar en la cadena alimentaria, como por ejemplo los metales pesados, los cuales están limitados por la legislación española en el uso de lodos como enmienda orgánica (Fytili y Zabaniotou, 2008)

No obstante, la utilización de los lodos de depuradora en suelos agrícolas está limitada por obstáculos sociales y técnicos. Técnicamente los problemas se deben a que se producen lodos durante todo el año, pero su utilización en los cultivos se realiza únicamente una o dos veces al año, por lo tanto, se deben almacenar. Otra limitación técnica es la del contenido de metales pesados, como se ha comentado en apartados anteriores. Por otro lado, existe una falta de aceptación social, debido a que los agricultores no confían en una enmienda orgánica de origen residual, pensando que les puede perjudicar, en muchos casos motivada por la falta de información al consumidor. Este debate social está en constante aumento en toda Europa, y muestra que el diálogo entre agricultores y sus clientes, la industria alimentaria y los minoristas es de vital importancia para aceptar el uso de los fangos de depuradora como enmienda orgánica agrícola (Fytili y Zabaniotou, 2008).

3.3.1. Propiedades del suelo

A continuación se describen brevemente distintas propiedades del suelo importantes desde el punto de vista de la aplicación de lodos de depuración.

- **Propiedades físicas:** propiedades que condicionan la rigidez de un suelo, la capacidad de penetración de las raíces, la capacidad de retención de agua y de drenaje, aireación, la plasticidad, y la retención de nutrientes y contaminantes. Dentro de las características físicas se encuentra otras propiedades como son la textura, porosidad y estructura (Rucks y col., 2004).
 - **La textura** se define como la proporción en que se encuentran los elementos que estructuran el suelo; arena gruesa, arena media, arena fina, limo y arcilla. Un suelo con una textura adecuada para el crecimiento de las plantas es aquel que tiene los porcentajes óptimos para que el sistema radicular pueda crecer y fijarse en el sustrato con facilidad además de favorecer la disponibilidad de nutrientes (Rucks y col., 2004).

- **La porosidad** es el sistema de espacios (poros) del suelo, es decir, espacios de la estructura del suelo que no están ocupados por sólidos. Dentro de la porosidad se distinguen los macroporos y los microporos, y la porosidad del suelo es la suma de estos dos. En los macroporos el agua no es retenida y permite el crecimiento de raíces, por lo contrario, los microporos retienen el agua dejándola disponible para la vegetación. La porosidad queda en función de la textura y estructura del suelo (Rucks y col., 2004).
- **La estructura** atiende a la disposición de las partículas del suelo. A partículas no solo se refiere a las fracciones granulométricas mencionadas en la textura, también incluyen los agregados o elementos estructurales que se forman por la agregación de las fracciones granulométricas (Rucks y col., 2004).
- **Propiedades químicas:** el suelo está compuesto por componentes sólidos, líquidos y gaseosos, orgánicos e inorgánicos que están en continuos procesos químicos e intercambios entre las diferentes fases. La fase gaseosa está formada principalmente por nitrógeno, dióxido de carbono y metano, entre otros gases. La fase líquida contiene solutos orgánicos e inorgánicos fundamentales para el papel biológico de suelo. La fase sólida determinará la disponibilidad de muchos de los nutrientes y contaminantes (Gondim-Porto, 2013). Existen características importantes en el suelo que nos aportan información sobre las propiedades químicas como el intercambio catiónico (CIC), el pH, la salinidad (Buckman y Brady, 1977):
 - **CIC:** mide la cantidad de cargas negativas presentes en las fracciones granulométricas y materia orgánica. Es un indicador de la capacidad de un suelo para retener cationes (macronutrientes (H, N, P, K, Ca, Mg y S) y micronutrientes (Fe, Zn, Mn, B, Cu, Mo, Cl)), y metales pesados), y su disponibilidad para la vegetación. Los suelos con alta CIC tienen altos contenidos en arcilla y compuestos orgánicos. Además, contribuye en procesos de floculación-dispersión de las arcillas y estabilidad de los agregados. Actúa como un depurador natural del suelo al retener contaminantes presentes (Buckman y Brady, 1977)
 - **pH:** grado de acidez o alcalinidad. Influye en la solubilidad, movilidad y disponibilidad de los nutrientes para las plantas, y de otros componentes y contaminantes inorgánicos, como por ejemplo los metales pesados. Además, influye en la actividad y presencia de microorganismos (Buckman y Brady, 1977).
 - **Salinidad:** presencia de sales solubles (cloruros, sulfatos, nitratos, carbonatos, bicarbonatos., etc.) (Buckman y Brady, 1977).
- **Propiedades biológicas:** el suelo está compuesto por una gran comunidad de organismos vivos, entre ellos hongos, bacterias, levaduras, actinomicetos, nematodos, arqueas, algas, protozoos, insectos y lombrices, y por otra parte las raíces de las plantas. La actividad biológica tiene efectos en las propiedades físicas y químicas del suelo. Ayudan a mejorar las características del suelo favoreciendo la descomposición y mineralización de la materia orgánica, aportan materia orgánica, favorecen la mezcla de los materiales edáficos y la aireación de los suelos. La actividad biológica de los suelos forma una parte indispensable en los ciclos del N y C (Benítez, 2014).

3.3.2. Efectos de los lodos de depuradora en el suelo

3.3.2.1. Efectos en las propiedades físicas del suelo

Los lodos de depuradora contienen un alto contenido en agua que afectará a distintos procesos y propiedades físicas del suelo (destrucción de macroagregados y cambios en la estructura del suelo). El grado de humedad de los lodos debe de ser el apropiado para no producir lixiviados en el suelo, siendo valores normales los correspondientes al 75-85% de humedad (Murcia, 2014).

Como se ha comentado en apartados anteriores, los lodos de depuradora procedentes de EDARs contienen gran cantidad de materia orgánica, independientemente de su tratamiento. Este aspecto determinará la mayoría de los efectos producidos a nivel físico, produciendo cambios en la estructura y en el sistema poroso (Cuevas y col., 2006).

Diferentes autores han afirmado los aspectos beneficiosos de la utilización de los lodos de depuradora en suelos agrícolas dependiendo de la dosis aplicada y la profundidad de aplicación, indicando que mejoran la porosidad de los suelos, la formación y estabilidad de los agregados, la capacidad de retención de agua y que disminuyen el porcentaje de suelo que se pierde por erosión (Epstein, 1975; Nordcliff, 1998; Cuevas y col., 2006; Ojeda y col., 2008).

Un estudio realizado por Epstein (1975) demostró que el uso de lodo crudo y digerido aumenta la capacidad de retención del agua con el incremento de las dosis. Además, observó un aumento de la conductividad hidráulica significativo a los 27 días después de su adición. El aumento de formación de agregados se incrementó hasta el día 118 y después se mantuvo hasta el día 175. El suelo tratado tenía un 34% más de agregados estables que el suelo no tratado.

De acuerdo con Cuevas y col. (2006) el uso de lodo fresco o compostado, a corto plazo, genera un aumento de la macroporosidad y de la agregación de partículas, siendo más evidentes en suelos con mayor degradación. La materia orgánica favorece la cohesión de los agregados mediante uniones entre los compuestos orgánicos y las partículas minerales, favoreciendo al aumento de la porosidad (Ojeda y col., 2008).

Al aumentar la macroporosidad, la densidad aparente del suelo disminuye. La densidad aparente disminuye debido a que se crean espacios dentro de la matriz del suelo a causa del material orgánico lo que conlleva a un aumento de los valores de porosidad total (Cuevas y col., 2006). Trelo-Ges y Chuasavathi (2002) observaron la disminución de la densidad aparente con dosis de lodos mayores a 37,5 t/ha, incluso si se trata de un cultivo de gramíneas con dosis menores (25 t/ha).

Los macroporos generados dependen de dos factores: la profundidad de aplicación y el tiempo transcurrido posterior a su adición (Cuevas y col., 2006). Según el estudio de Nordcliff (1998), aplicando lodo compostado a diferentes profundidades se puede observar que la densidad aparente disminuye con la profundidad y con el aumento de la dosis (Tabla 1) y que con el paso del tiempo después de adicionar una dosis de lodos el porcentaje de macroporos va disminuyendo (Tabla 2). Esta disminución de macroporos con el tiempo se debe a la mineralización de la materia orgánica, aumentando el porcentaje de microporos.

Tabla 1. Efecto de profundidad de aplicación de lodos con diferentes dosis sobre la densidad aparente. Fuente: Nordcliff (1998).

Tasa de aplicación de compost de lodo (t/ha)	Profundidad de incorporación (cm)	Densidad aparente (kg/m ³)
Control (0)	-	1240
25	5	1210
25	15	1190
50	5	1160
50	15	1150
100	15	1090
200	15	990

Tabla 2. Relación de porcentaje de macroporos con el tiempo desde su aplicación a diferentes dosis de compost de lodos. Fuente: Nordcliff (1998).

Tasa de aplicación de compost de lodo (t/ha)	5 semanas (% macroporos)	17 semanas (% macroporos)	38 semanas (% macroporos)	73 semanas (% macroporos)
Control (0)	32,5	29,7	29,6	27,6
25	35,0	32,3	31,9	28,2
50	36,8	35,0	32,3	31,7
100	38,4	33,1	33,0	33,0
200	43,4	40,7	38,1	37,2

Por otro lado, la aportación de lodo de depuradoras favorece al aumento de la estabilidad y formación de agregados. En suelos con un contenido en materia orgánica de 7,5 g/kg de suelo con un aporte del 5% de lodos de depuradora (materia seca) se llegó a aumentar la estabilidad de los agregados hasta un 78% respecto a su estado inicial (Guerrero y col., 2001).

La formación de agregados favorece la disminución de la erosión (Cuevas y col., 2006). Además, el aumento del diámetro medio de agregados conlleva a favorecer movimientos de agua (conductividad hidráulica) y aire dentro de la matriz del suelo, y gracias a la incorporación de agua en la estructura de los agregados existen efectos positivos de retención de agua en el suelo. Según el estudio realizado por Jorge-Mardomingo (2014) en suelos donde se utiliza normalmente maquinaria agrícola, la mejora de la conductividad hidráulica se produce únicamente en los 30-40 primeros cm de suelo debido a la aparición de la suela de labor producida por la compactación.

El aumento de los macroporos como la formación de agregados en función del tiempo y espacio depende no solo de la incorporación de lodos sino también del método de labranza (Marx y col. 1995).

Por otro lado, existen diferencias dependiendo de la estructura del suelo, por ejemplo, en suelos arenosos es favorable introducir lodos frescos debido a que su pastosidad favorece la formación de agregados, y por el contrario en un suelo franco que no tenga serios problemas de formación de agregados los lodos secados térmicamente serían más favorables reduciendo la escorrentía superficial, otros corren el riesgo de saturar el suelo (Ojeda, 2006).

Por último, existen autores que si han observado efectos adversos en las propiedades físicas del suelo. La adición de cantidades excesivas de materia orgánica, o en suelos con un alto contenido en esta, se pueden producir fenómenos de hidrofobia, y aparición de sellado superficial, disminución de infiltración y aumento de la escorrentía superficial. Por ejemplo, se ha observado que adicionando

compost de lodo con dosis de hasta 80 t/ha se ha producido la formación de un sello superficial (Macedo y col., 2002).

En la siguiente tabla se resumen algunos efectos en las propiedades físicas observados por diferentes autores:

Tabla 3. Efectos sobre las propiedades físicas del suelo de acuerdo con diferentes autores.

Propiedad física	Efecto	Referencias
Estabilidad agregados del suelo	Aumenta	Guerrero y col. (2001), Ojeda y col. (2003)
Densidad del suelo	Disminuye	Nordcliff (1998), Ramulu (2002), Ojeda y col. (2003)
Capacidad de retención de agua	Aumenta	Nordcliff (1998), Epstein (1975), Ramulu (2002)
Porosidad	Aumenta	Ramulu (2002), Cuevas y col. (2006)
Erosión	Disminuye	Ojeda y col. (2003)

3.3.2.2. Efectos en las propiedades químicas del suelo

En este apartado se comentan cambios en las propiedades químicas del suelo tras la aplicación de lodos de depuradora. Las propiedades en las que se profundiza son la Capacidad de Intercambio Catiónico, pH, conductividad eléctrica y fertilidad del suelo.

Capacidad de intercambio catiónico

En los suelos tratados con residuos orgánicos y especialmente con lodos de depuradora se observa un aumento de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (Hernando, 1987). Existen diferentes autores que han demostrado el aumento de la CIC, dependiendo del tipo de suelo y tratamiento de lodo (Canet y col., 1998; Abaunza, 2014).

De acuerdo con Soon (1981) los índices relativamente altos de aplicación de lodos aumentan la CIC, lo que ayudó a retener los nutrientes esenciales de las plantas dentro de la zona de enraizamiento debido a los sitios de unión de catión adicionales. Estos efectos, sin embargo, dependen de la relación de lodo: suelo.

En un estudio realizado por Canet y col. (1998) se adicionaron lodos de depuradora de digestión anaerobia, entre otras enmiendas orgánicas, durante 7 años en diferentes parcelas de campos de naranjos de la Comunidad Valenciana. Se adicionó lodo de depuradora en dos parcelas diferentes, con una dosificación de lodo diferente en cada una (12 y 24 t/ha/año). El resultado fue que se produjo un incremento de la CIC respecto al suelo no tratado con lodos al cabo de los 7 años. Con la dosis de 12 t/ha/año el incremento de CIC fue de 9,16 cmol_c/kg a 10,38 cmol_c/kg en los primeros 20 cm de profundidad, y de 8,96 cmol_c/kg a 9,48 cmol_c/kg entre 20 y 40 cm de profundidad. Por otro lado, con la dosis de 24 t/ha/año el incremento de CIC fue de 9,16 cmol_c/kg a 11,75 cmol_c/kg en los primeros 20 cm de profundidad, y de 8,96 cmol_c/kg a 9,98 cmol_c/kg entre 20 y 40 cm de profundidad. En resumen, el incremento de CIC aumenta a mayores dosis de lodos y los cambios más pronunciados de

CIC se producen en los primeros 20 cm. El mismo autor detectó en otra parcela que el abonado con estiércol no supero la CIC del suelo de las parcelas con lodos de depuradora.

Otro ejemplo, a corto plazo, es el estudio realizado por Abaunza (2014) que después de realizar una única dosificación de 50 t/ha de lodos de depuradora en un suelo agrícola de estructura franco-arenosa observó un aumento de la CIC de 4,38 cmol_c/kg a 7,95 cmol_c/kg al cabo de 2 meses. Además, la CIC del suelo con lodos fue mayor en comparación con otras enmiendas orgánicas aplicadas en otras parcelas (pelets y compost de residuos sólidos urbanos).

Cabe destacar que los lodos de depuradora compostados tienen una CIC mayor que los lodos no compostados. Esto es debido a que la humificación de la materia orgánica que se produce en el compostaje aumenta el grado de polimeración produciendo un aumento considerable de la superficie específica de las macromoléculas asociadas a la materia orgánica y un aumento de los grupos carboxílicos principalmente y en menor medida de los grupos hidroxifenólicos. Por este motivo un lodo de depuradora compostado aporta con mayor rapidez al suelo un aumento de la CIC que cualquier otro lodo con diferente tratamiento (Lax y col., 1986).

pH

Por otro lado, en cuanto al pH de los suelos, según diferentes autores, generalmente no sufre grandes cambios tras la adición de lodos de depuradora, exceptuando algún caso concreto. Las cantidades que se adicionan de lodos no son tan grandes como para apreciar cambios importantes en el pH del suelo (Murcia, 2014). En cultivos en España de cítricos, olivares, lechugas y melonares entre otros y en parcelas agrícolas sin cultivos se han observado cambios, tanto aumentos como disminución en el pH de entre 0,2 y 0,8 unidades, con diferentes dosificaciones y tipos de lodo en diferentes tipos de suelo. En estos estudios los suelos más degradados son los que sufren mayores cambios de pH (Canet y col. 1998; Quinteiro y col., 1998; Beltrán y col., 2005; Giménez, 2010; Abaunza, 2014).

Estos cambios en el pH del suelo dependerán del pH de los lodos y de las sustancias presentes en éstos, así como del poder tampón del suelo (amortiguación de pH) (Giménez, 2010).

La capacidad de amortiguación es diferente para cada tipo de suelo, siendo de mayor a menor capacidad por este orden: suelos húmicos, suelos arcillosos, suelos francos y suelos arenosos. La capacidad tampón es mayor al aumentar el contenido en arcillas y materia orgánica del suelo (Macías y col., 2005).

Cuando se adicionan lodos de depuradora con pH diferente al del suelo pueden ocurrir los siguientes diferentes escenarios (Macías y col., 2005):

- Con el pH básico, los óxidos de calcio, magnesio y potasio, junto con los carbonatos actúan como agentes de amortiguación.
- Con pH ácido, los óxidos de aluminio e hidróxidos de hierro amortiguan los cambios de pH.
- A niveles neutros de pH, este es amortiguado por la materia orgánica del suelo, las reacciones naturales de los minerales producidas por el clima y las reacciones de intercambio.

Según MARM (2009), después de realizar la analítica de los lodos de 66 EDARs de toda España, los pH variaban entre 5,5 y 12. El 50% de los lodos dieron resultados con pH cercanos a la neutralidad. Debido a que los suelos tienen valores de ácidos a fuertemente alcalinos, la aplicación de los lodos también puede dar la propiedad de amortiguación del pH a los suelos.

Por otro lado, se debe tener en cuenta que la salinidad y presencia de amonio (directa o indirectamente tras la descomposición de la materia orgánica) pueden afectar al pH del suelo. También hay que tener especial atención a los lodos tratados con cal que pueden aumentar el pH considerablemente, aunque no es un tratamiento muy común en las EDARs (MARM, 2009; Murcia, 2014).

A la hora de aplicar el lodo en un suelo es de vital importancia tener en cuenta su composición, estudiar el suelo al que se va aplicar y el tipo de cultivo presente. El pH en el suelo determina la actividad y presencia de microorganismos, disponibilidad de nutrientes y contaminantes y el desarrollo de los cultivos (Giménez, 2010).

Se han detectado especies vegetales que con el cambio de una unidad del pH se vería afectada la germinación de las semillas e incluso afectaría a la comunidad microbiológica (Giménez, 2010).

Conductividad eléctrica

Los lodos de depuradora pueden presentar una gran variedad en las concentraciones de sales solubles, el parámetro indirecto que mide su presencia es la conductividad eléctrica (CE). La concentración de sales depende del origen de las aguas residuales y de su acumulación en los lodos, aunque la concentración de sales en lodos es mucho mayor que en un suelo. Este parámetro es muy importante tenerlo en cuenta debido a la gran problemática que existen en muchos suelos con problemas de degradación y salinidad (Giménez, 2010).

Beltrán y col. (2005) comprobaron los cambios de la CE tras añadir lodos de depuradora en 2 suelos de cultivo de olivares, un alfisol (Madrid) y un inceptisol (Toledo), comparándolos con suelos iguales no tratados con lodos (suelo control). Se aplicaron durante 4 años los lodos con dosis de 16 t/ha cada año, con una CE comprendida entre 4,05 y 4,1 dS/m. En ambos casos la salinidad medida cada año era mayor con la del suelo de referencia. En el alfisol se detectaron aumentos máximos de CE respecto al suelo de referencia de 0,23 dS/m en la profundidad 0-15 cm y aumentos máximos de 0,03 dS/m en la profundidad 15-30 cm. En el inceptisol se detectaron aumentos mayores máximos de 1 dS/m en la profundidad 0-15 cm y aumentos máximos de 0,90 dS/m en la profundidad 15-30 cm. En este último caso duplicó la CE del suelo de referencia. Con respecto a la variación anual sufrían aumentos y descensos de salinidad, relacionados con las precipitaciones que afectan al lavado del suelo. En general, se observó el aumento de la salinidad debido a que la tasa de acumulación era mayor que la del lavado de las sales.

Por lo contrario, en otro estudio realizado en un campo de cultivo de cítricos de un suelo franco-arcilloso, al cabo de 7 años de aplicación de lodos observaron una disminución de la salinidad del suelo en todas las muestras tomadas a diferentes profundidades con respecto al suelo control. Se llega a la conclusión de que esta disminución de la salinidad puede deberse a un aumento del lavado del suelo debido a la mejora de la estructura del suelo favorecida por los lodos aplicados. Por este motivo, en

algunos casos la aplicación de lodos en el suelo podría ayudar a la restauración de suelos salinos, debiéndose de estudiar cada caso con detenimiento (Canet y col., 1998).

Díaz y col. (2010), con el objetivo de estudiar el potencial de mitigación de los lodos en suelos con alta salinidad, observó que diferentes tipos de lodos mostraron resultados que mejoraron la permeabilidad de los suelos, recomendando su uso para suelos con problemas de sodicidad.

Fertilidad del suelo

El principal efecto de los lodos de EDAR en los suelos agrícolas es el aumento de la materia orgánica. Un aumento de la materia orgánica está relacionado con el aumento de la fertilidad de los suelos. La materia orgánica mejora las propiedades físicas e hídricas de los suelos y al descomponerse libera nutrientes para las plantas (Nadal, 2016). Los aumentos de la materia orgánica detectados por algunos autores son mayores en las capas superficiales, llegando a aumentar hasta un 83% respecto al suelo control, con dosis de 24 t/ha/año y aumentos de un 51% para dosis menores de 12/t/ha/año (Canet y col., 1998). Beltrán y col. (2005) detectaron un aumento menor de la materia orgánica, aumentando un 19% con dosis de 16 t/ha/año en la capa superficial (20cm).

Por otro lado, la composición de la materia orgánica de los lodos es muy diferente a la del humus del suelo, pudiendo cambiar su composición. Los lodos hacen que aumenten las estructuras alifáticas de la materia húmica originaria del suelo, teniendo un comportamiento más lábil (Jindo, 2011).

Otro efecto de la materia orgánica de lodos de EDAR en el suelo es el incremento de la fijación del C, pudiéndose incorporar a los coloides minerales de los suelos. De esta forma, el C retenido es más resistente a la mineralización por los microorganismos, siendo un valor positivo para la fertilidad del suelo (Murcia, 2014).

Además, con la incorporación de la materia orgánica de los lodos también se aportan nutrientes al suelo (macronutrientes y micronutrientes), de este modo su presencia en los suelos aumenta. El nitrógeno y fósforo se aporta de forma mayoritaria en forma orgánica, mientras que el resto de nutrientes principalmente de forma inorgánica. En cuanto a la disponibilidad de micronutrientes y elementos contaminantes para las plantas, como los metales pesados, dependerá de las reacciones que sufran en el suelo. A consecuencia del aumento de la materia orgánica, nutrientes y elementos traza, el pH del suelo y la actividad microbiológica puede verse afectada (Nadal, 2016).

Desde el punto de vista nutricional para las plantas los lodos de depuradora son una enmienda nutricional necesaria para los suelos con carencias nutricionales. Por ese motivo los lodos se consideran fertilizantes orgánicos, con una elevada importancia debido a que muchos de los nutrientes se presentarían con una asimilación lenta para las plantas. Por ejemplo, el nitrógeno al presentarse en su mayoría de forma orgánica tendría pocas pérdidas por lixiviación o por volatilización a corto plazo (Nadal, 2016).

Magdoff y Amadon (1980) realizaron diferentes ensayos de laboratorio y de campo para evaluar la influencia del nitrógeno de los lodos en cultivos. Aplicaron lodos secundarios estabilizados de forma aerobia, con dosis de 50, 100, 150 y 200 kg N/ha/año como nitrato de amonio equivalente. Las especies de cultivo estudiadas fueron maíz (*Zea mays L.*) y diferentes especies de heno. En los ensayos

realizados en el laboratorio se mineralizó más del 54% del nitrógeno orgánico tras la aplicación del lodo en suelo de cultivo de maíz. En los ensayos de campo la mineralización del nitrógeno orgánico se realizó con un promedio del 55% tanto en los cultivos de maíz como en los de heno. De acuerdo con Sommers (1977) la cantidad de nitrógeno mineralizado se dispondrá en función del porcentaje de nitrógeno orgánico que exista en el lodo de depuradora aplicado.

Los efectos de contaminantes presentes en los lodos de depuradora (metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos) y los excesos de nutrientes se estudiarán con detenimiento en apartados posteriores.

La Tabla 4 recoge el efecto de la aplicación de lodos sobre distintas propiedades químicas del suelo.

Tabla 4. Efectos sobre las propiedades químicas del suelo de acuerdo con diferentes investigadores.

Propiedad química	Efecto	Referencias
CIC	Aumenta	Soon (1981), Canet y col., (1998), Ramulu, (2002), Abaunza (2014)
pH	Aumenta	Tsadilas y col. (1995), Neilsen y col. (1998)
	Disminuye	Epstein (1975), Neilsen y col. (1998), Beltrán y col. (2005), Abaunza (2014)
CE	Aumenta	Martinez y col. (2002), Ramulu (2002), Beltrán y col. (2005)
	Disminuye	Canet y col. (1998), Díaz y col. (2010)
Carbono orgánico del suelo	Aumenta	Kladivko y Nelson (1979)
N y P	Aumenta	Martinez y col. (2002), Sommers (1977), Walter y col. (2000)
Elementos tóxicos	Aumenta	Kulling y col. (2001), Lopez-Mosquera y col. (2000)
Contenido en humus	Aumenta	Kulling y col. (2001)

3.3.2.3. Efecto en las propiedades microbiológicas del suelo

En el suelo las poblaciones microbianas (microorganismos) están formadas por microfauna, algas microscópicas, arqueas, bacterias, hongos, etc. Los cambios microbiológicos en el suelo tras la aplicación de lodos están más relacionados con los cambios químicos producidos en el suelo que con la introducción de microorganismos desde los lodos (Lloret y col., 2016). La adición de lodos al suelo favorece el desarrollo de los microorganismos autóctonos del suelo, debido al aporte de materia orgánica que favorece las propiedades físicas y dispone al suelo de carbono de fácil biodegradabilidad. Debido a este aumento de microorganismos se produce un aumento de la presencia de enzimas y metabolitos. Las enzimas intervienen en las reacciones de mineralización e inmovilización de los nutrientes, factor relacionado con su disponibilidad para la vegetación. Las enzimas al formar complejos enzima-humus quedan protegidas de su degradación e inactivación. Existen metabolitos liberados por los microorganismos que favorecen el crecimiento vegetal (Gondim-Porto, 2013; Nadal, 2016).

Existen componentes tóxicos en los lodos como componentes orgánicos y metales pesados que pueden alterar las poblaciones naturales de microorganismos del suelo, disminuyendo la biomasa total y aumentando la presencia de organismos resistentes y tolerantes (Nadal y col., 2015).

Así mismo, a pesar de que la presencia de tóxicos puede disminuir la presencia y actividad microbiana, cabe destacar que el balance total de microorganismos y su actividad biológica total debido a la introducción de materia orgánica es mayor que la pérdida ocasionada por algún tóxico. En el caso de los metales pesados la biodisponibilidad en el suelo dependerá de la cantidad de arcillas y materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y el pH (Murcia, 2014; Nadal, 2016). Más adelante, en los apartados de los riesgos por metales pesados y los compuestos orgánicos en el suelo se hablará detenidamente sobre los efectos tóxicos producidos en las poblaciones microbianas del suelo.

Utria y col. (2008) observaron el desarrollo de los microorganismos en el suelo de una plantación de tomates (*Solanum lycopersicum Mill*) tras la adición anual durante 3 años de 135 g de lodos por cada kg de suelo. Las unidades formadoras de colonias (UFC) aumentaron para todos los microorganismos estudiados respecto al suelo control. Las poblaciones de bacterias totales fueron 12 veces superiores al suelo control, los hongos totales 6 veces superiores, actinomicetos totales 204 veces superiores y nitro fijadores totales 100 veces superiores.

En el estudio realizado por Gondim-Porto (2013) se comparó los efectos en la microbiología del suelo de diferentes tipos de lodos a diferentes dosis. Se añadieron a suelos de cultivo lodos aerobios y anaerobios en dosis de 40, 80, 120 y 140 t/ha en parcelas diferentes. Se comprobó que las dosis más bajas favorecieron en mayor proporción al aumento de la población de microorganismos (40 y 80 t/ha) en los suelos con lodos aerobios, presentando mayor diversidad de microorganismos. Por lo contrario, con las dosis más elevadas (120 y 140 t/ha) de lodos aerobios aumentaron en mayor proporción los microorganismos oligotróficos y copiotróficos.

Por otro lado, dependiendo del tratamiento utilizado, el grado de higienización del lodo y de la dosificación utilizada se pueden añadir patógenos al suelo que pueden persistir hasta dos años, como en el caso de los coliformes. Estos patógenos suponen un riesgo si su presencia es suficiente como para llegar a tener contacto con animales y plantas (Gondim-Porto, 2013).

La Tabla 5 recoge el efecto de aplicar lodos en los suelos agrícolas sobre diferentes organismos del suelo.

Tabla 5. Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo de acuerdo con diferentes autores.

Propiedad microbiológica	Efecto	Referencias
Población de levaduras	Aumenta	Kulling y col. (2001)
Organismos patógenos	Aumenta	Kulling y col. (2001), Ramulu (2002), Gondim-Porto (2013)
Bacterias aerobias	Aumenta	Kulling y col. (2001), Ramulu (2002), Utria y col. (2008)

3.4. Rendimiento de los cultivos con el uso de lodos de depuradora

Como se ha mencionado en los apartados anteriores, al adicionar los lodos de depuradora se producen generalmente beneficios mejorando las propiedades físicas, químicas y nutricionales del suelo. El objetivo del uso de los lodos de depuradora es mejorar el rendimiento de los cultivos. En algunos pocos casos no existe una mejora si existe algún grado de contaminación tras la aplicación del lodo o se realiza un mal uso del lodo. La pregunta es, ¿existen beneficios notables en la productividad de los

cultivos con el uso de los lodos de depuradora en suelos agrícolas? A continuación, se muestran algunos estudios que dan respuesta a esta pregunta:

- Polo y col. (1997) comprobó los efectos de lodos estabilizados en eras de secado usados en campos de cultivo rotativo de trigo-girasol, utilizando 2 parcelas para estudiar diferentes dosis de aplicación (40 y 80 t/ha). Se aplicaron los lodos en 2 ocasiones para cada parcela, con anterioridad a cada siembra. En el caso del trigo se observó que el número de espigas por m² aumentó con respecto al suelo control un 18% para la dosis de 40 t/ha y un 32% para las dosis de 80 t/ha. El tamaño de las espigas fue mayor con el aumento de la cantidad de lodo añadido (Figura 6). Con la aplicación de lodos se observaron plantas de mayor altura con un mejor desarrollo foliar, presentando un verde más intenso que los posteriores análisis se asociaron a un incremento de asimilación de nitrógeno. En el caso del girasol también se observaron incrementos en la producción con el uso de lodos, obteniéndose plantas de mayor altura y con una densidad foliar mayor. No obstante, al añadir la dosis más alta (80 t/ha) se aportó un exceso de nitrógeno que produjo un exceso del crecimiento vegetativo, ocasionando un sombreado de la planta, y por ello, una menor superficie activa para la captación de radiación solar.

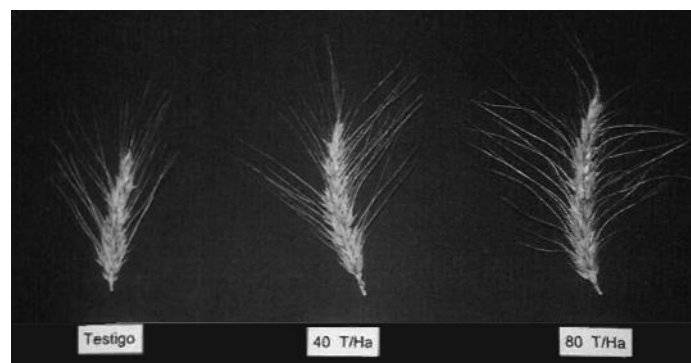


Figura 6. Tamaño de espigas en función de la dosificación de lodos. Fuente: Polo y col. (1997)

- Giménez (2010) estudió el rendimiento vegetal de cultivos de lechugas (*Lactuca sativa*, L.) y melones (*Cucumis melo*, L.) en el uso de diferentes dosis de lodos anaerobios compostados (20 y 40 t/ha), con serrín como estructurante y lodo anaerobio sin compostar (15 t/ha). Las parcelas de estudio eran suelos pobres en materia orgánica con un perfil franco arenoso y se les adicionó lodos anaerobios sin compostar. El resultado fue que no hubo una diferencia apreciable en la productividad vegetal en comparación con el suelo control en el caso de los melones, pero sí en las lechugas. Las lechugas aumentaron un 18,6 % su peso medio sin influir en el número de unidades, con respecto al suelo control. Por otro lado, el aumento de la dosis no generó una mejora de la productividad. En todos los casos de adición de lodos para el cultivo de lechuga se detectó un aumento de nitrógeno en la biomasa vegetal.
- Delgado y col. (2012) aplicaron lodo secado térmicamente en cultivos de cereal con diferentes dosis en un suelo representativo de un agroecosistema semiárido. Se aplicaron dosis de lodos de 5, 8 y 12 t/ha cada año durante 4 años. Las especies estudiadas fueron: cebada (*Hordeum vulgare* L.), avena (*Avena sativa*) y trigo (*Triticum aestivum*). Los suelos cultivos enmendados con lodos se compararon con suelos control y suelos con fertilización mineral. El resultado fue que los lodos

mejoraron el rendimiento de los cultivos respecto al control y la fertilización mineral. El rendimiento mejoraba cada año. No se presentaron problemas por contaminación por metales pesados en la biomasa vegetal. Para la dosis más alta de lodos se detectó un mejor aprovechamiento del nitrógeno.

- Miralles y col. (2002) realizaron varios ensayos para estudiar el efecto de lodos de depuradora (frescos y compostados) en la germinación de semillas de algunas especies, con las siguientes dosis: 0, 40 y 80 t/ha. Las especies estudiadas fueron tomate (*Lycopersicon esculentum Mill.*), espinaca (*Spinacia oleracea L.*), lenteja (*Lens esculenta Moench*), maíz (*Zea mays L.*), trigo (*Triticum aestivum L.*), césped (*Lolium perenne L.*). Los ensayos se realizaron en invernadero y en macetas en condiciones controladas de temperatura y de humedad. De forma general el lodo compostado a dosis de 40 t/ha fue el más adecuado para todas las especies teniendo una respuesta favorable en las plántulas emergentes, y mayor longitud de tallo y raíz, excepto para las lentejas que fue más adecuado el lodo fresco en la misma dosis.
- Ghini y col. (2016) estudiaron el rendimiento de plantaciones de maíz con el uso de varias dosis de lodos. En este caso el aumento de las dosis favoreció el aumento de las poblaciones de *Fusarium sp.*, un hongo común en el suelo que es patógeno para las plantas. Este hongo produjo fenómenos de pudrición del tallo del maíz, lo que redujo los rendimientos de producción del cultivo.

3.5. Riesgos de la utilización de lodos de depuradora en suelos

Los riesgos que se pueden producir en el suelo estarán influidos por los cambios producidos en este. Como resumen de los apartados anteriores, la Figura 7 recoge balance de efectos en el suelo tras la adición de lodos, a nivel físico, químico y microbiológico.



Figura 7. Cambios producidos en el suelo tras la adición de lodos. Fuente: elaboración propia.

En los apartados siguientes se van a analizar los riesgos derivados de la aplicación de contaminantes químicos y biológicos presentes en los lodos, y su posible riesgo para los seres humanos, animales, cultivos y contaminación de aguas. Además, se analizarán otras problemáticas relacionadas con su uso como enmienda orgánica.

3.5.1. Riesgos por patógenos

Los lodos de depuradora debido a su origen fecal humano u otras fuentes biológicas (industria, ganadería etc.), pueden contener gran diversidad de agentes patógenos. Su presencia estará determinada por el origen de las aguas residuales y por el tratamiento realizado a los lodos. Normalmente la estabilización de los lodos reduce considerablemente estos patógenos, aunque continúan presentes. El compostaje de lodos es uno de los métodos más eficaces de eliminación de patógenos, debido a su alto poder de higienización (Murcia, 2014). Los principales tipos de patógenos que se pueden encontrar en los lodos de depuradora son:

- Virus de diferentes clases (Hepatitis, Adenovirus y Enterovirus). Pueden ser muy peligrosos pero su presencia es reducida (Robert y Winkler,1991).
- Bacterias pertenecientes a los géneros *Salmonella*, *Shigella*, *Mycrobacterium*, *Vibrio*, *Pseudomona*, *Klebsiella*, *Escherichia*, *Clostridium*, *Brucella*, *Streptococcus*, *Yersinia*, *Listeria*, *Campylobacter* y *Bacillust*. La *Escherichia* es tomada por convenio como organismo indicador (Robert y Winkler, 1991; Burton y Turner, 2003).
- Protozoos del genero *Criptosporidium*, *Eimeria* y *Toxoplasma* (Burton y Turner, 2003).
- Hongos, como por ejemplo los del genero género *Fusarium* relacionado en enfermedades radiculares de algunas especies vegetales (Silva-Leal y col., 2016).
- Nematelmintos y platelmintos (Robert y Winkler,1991).

Estas presencias de patógenos en los lodos de depuradora y transferidos al suelo pueden llegar a la cadena trófica pudiendo producir diversas enfermedades infecciosas en humanos, ganado y animales silvestres (Gondim-Porto, 2013). En la Tabla 6 se relacionan algunos de los patógenos con las enfermedades humanas que pueden producir.

Tabla 6. Patógenos presentes en los lodos de depuradora y posibles enfermedades o síntomas. Fuente: Rodríguez (2010).

Bacterias	Enfermedad
<i>Campylobacter yeyuni</i>	Gastroenteritis, diarrea, vómitos
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
<i>Legionella</i>	Neumonía
<i>Leptospira spp.</i>	Leptospirosis
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea
Otras Salmonellas	Salmonelosis, botulismo
<i>Shigella</i>	Shigelosis
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
Otros <i>Vibrio</i>	Diarreas
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersinosis
Protozoo	Enfermedad
<i>Entamoeba histolytica</i>	Ulceración colónica, disentería amébrica, absceso hepático
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrea, mala absorción
Virus	Enfermedad
Enterovirus (poliovirus)	Poliomielitis, meningitis, rinofaringitis y alteraciones digestivas
Enterovirus (Echo virus)	Meningitis, gastroenteritis, infecciones respiratorias y conjuntivitis
Enterovirus (Coxsackie Virus)	Meningitis, manifestaciones respiratorias, digestivas y mucosas
Enterovirus (Coxsackie Virus B)	Meningitis, cardiopatías, manifestaciones cardiovasculares y cutáneas
Enterovirus (Virus hepatitis A)	Hepatitis
Reovirus	Sintomatología no específica
Rotavirus	Gastroenteritis
Adenovirus	Infecciones respiratorias, querato-conjuntivitis y gastroenteritis
Helmintos	Enfermedad
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis (perturbación respiratoria, digestiva o abdominal)
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Anquilostomiasis (anemia)
<i>Ancylostoma spp.</i>	Larva Migrans cutánea
<i>Taenia spp.</i>	Teniasis

La legislación en España no establece valores límite para la presencia de microorganismos patógenos o indicadores para los lodos de depuradora de uso agrícola, a diferencia de otros países como por ejemplo Estados Unidos y Francia (Nadal y col., 2015). Las únicas restricciones que existen para que estos contaminantes no entren en contacto directo con la cadena alimenticia se refleja en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, prohibiendo explícitamente “aplicar lodos tratados en cultivos hortícolas y frutícolas durante su ciclo vegetativo con la excepción de los cultivos de árboles frutales, o en un plazo menor de diez meses antes de la recolección y durante la recolección misma, cuando se trate de cultivos hortícolas o frutícolas cuyos órganos o partes vegetativas a comercializar y consumir en fresco estén normalmente en contacto directo con el suelo”.

No obstante, como excepción, a nivel autonómico en España el País Vasco sí que se establece unos límites para agentes patógenos establecidos en el anexo II B del Decreto 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Tabla 7).

Tabla 7. Límites de patógenos establecidos en el Decreto 453/2013 de la Comunidad Autónoma del País Vasco

Parámetros	Concentración, para lodos con tratamiento avanzado	Concentración, para lodos con tratamiento no-avanzado
<i>Salmonella spp.</i>	Ausencia en 50 g de materia fresca	Ausencia en 25 g de materia fresca
<i>Escherichia coli</i>	1000 UFC/g de materia seca	10000 UFC/g de materia seca
<i>Ascaris sp.</i>	Ausencia de huevos viables	-
<i>Ralstonia solanacearum</i>	Ausencia	Ausencia

Existen diferentes estudios que han verificado que los agentes patógenos se pueden transferir del lodo al suelo y permanecer en este durante un determinado tiempo. Estos estudios se han realizado analizando como marcadores bacterianos a coliformes y enterococos, y han determinado que los microorganismos patógenos pueden persistir durante periodos prolongados de tiempo en el suelo. En el caso de los coliformes fecales se ha observado que pueden permanecer en el suelo agrícola un año desde la adición de los lodos dependiendo su dosificación e incluso llegando a los 2 años con dosis medias y altas (80 y 160 t/ha) (Gondim-Porto, 2013). Por lo contrario, Unc y col. (2006) con un ensayo similar, pero con otro tipo de lodos observaron que los coliformes no permanecieron más de un año en el suelo. Por otro lado, se han observado periodos mucho más cortos no superiores a 100 días con la presencia de coliformes realizando ensayos en laboratorio y en parcelas agrícolas (Estrada y col., 2004; García-Orenes y col., 2007).

En cuanto a los enterococos, provienen del intestino de los mamíferos y tienen una gran resistencia a los tratamientos de higienización que se realizan a los lodos. Utilizando lodos aerobios en parcelas, con una aplicación total de 160 t/ha, se observó que la presencia de enterococos se multiplicó hasta 3 y 4 veces durante un año, disminuyendo posteriormente (Nadal y col., 2015). En comparación con la aplicación de lodos anaerobios, el aumento de la presencia de estos microorganismos puede durar hasta los 2 años, disminuyendo posteriormente (Gondim-Porto, 2013).

Otro marcador bacteriano utilizado es el de los clostridios sulfitorreductores, debido a que a muchos lodos de depuradora se les asocia la presencia de microorganismo anaerobios, por lo que su concentración se encontrara principalmente en lodos anaerobios pero también en menor cantidad en aerobios (Nadal y col. 2015). Gondim-Porto (2013) observo que a comparación de los coliformes y enterococos, estos tuvieron una mortalidad mayor el primer año, aunque posteriormente una mayor presencia y duración en todos los escenarios estudiados, aumentando la población hasta el sexto año, siendo la presencia de clostridios casi 100 veces superior a los suelos de referencia en algunos de los muestreos. Por otro lado, existen otros autores que han detectado su presencia solo a corto plazo (Bochier, 2012).

En general para las bacterias de origen fecal (coliformes, enterococos y clostridios) los factores que influyen en su presencia en suelos agrícolas son la humedad, biomasa inicial, la temperatura, el tipo de lodo y la dosis aplicada (Gondim-Porto, 2013).

Después de analizar la presencia de estos patógenos se plantea una pregunta, ¿se pueden transmitir los agentes patógenos a personas, animales y plantas e introducirlos en la cadena trófica? Anqué no

hay estudios que determinen el posible riesgo para toda la diversidad de patógenos presentes en los lodos, algunos estudios han dado algunas respuestas:

- Girardin y col. (2005) determina a partir de un cultivo de perejil la presencia de *Listeria innocua* y *Clostridium sporogenes* tras la adición de lodos de depuradora. En el estudio se observó que las bacterias sobrevivieron durante suficiente tiempo como para transferirse a las hojas de la planta debido principalmente a las salpicaduras de agua de riego y lluvia. Se determinó que con 1 UFC de *Listeria innocua* por gramo de suelo es suficiente para garantizar su presencia y persistencia en la hoja de la planta.
- Oliveira (2012) con un experimento similar al de Girardin y col. (2005) observó la transferencia de la cepa patógena O157:H7 de *Escherichia coli* a hojas de lechugas, en las que también persistieron.
- Otros autores, en diferentes ensayos no han observado la transferencia directa de bacterias patógenas a las especies vegetales desde los suelos agrícolas (Nadal y col., 2015).
- En el proceso de fabricación, apilado, carga y aplicación de lodos como posteriormente en el arado, siembra y recogida de las cosechas se puede producir una contaminación directa del personal implicado por contacto con la piel, vía respiratoria u oral de algunos patógenos. Algún ejemplo de estos patógenos son la *Salmonella* y *enterovirus (Coxsackie A21)*. Se puede producir por contacto directo o mediante aerosoles del suelo a través del aire (esporas de *Aspergillus*). El riesgo derivado de cualquier contacto directo es elevado dentro de los 30 primeros días después de su aplicación (Nadal y col., 2015).

3.5.2. Riesgos por resistencias a antibióticos

La presencia de ciertas sustancias tóxicas en lodos de depuradora como metales pesados, detergentes, pesticidas y productos farmacéuticos (inhibidores hormonales, antiinflamatorios o antibióticos) pueden afectar a las comunidades microbianas creando resistencias a antimicrobianos. La resistencia a antimicrobianos se adquiere cuando la cantidad necesaria de antimicrobianos para eliminar a un microorganismo aumenta respecto a la cantidad que era necesaria anteriormente, es decir, el microorganismo se vuelve más resistente a esa sustancia (Gondim-Porto, 2013).

Con respecto a las bacterias patógenas, es preocupante la resistencia a los antibióticos (antimicrobianos), debido a que las adquisiciones de estas resistencias hacen que sean más difíciles de eliminar, aumentando su persistencia en el medio (suelo, agua y vegetación) y aumentando su patogenicidad en humanos, animales y cultivos. La resistencia a antimicrobianos de bacterias se produce mediante mutaciones (al azar), o por procesos de transferencia horizontal de genes (transformación, transducción o conjugación). No obstante, hay que considerar que la resistencia a antibióticos también es un proceso natural presente en los suelos (Gondim-Porto, 2013; Nadal y col., 2015).

En el caso de los seres humanos y animales las bacterias patógenas se vuelven más resistentes y multiresistentes a los antibióticos utilizados clínicamente para el tratamiento de enfermedades infecciosas. Esto es debido a varios motivos, por ejemplo, uno de los principales es el uso veterinario de antibióticos en la ganadería, introducidos en la alimentación de los animales, donde las bacterias

que portan genes de resistencia sobreviven y son excretadas con las heces, llegando a las aguas residuales (Nadal y col., 2015). Otro de los motivos por el que llegan a los lodos estas resistencias a antibióticos es por el su uso en hospitales (Gondim-Porto, 2013). En diferentes estudios en suelos agrícolas se ha observado la presencia de bacterias resistentes a la ampicilina durante un periodo de 2 años, tras la adición de altas dosis de lodos de depuradora procedentes de diferentes tratamientos (Gondim-Porto, 2013), mientras que en otros ensayos no se han detectado cambios importantes en el número de bacterias resistentes (D'Costa y col., 2006; Brooks y col., 2007).

Según Nadal y col. (2015) el aumento de la presencia de microorganismos resistentes a antibióticos en los suelos agrícolas tratados con lodos se debe a cuatro factores:

1. Adición al suelo de bacterias resistentes presentes en los lodos. Estas podrían ser también patógenos resistentes.
2. Introducción en los suelos de bajas concentraciones de antimicrobianos (antibióticos) procedentes de los lodos, que favorecen el desarrollo de microorganismos resistentes por mecanismos de selección genética.
3. La transferencia de material genético de resistencia de bacterias presentes en el lodo a bacterias originarias del suelo, que favorecerán su competencia con otros microorganismos.
4. La introducción de detergentes, surfactantes y metales pesados favorecerá a la selección, co-selección y a la transferencia de genes de resistencia.

En la Figura 8 se puede observar todos los procesos y factores anteriormente descritos que afectan al aumento de la presencia de bacterias resistentes a antimicrobianos.

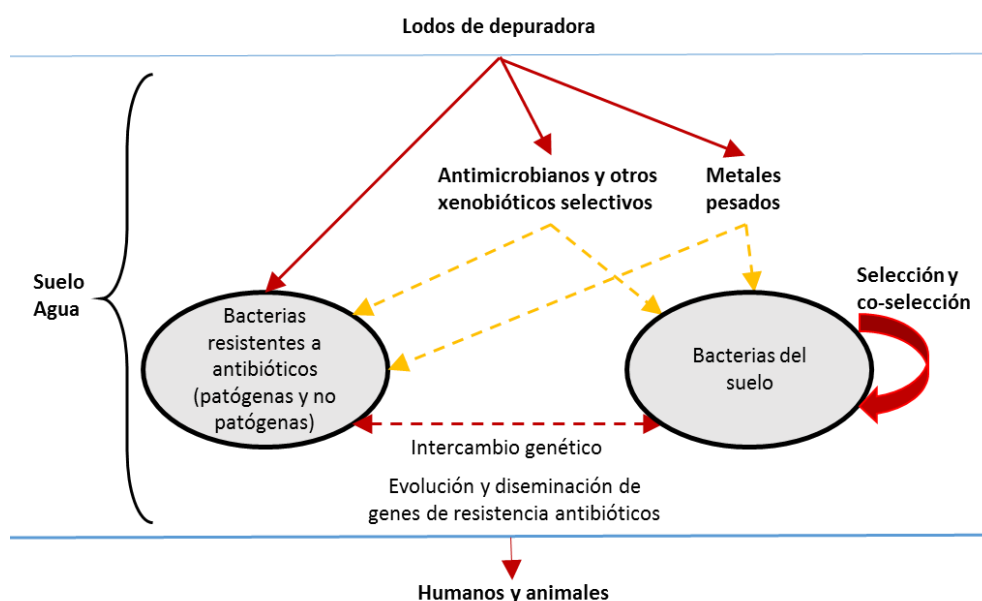


Figura 8. Flujo de antimicrobianos y resistencias con la aplicación de lodos. Fuente: elaboración propia.

Otros estudios han concretado que los purines procedentes de granjas de cerdos tratados con antibióticos betalactámicos, con concentraciones bajas de ampicilina, pueden favorecer a la transmisión de genes de resistencia a bacterias de Escherichia Coli en el suelo (Binh y col., 2007; Ghosh y col., 2007). Por otro lado, se realizaron ensayos con lodos que presentaban otros antibióticos en bajas concentraciones, en este caso de ciprofloxacino, que, tras su adición al suelo, no se observó el incremento de bacterias resistentes (Youngquist y col., 2014). Se puede afirmar que, según los diferentes estudios realizados, la respuesta al antibiótico en bacterias dependerá del tipo de antibiótico y del tipo del suelo (Nadal y col., 2015).

Como se ha dicho anteriormente, la presencia de metales pesados en el suelo puede seleccionar de forma indirecta bacterias resistentes antibióticos. Este suceso se ha registrado con la presencia de mercurio en sedimentos fluviales (Nielsen y Winding, 2002).

3.5.3. Riesgos por exceso de nutrientes

El rendimiento de los cultivos está estrechamente relacionado por el aporte equilibrado de los nutrientes esenciales para la vegetación, por lo que una falta o exceso de estos puede causar daños en las plantas (Giménez, 2010). En este caso el riesgo de intoxicación para los cultivos reside en el nitrógeno y fósforo que son los nutrientes más abundantes en los lodos de depuradora (Giménez, 2010). En la Figura 9 se establecen las relaciones de concentración de un nutriente, tanto por defecto como por exceso, donde se puede observar que existe una zona de toxicidad donde el rendimiento de la planta baja por un exceso de nutriente.



Figura 9. Rendimiento de la vegetación en función de la concentración de nutriente en la planta. Concentraciones de deficiencia y toxicidad. Fuente: Barbazán (1998).

El aporte elevado de nutrientes puede producir toxicidad en las plantas. Un alto aporte de nitrógeno puede producir un exceso de crecimiento de la parte vegetativa reduciendo el rendimiento del cultivo, como en el caso del tomate que puede producir un menor número de frutos cuajados. También, una alta concentración de nutrientes en el grano de cereales puede producir una alteración de su calidad.

En algunos casos un exceso de un nutriente conlleva a la deficiencia de otro e incluso puede hacer más vulnerable a los cultivos frente a las plagas (Barbazán, 1998).

Un caso observado por Polo y col. (1997) el exceso de nitrógeno disponible para las plantas debido a la aplicación de altas dosis de lodos, que produjo en la planta un exceso de crecimiento vegetativo surgiendo un problema para la captación de luz solar, debido a que las plantas se producirían sombra a ellas mismas.

El problema se puede ver agravado si lodos aplicados están poco estabilizados, generando problemas de nutrición para los cultivos si no se ha alcanzado una relación óptima de C/N. Los demás nutrientes no suelen presentarse en concentraciones elevadas para suponer un riesgo (Murcia, 2014).

Para los microorganismos que habitan el suelo la relación C/N es fundamental ya que estos presentan una relación de C/N de 10. Si se añaden enmiendas orgánicas con un alto contenido en carbono, la degradación de la materia orgánica se podría ralentizar, al ser el nitrógeno un factor limitante (Ayuso, 1995).

3.5.4. Riesgos por metales pesados

La aplicación de lodos de depuradora aporta grandes beneficios para la producción vegetal de cultivos, pero existen excepciones, donde la aplicación continuada de lodos sobre suelos agrícolas puede producir la acumulación de metales pesados hasta niveles tóxicos para los cultivos (Chang y col., 1992; Medina, 2006). Los mayores contenidos en metales en lodos provienen de EDARs que tratan aguas procedentes de algunas actividades industriales (MARM, 2009).

Los metales pesados en las plantas se acumulan en hojas, tallos, raíces y principalmente en los tejidos más viejos de la planta. En cuanto a las semillas, acumulan metales pesados en menor proporción. Al introducirse las plantas en la cadena alimentaria supone un riesgo para la salud de animales y humanos los que también sufren su toxicidad, y los bioacumulan. Por ese motivo en muchos países del mundo se establecen límites sobre la cantidad y dosificación de los lodos para su uso agrícola (Navarro-Aviñó y col., 2007; Murcia, 2014).

Existen metales pesados esenciales para las plantas como el Cu, Zn, Mn y Fe, pero si se encuentran a niveles elevados resultan tóxicos al igual que otros metales pesados. La intoxicación por metales pesados en las plantas tiene efectos negativos en su metabolismo como en algunos casos el cierre de los estomas e inhibición de la transpiración, marchitamiento y turgencia, daños en cloroplastos e inhibición de la fotosíntesis. Otros efectos inducidos son la clorosis y la disminución del crecimiento de las plantas. La tolerancia a los metales pesados a nivel de cada especie vegetal es muy diferente (Navarro-Aviñó y col., 2007; Prieto y col., 2009).

El Cd y el Zn son considerados, junto con el Ni, los metales con mayor potencial contaminante para los suelos tratados con lodos, debido a su elevada movilidad y a su asimilabilidad para las plantas (Navarro-Aviñó y col., 2007; Prieto y col., 2009).

La disponibilidad de un metal para que sea asimilable para las plantas depende principalmente de factores del suelo, aunque también depende del metal en sí y del tipo de vegetación. Una planta

absorbe los metales a través de la solución del suelo, en su forma iónica o compleja, por este motivo las características del suelo condicionaran su concentración en la solución y consecuentemente su biodisponibilidad (Micó, 2005). Las características del suelo que influyen son las siguientes:

1. **Cantidad de materia orgánica:** gracias a su capacidad de intercambio catiónico y de quelatación influye en la biodisponibilidad de los metales pesados, favoreciendo su adsorción a los coloides. Además, la materia orgánica favorece el crecimiento microbiano, que estos a su vez sintetizan algunas sustancias bioquímicas que solubilizan elementos o producir el efecto contrario, su retención o bioacumulación en las estructuras celulares (Micó, 2005).
2. **El pH del suelo:** a menor pH aumenta el riesgo de que los metales estén disponibles en la solución del suelo y puedan ser absorbidos por las plantas (Micó, 2005) (Figura 10). Un incremento de una unidad de pH puede hacer descender hasta 100 veces la concentración de Cd, Cu, Ni y Zn en la solución del suelo (Lindsay,1979).
3. **La textura:** los suelos con alto contenido en arcillas favorecen que se incremente la capacidad de intercambio catiónico del suelo y por consiguiente los metales quedan en mayor proporción adsorbidos en los agregados (Micó, 2005).
4. **Otros factores:** la temperatura y la porosidad (aireación), que influyen en la capacidad de absorción de las plantas. Una buena estructura porosa favorece a la aireación que a su vez incrementa la actividad metabólica de las raíces por lo que se favorece la absorción de los metales. Aunque, por lo contrario, la aireación favorece las condiciones de oxidación del suelo y pueden disminuir la solubilidad de algunos elementos (Micó, 2005).

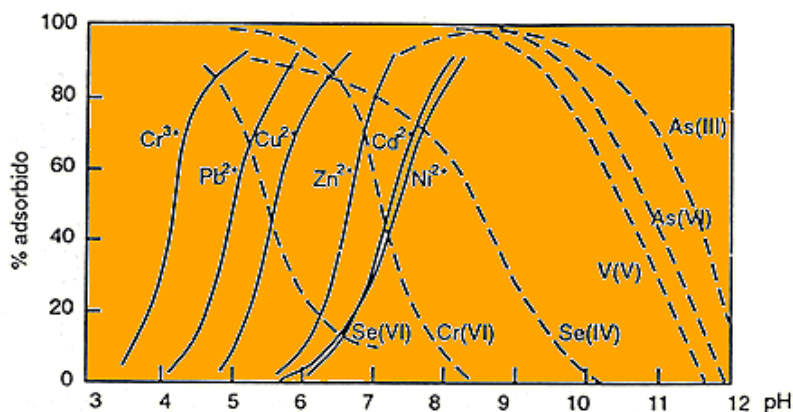


Figura 10. Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo. Fuente: Manzione y Merrill (1989)

Por los riesgos citados anteriormente, la legislación española establece unos límites de uso para los metales pesados, siendo el único contaminante al que se establecen limitaciones. El artículo 3 del Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, dice textualmente:

- “Los suelos sobre los que podrán aplicarse los lodos tratados deberán de presentar una concentración de metales pesados inferior a la establecida en el anexo I A.”
- “Los lodos tratados a utilizar en los suelos no excederán en cuanto al contenido en metales pesados, de los valores límites expresados en el anexo I B.”
- “Las cantidades máximas de lodos que podrán aportarse al suelo por hectárea y año serán las que, de acuerdo con el contenido en metales pesados de los suelos y lodos a aplicar no rebasen los valores límites de incorporación de los metales pesados establecidos en el anexo I C.

Es decir, se establecen límites de concentración de metales en los suelos a los que se va aplicar lodos y en los lodos de depuradora (en función del pH), y límites en la dosificación de los lodos según el contenido de metales existente en el suelo. Cabe destacar que la Comisión Europea desde los años 90 ha establecido diferentes borradores para la Directiva 86/278/CEE donde los límites de algunos metales pesados son más estrictos (MARM, 2009). En las siguientes tablas se pueden observar los anexos I A, I B y I C del Real Decreto 1310/1990:

Tabla 8. Anexo I A del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos.

Parámetros	Valores límite: Suelos con un pH menor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)	Valores límite: Suelos con un pH mayor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)
Cadmio	1	3,0
Cobre	50	210,0
Níquel	30	112,0
Plomo	50	300,0
Zinc	150	450,0
Mercurio	1	1,5
Cromo	100	150,0

Tabla 9. Anexo I B del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en lodos con destino a suelo agrícola.

Parámetros	Valores límite: Suelos con un pH menor de 7 (mg/kg materia seca de lodo)	Valores límite: Suelos con un pH mayor de 7 (mg/kg materia seca de lodo)
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Níquel	300	400
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000
Mercurio	16	25
Cromo	1000	1500

Tabla 10. Anexo I C del Real Decreto 1310/1990. Valores límite para las cantidades de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una medida de diez años.

Parámetros	Valores límite (kg/ha/año)
Cadmio	0,15
Cobre	12,00
Níquel	3,00
Plomo	15,00
Zinc	30,00
Mercurio	0,10
Cromo	3,00

Las analíticas realizadas por MARM (2009) de los lodos de 66 EDARs de toda España mostraron los resultados de la concentración de metales pesados. En general no habían números alarmantes, pero puntualmente sí que existían casos aislados de lodos con concentraciones altas de algunos metales que superaron los límites del anexo IB del Real Decreto 1310/1990, en concreto para el Cr, Ni y Zn. Estos están relacionados con actividades industriales.

No se debe descartar el riesgo de contaminación por metales pesados con la aplicación de lodos de depuradora a suelos agrícolas, aunque aparentemente se cumplan los requisitos legales. Existen antecedentes de que han ocurrido sucesos de contaminación por uso de lodos de depuradora en campos de cultivo. Por ejemplo, en parcelas agrícolas de Biar se cometió una negligencia, donde se adicionaron lodos de depuradora por encima de los límites legales. Un estudio de la Universidad Politécnica de Valencia estableció que se superaron los límites legales de metales pesados para el cobre, zinc y cromo, además de la presencia de exceso de nutrientes y otros contaminantes. El lodo se adicióno durante varios años a dosis demasiado elevadas, produciendo el decrecimiento de la producción de olivos y almendros, causando daños aparentes al arbolado (Pérez, 2009).

Por otro lado, los metales pesados también pueden afectar a los microorganismos del suelo. Los efectos perjudiciales sobre los microorganismos en suelos contaminados con metales pesados han sido estudiados por varios investigadores (Giller y col. 1998; Muhlbachova y Simon, 2003).

De forma general, el efecto que se puede producir en los microorganismos es la disminución de las unidades formadoras de colonias y la disminución de las actividades metabólicas: mineralización y fijación del carbono, transformación de N, actividades enzimáticas y descomposición del mantillo. Esto a su vez produce que la fertilidad del suelo disminuya. De este modo, otros microorganismos resistentes proliferarán en los suelos. El efecto sobre los microorganismos ante la presencia de metales pesados depende de su biodisponibilidad que depende a su vez de diferentes factores del suelo como el pH, capacidad de intercambio catiónico y de la presencia de materia orgánica y arcilla. Aunque metales como Cd, Zn, Cu y Pb producen toxicidad independientemente de las características del suelo. Una forma efectiva de determinar si un suelo está contaminado por metales pesados es mediante las actividades enzimáticas de los microorganismos, que se pueden hacer la función de indicador. Esto es debido a que actividades enzimáticas bajas están relacionadas con altas concentraciones de metales pesados. Otro indicador de contaminación por metales pesados es el tamaño de la biomasa microbiana (Baath, 1989; Murcia, 2014).

3.5.5. Riesgos por sustancias orgánicas tóxicas

En los lodos de depuradora existen gran cantidad de compuestos orgánicos tóxicos, aunque la gran mayoría se encuentran normalmente en pequeñas concentraciones. Esta variedad de contaminantes orgánicos presentes se debe a la infinidad de productos usados cotidianamente que los contienen y a su origen industrial. Una de las principales preocupaciones de algunos de estos compuestos orgánicos es su persistencia en los suelos. Como podemos observar en la Figura 11 la persistencia en los suelos vendrá determinada por su velocidad de degradación biológica, química y por fotodegradación si se encuentran en la superficie del suelo. Si los compuestos orgánicos no son adsorbidos ni degradados, pueden dispersarse por el suelo, moviéndose verticalmente hacia capas más profundas, pudiendo llegar al nivel freático, volatilizándose o por escorrentía. En el caso de la degradación de compuestos orgánicos existe la posibilidad de que al degradarse se inactive su poder contaminante o por lo contrario, al producirse la degradación se activen otros contaminantes.

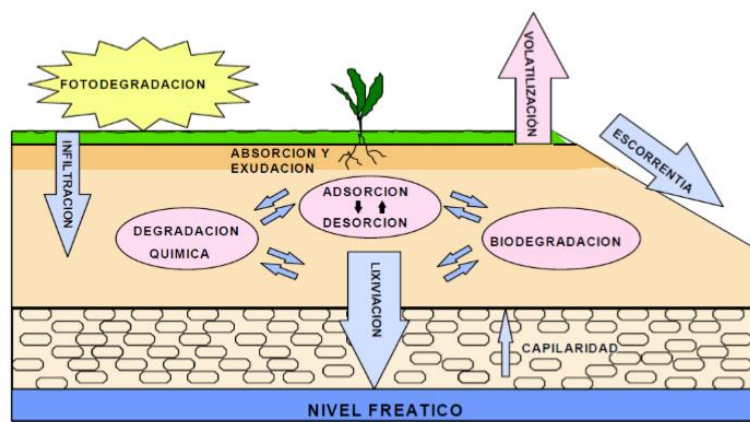


Figura 11. Dinámica de contaminantes orgánicos en el suelo. Fuente: Benítez (2014).

Una de las razones principales riesgos que suponen estos compuestos orgánicos tóxicos es que muchos de ellos son liposolubles, agravando su efecto con su baja biodegradabilidad. Esto conlleva a la bioacumulación del contaminante en organismos y su posterior biomagnificación a través de la cadena trófica, pudiendo llegar a los animales y seres humanos. Los contaminantes pueden llegar a los animales y seres humanos a través de alimentos contaminados y aguas contaminadas (por escorrentía o infiltración a nivel freático). Algunos de estos compuestos son cancerígenos para los seres humanos e incluso actúan como disruptores endocrinos en animales y humanos. Actualmente en España no existe ninguna legislación que regule su límite en lodos de depuradora, (Murcia, 2014).

Además, los compuestos orgánicos tóxicos presentes en el suelo pueden suponer la proliferación de bacterias que pueden soportar la toxicidad, utilizando el contaminante en su metabolismo. El riesgo que supone esto es la alteración del sistema biológico del suelo pudiendo alterar su funcionamiento en todo el sistema del suelo. La proliferación de estas bacterias son indicadores ambientales de la presencia de estos contaminantes (Van Beelen y Doelman, 1997). Por ejemplo, se ha demostrado que algunas bacterias pueden responder a productos derivados del petróleo, modificando su estructura y composición de los contaminantes para poder sobrevivir, y por lo contrario otras comunidades bacterianas decrecen (Duarte y col., 2001). Otro autor, en uno de sus ensayos aplicando compost de lodos de depuradora en diferentes parcelas, uno contaminado con bisfenol A y otro sin contaminantes

orgánicos, observó que en los suelos con bisfenol A decreció la población de microorganismos heterótrofos del suelo con respecto al compost de lodos sin el contaminante (Zafra-Gómez y col., 2014).

A nivel de toxicidad los contaminantes más preocupantes para la comunidad científica son los contaminantes presentes en los lodos que actúan como disruptores endocrinos. Los disruptores endocrinos son sustancias que afectan al equilibrio hormonal de los seres vivos, generando la interrupción o cambios de procesos fisiológicos controlados por las hormonas. Muchos de ellos son persistentes de difícil biodegradación (Benítez, 2014). Un ejemplo de estos compuestos en lodos es el Bisfenol A, uno de los compuestos químicos industriales más utilizado para la fabricación de resinas epoxi y plástico policarbonato (Zafra-Gómez y col., 2014).

MARM (2009) sugiere estudiar a la hora los siguientes grupos de microcontaminantes orgánicos en lodos de depuradora por su importancia tóxica y presencia: Compuestos Orgánicos Halogenados (AOX), Di(2-Ethilhexil)-Ftalato (DEHP), Nonilfenol y Nonilfenoletoxilados (NPEs), Sulfonato de Alquilbenceno Lineal (LAS), Hidrocarburos Aromáticos (PAHs), Policíclicos Bifenilos Policlorados (PCBs), Dioxinas y Furanos (PCDD/Fs) y Policromodifenil Éteres (PBDEs). Muchos NPEs son considerados disruptores endocrinos.

El estudio realizado por MARM (2009) compara las concentraciones de microcontaminantes orgánicos presentes en los lodos de 66 EDARs con los límites de concentración que aparecen en el 3^{er} Borrador de revisión de la Directiva 86/278/CEE. Los límites de AOX en lodos son superados en 2 de las 66 EDARs, los DEHP en 29 de las 66 y los PCBs en 1 de las 66. Muchas de las EDARs que sobrepasan los límites están asociadas a actividades industriales. Los demás microcontaminantes orgánicos estudiados no se sobrepasan los límites, aunque existen algunos picos de concentración más altos que destacan.

En el mismo estudio, MARM (2009) detecta menores concentraciones de algunos contaminantes orgánicos procedentes de lodos compostados y de secado térmico. Esto es debido a que estos compuestos orgánicos son degradados de forma biológica y química en estos procesos de tratamiento. Por ejemplo, las concentraciones de LAS eran menores en los lodos compostados y los PCBs menores en lodos compostados y de secado térmicos. También señala, que en el proceso de compostaje se debe de evitar utilizar estructurantes precursores de dioxinas y furanos, PCBs y AOX, ya que podrían aparecer estos contaminantes en los lodos que no los contenían de manera inicial.

3.5.6. Riesgos por salinidad en los suelos

En la actualidad la salinidad en los suelos es uno de los principales problemas a nivel mundial de degradación de los suelos, siendo un problema que debe de ser tratado con prioridad. Concretamente, en un muestreo realizado en la Comunidad Valenciana en los años 2002 y 2003 estableció que existían 340.000 hectáreas de cultivos de regadío, de las cuales un 42% tenían algún grado de afección por salinidad (de Paz y col., 2004).

Muchos autores según sus estudios han relacionado el incremento de la salinidad con el descenso de la productividad vegetal como por ejemplo Eigenberg y col. (2002) y Ferreras y col. (2006). También otros autores han relacionado que el aumento de este parámetro con alteraciones microbiológicas del suelo a nivel de biomasa y estructurales (Sardinha y col., 2003; Jorge-Mardomingo y col., 2013).

Según la caracterización de lodos de depuradora de EDARs de España realizada por MARM (2009), la CE de los lodos analizados variaba entre 2.000 y 12.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo el rango mayoritario entre 5.000 y 6.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A la hora de adicionar lodos en un campo de cultivo hay que tener en cuenta el límite de tolerancia a la salinidad de la especie vegetal y su sensibilidad además de saber la salinidad actual del suelo. La mayoría de especies agrícolas responden correctamente a valores entre 100 y 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, algunas soportan hasta 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y por encima de 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ la mayoría de especies se ven afectadas (MARM, 2009).

Cuando la salinidad de un suelo aumenta su presión osmótica también aumenta dificultando la absorción de agua de las plantas, e incluso pudiendo llegar a impedir la absorción del agua si la presión osmótica del suelo es mayor que la presión osmótica del sistema radicular. El aumento de la salinidad afecta a la capacidad de germinación de las semillas, además de que cuando la planta está en su fase de crecimiento vegetativo es más sensible a la salinidad que las fases más tardías. Por otro lado, el exceso de iones como por ejemplo cloruro, sodio y boro pueden producir toxicidad (González, 2009)

Los suelos con exceso de sales se pueden clasificar dependiendo la presencia de sodio respecto a otros iones. Esta clasificación divide a 3 grupos de suelos: suelos salinos, suelos sódicos y suelos salino-sódicos (Biswas, 1997). La concentración de en exceso puede reaccionar en el suelo causando su dispersión, disminuyendo su permeabilidad, con la consecuencia de que el agua de irrigación no penetre a las zonas de raíz de las plantas (Díaz y col., 2010).

3.5.7. Riesgos por contaminación de aguas

El artículo 8, de la Directiva 86/278/CEE establece para el uso de los lodos en suelos agrícolas que “la utilización deberá tener en cuenta las necesidades de nutrición de las plantas y no podrá perjudicar la calidad del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas”. Por este motivo a la hora de adicionar los lodos en suelos agrícolas se debe tener en cuenta los diferentes parámetros que puedan ocasionar riesgo de contaminación de las aguas.

Cuando se añaden contaminantes de una forma continua o el suelo sufre un cambio de pH, la capacidad amortiguadora del suelo puede verse superada, pudiéndose liberar los metales adsorbidos, quedando disponibles para las plantas o por otro lado migrar a aguas subterráneas. Así mismo, la movilidad de los metales pesados depende de otros factores como el contenido de arcilla y materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, entre otras propiedades del suelo. Además, si la adición de metales pesados es excesiva para las condiciones del pH actual del suelo, el riesgo de lixiviación a aguas subterráneas es inmediato (Micó, 2005).

El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes más abundantes de los lodos de depuradora. Si el aporte de nitrógeno y fósforo de los lodos de depuradora es elevado, las plantas no podrán absorber todos los nutrientes, pudiendo ser fácilmente lixiviados hasta llegar a las aguas subterráneas, en el caso de los nutrientes en forma mineral. No obstante, el nitrógeno y fósforo orgánico no pueden ser lixiviados hasta que se mineralicen. En el caso del nitrógeno orgánico, al mineralizarse puede formar nitratos o amonio, en los procesos de nitrificación y amonificación. Los nitratos son fácilmente lixiviados a las aguas subterráneas y el amoníaco se pierde fácilmente por volatilización. Por este motivo la actividad de los microorganismos es decisiva. En la actualidad el nitrógeno presenta mayor riesgo de lixiviación

que el fósforo por su mayor presencia. El resto de nutrientes presentan menores riesgos debido a que no se encuentran a concentraciones tan elevadas. Un exceso de nutrientes en las aguas puede ocasionar alteraciones en los ecosistemas mediante la eutrofización, produciendo la pérdida de biodiversidad. (Gómez-Rico, 2008).

Existen casos puntuales donde ya los acuíferos sufren contaminación por nutrientes por focos ajenos a los lodos de depuradora, y estos son más susceptibles a la contaminación por el uso de lodos. Por ejemplo, en el caso de la zona de Requena-Utiel existe una gran contaminación de acuíferos por nitratos, que se han visto agravados por sucesos de usos de lodos de depuradora en cultivos de una forma irresponsable, con los mínimos controles de dudosa legalidad (Sierra, 2012).

Debido al riesgo ocasionado por el nitrógeno muchos países establecen recomendaciones de uso de los lodos de depuradora aconsejando dosificaciones equivalentes al nitrógeno necesario y suficiente para el desarrollo de las plantas, con el objetivo de minimizar la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Murcia, 2014).

En el caso de los contaminantes orgánicos también existe la posibilidad de contaminación de acuíferos. Aunque muchos contaminantes orgánicos no son fácilmente lixiviados, en su proceso de degradación se pueden formar subproductos contaminantes que son más polares y solubles, que pueden ser fácilmente lixiviados (Benítez, 2014).

Cabe destacar que todos los contaminantes citados anteriormente con posibilidades de migración hacia las aguas subterráneas dependen de factores que favorezcan el lavado de los suelos, es decir de las condiciones de precipitación y el método de riego de los campos de cultivo. Los suelos con lluvias continuadas o con algún fenómeno puntual torrencial pueden y suelos con riegos abundantes son más susceptibles al lavado de contaminantes a aguas subterráneas. Además, no existe solo riesgo de contaminación de aguas subterráneas, también de las aguas superficiales por movimientos horizontales del agua (Micó, 2005; Gómez-Rico, 2008; Benítez, 2014).

3.5.8. Otros riesgos

Malos olores

Los lodos de depuradora y generalmente los biosólidos presentan malos olores debido a la presencia de materiales orgánicos frescos en estado de descomposición y a sus condiciones sépticas. En los procesos de estabilización de los tratamientos de lodos en EDARs (estabilización química, térmica, aerobia y anaerobia) uno de los objetivos es la reducción de los malos olores, pero de todas formas continúan presenciando este problema dependiendo del nivel de estabilización. El compostaje de los lodos es una de las mejores opciones para la higienización de los lodos, debido a su efectividad y a que es un tratamiento más económico. Los lodos compostados eliminan completamente los malos olores, presentan un olor semejante a suelo de bosque, debido a la actividad de actinomicetos (Giménez, 2010).

Una vez tratados los lodos, en su almacenamiento, se pueden producir condiciones de anaerobiosis en el centro de las pilas de los lodos, con la generación de ácido sulfhídrico, amoníaco y aminas, que generan malos olores (Giménez, 2010).

Cuando se aplica un lodo a un suelo agrícola existe el riesgo de que cultivos cercanos a poblaciones causen molestias a la población por malos olores y aparición de moscas. Una correcta adición de lodos en los suelos agrícolas es su mezcla con los primeros centímetros del material edáfico que favorecerá la correcta degradación de la materia orgánica y su correcto asentamiento con la estructura del suelo. Por lo contrario, si se adiciona directamente en superficie (Figura 12), aparte de perjudicar las propiedades del suelo, los malos olores generarán un mayor problema (Cuevas y col. 2006; Pérez, 2009; Murcia, 2014).



Figura 12. Vertido de lodo directo en superficie del suelo.

Nanopartículas de plata

Existen otros posibles riesgos derivados de los lodos de depuradora que en la actualidad no se han estudiado en profundidad. Es el caso de las nanopartículas de plata usadas como biocidas en el sector industrial, especialmente en el sector textil, en el envasado de alimentos y en aplicaciones biomédicas. Concretamente la legislación europea no permite su uso como conservante en el envasado de alimentos, pero si es legal en otros países fuera de Europa. También es usado en otros productos de uso diario como pastas de dientes y cosméticos. De este modo las aguas residuales, especialmente las que provienen del sector industrial, pueden suponer un riesgo si presentan una cantidad de nanopartículas de plata determinada. Se han realizado ensayos donde se ha demostrado que bajas concentraciones de nanopartículas en los lodos de depuradora pueden causar daños a plantas y microorganismos del suelo (Colman y col., 2013).

3.6. Comparación de tipos de lodos según el tratamiento

En este apartado se ha realizado una comparación de las principales alternativas de tratamiento de lodos en España para su uso en suelos agrícolas, que según Herrero (2013) son: vertido directo con tratamiento previo (estabilización aerobia o anaerobia) y postratamientos de secado térmico y compostaje (siendo tratados previamente en EDARs). En la siguiente tabla se analizan detenidamente las ventajas y desventajas de cada tipo de lodo desde el punto de vista agronómico, ambiental y económico:

Tabla 11. Comparación de lodos desde el punto de vista agronómico, ambiental y económico. Fuente: elaboración propia a partir de Mahamud y col. (1996), Gómez-Rico (2008), Herrero (2013) y Moreno y col. (2014).

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Aplicación directa de lodos (digestión aerobia y anaerobia)	<ul style="list-style-type: none"> • Se produce la mínima estabilización para su uso agrícola. • Menores costes que realizar un postratamiento. Para EDARs medianas y grandes es más rentable económicamente la digestión anaerobia que aerobia. • Mejora las características físicas y nutricionales del suelo con una correcta dosificación (más adecuados lodos anaerobios que aerobios). • En la digestión anaerobia produce una eliminación considerable de sólidos volátiles. 	<ul style="list-style-type: none"> • Influyen condiciones climatológicas. • Riesgo de malos olores (mayor en lodos anaerobios que aerobios). • Menor grado de estabilización e higienización (patógenos) que en compostaje y secado térmico. • En lodos aerobios riesgo de dispersión de patógenos por aerosoles. • Los lodos aerobios generalmente son más difíciles de deshidratar. • Mayor presencia de contaminantes orgánicos que en postratamiento de secado térmico y compostaje. • La pasta de lodo crea una mezcla heterogénea con el suelo. • Presencia de metales pesados. • Si el contenido de agua es elevado, dependiendo de la dosis, puede presentar riesgo para la estructura del suelo, producir encharcamientos o lixiviados de sustancias.
Secado térmico (postratamiento)	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada reducción en el contenido en agua. • Facilidad en manejo (transporte adición al suelo). • Mejora las características físicas y nutricionales del suelo con una correcta dosificación (mejor que aplicación directa sin postratamiento). • Mezcla homogénea con el suelo. • Se puede combinar posteriormente con el compostaje para obtener una mejor calidad. • Reducción de contaminantes orgánicos volátiles. 	<ul style="list-style-type: none"> • Costes elevados, mayores que compostaje. • Menor estabilización que en compostaje. • El riesgo de malos olores se reduce por la reducción de humedad, pero no se descarta porque la materia orgánica no sufre biodegradación. • Presencia de metales pesados.
Compostaje (postratamiento)	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor estabilización que secado térmico. • Mejora las características físicas y nutricionales del suelo con una correcta dosificación (mejores resultados que aplicación directa o secado térmico). • En la biodegradación se produce una mayor polimerización, aumento de la superficie específica y de la capacidad de intercambio catiónico. • Descomposición parcial de la materia orgánica obteniendo una mejor compensación de nutrientes orgánicos e inorgánicos. • Bajo riesgo de malos olores. • Garantiza la eliminación de la mayoría de patógenos. • Biodegradación de algunos contaminantes orgánicos. • Mezcla homogénea con el suelo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Depende de la mezcla con un estructurante (paja, restos de poda, etc). • Costes elevados. • Existen condiciones de compostaje que pueden producir la activación de contaminantes orgánicos debido a reacciones catalíticas con otras sustancias del lodo o del agente estructurante. • Presencia de metales pesados.

4. CONCLUSIÓN

Debido a la gran producción de lodos de depuradora a nivel mundial es necesario establecer una gestión adecuada de estos residuos, priorizando su valorización como enmienda orgánica en la agricultura, debido a que es una de las opciones más viables para el medio ambiente y por los beneficios de fertilidad proporcionados al suelo. Producen beneficios mejorando la estructura del suelo (formación de agregados, aumento de porosidad, disminución de erosión, etc.) y mejoras nutricionales, aportando materia orgánica y nutrientes.

Es imprescindible el correcto tratamiento de los lodos y mejorar los procesos de tratamiento ya existentes, de este modo la calidad del lodo final mejorará y los riesgos por contaminación de metales pesados, compuestos orgánicos, patógenos y otros compuestos disminuirá. Los contaminantes afectan la productividad vegetal y a la actividad microbiana, pudiendo llegar los compuestos tóxicos a seres humanos y animales e incluso a aguas superficiales y subterráneas. En el caso de las EDARs, separar los efluentes industriales y urbanos sería una buena opción para reducir los riesgos de contaminación. En cuanto a la estabilización de los lodos, el compostaje es uno de los métodos más favorables para la higienización, debiéndose priorizar este método de tratamiento para reducir patógenos, contaminantes orgánicos y malos olores.

Debido a la problemática mundial de contaminación de suelos y degradación y de los antecedentes de malos usos de los lodos de depuradora en suelos agrícolas, existe la necesidad de realizar analíticas más exhaustivas que las que actualmente exige la ley. Los lodos que presenten algún riesgo deben de ser rechazados para su uso agrícola. Además, aunque existen gran variedad de estudios sobre el uso de lodos en campos de cultivo, no existe una información clara y concisa para algunas de las problemáticas, como por ejemplo para la presencia de bacterias patógenas resistentes a antibióticos y su posible transferencia a los seres vivos. Por ese motivo se necesitan realizar muchos más estudios relacionados con los lodos de depuradora y los posibles impactos.

Por último, con el objetivo de potenciar el consumo y evitar riesgos derivados del uso de los lodos, es necesario ofrecer una buena información y asesoramiento a los agricultores y cooperativas agrícolas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Abaunza, G. A. (2014). Evaluación de riesgos derivados del uso de residuos orgánicos como enmiendas del suelo: Implicaciones en el comportamiento de herbicidas en el suelo. Trabajo fin de Master. Universidad de Salamanca.

Ayuso, L. M. (1995). Utilización de residuos urbanos como enmiendas orgánicas sólidas y líquidas: valoración agronómica y efectividad frente a enmiendas tradicionales. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Baath, E. (1989). Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution*, 47(3-4), 335-379.

Barbazán, M. (1998). Análisis de plantas y síntomas visuales de deficiencia de nutrientes. Facultad de agronomía de la Universidad de la República de Montevideo.

- Beltrán, E. M., Miralles de Imperial, R. M., Porcel, M. Á., Martín, J. V., Beringola, M. L., Calvo, R., del Mar Delgado, M. (2005). Influencia de la fertilización con lodos de depuradora compostados en las propiedades químicas del suelo de dos olivares. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3), 143-150.
- Benítez, J. C. (2014). Comportamiento de contaminantes orgánicos en suelos agrícolas: estudio de los procesos de compostaje y enmendado de suelos. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Binh, C. T. T., Heuer, H., Gomes, N. C. M., Kotzerke, A., Fulle, M., Wilke, B. M., Schloter M., Smalla, K. (2007). Short-term effects of amoxicillin on bacterial communities in manured soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 62(3), 290-302.
- Biswas, A. K. (1997). *Water resources: environmental planning, management, and development*. McGraw-Hill, New York, USA. 737 pp.
- Brochier, V., Gourland, P., Kallassy, M., Poitrenaud, M., Houot, S. (2012). Occurrence of pathogens in soils and plants in a long-term field study regularly amended with different composts and manure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 91-98.
- Brooks, J. P., Maxwell, S. L., Rensing, C., Gerba, C. P., Pepper, I. L. (2007). Occurrence of antibiotic-resistant bacteria and endotoxin associated with the land application of biosolids. *Canadian Journal of Microbiology*, 53(5), 616-622.
- Buckman, H. O., Brady, N. C. (1977). *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Montaner y Simon S.A. Barcelona. 590 pp.
- Burton, C. H., Turner, C. (2003). *Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute. Lister and Durling Printers. Silsoe, Bedford, UK. 490 pp.
- Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F. (1998). Efecto de diferentes enmiendas orgánicas en las propiedades del suelo de un huerto de cítricos. *Agrochemical*, XLIII, 41-49.
- Chang, A. C., Granato, T. C., Page, A. L. (1992). A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, 21(4), 521-536.
- Colman, B. P., Arnaout, C. L., Anciaux, S., Gunsch, C. K., Hochella, M. F., Kim, B., Lowry, G. V., McGill, B. M., Reinsch, B. C., Richardson, C. J., Unrine, J. M., Wright, J. P., Yin, L. Y., Bernhardt, E. S. (2013). Low concentrations of silver nanoparticles in biosolids cause adverse ecosystem responses under realistic field scenario. *PloS One*, 8(2), e57189.
- Cornwell, D. A. (2002). Gestión de residuos de las plantas de tratamiento de agua. En: R. D. Letterman (Ed.), *Calidad y tratamiento del agua: manual de suministros de agua comunitaria*. McGraw-Hill Interamericana de España. 997-1048 pp.
- Cuevas, J., Seguel, O., Ellies Sch, A., Dorner, J. (2006). Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(2), 1-12.

D'Costa, V. M., McGrann, K. M., Hughes, D. W., Wright, G. D. (2006). Sampling the antibiotic resistome. *Science*, 311(5759), 374-377.

De Paz, J. D., 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(3), 333-342.

Decreto 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Boletín Oficial del País vasco Nº 240. Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad.

Delgado, M. M., Martín, J. V., Rodríguez, C., Miralles de Imperial, R. M. (2012). Evaluación de un lodo secado térmicamente en la fertilización de cultivo de cereal. *Información Técnica Económica Agraria (ITEA): Revista de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA)*, (3), 357-375.

Díaz, M. A., Muy, M. D., Rubio, W., Armendáriz, O. (2010). Aplicación de lodos de procesos de potabilización como mitigantes de la sodicidad en suelos agrícolas. *Ingeniería*, 14(2), 87-97.

Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*.

Duarte, G. F., Rosado, A. S., Seldin, L., de Araujo, W., van Elsas, J. D. (2001). Analysis of bacterial community structure in sulfurous-oil-containing soils and detection of species carrying dibenzothiophene desulfurization (dsz) genes. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(3), 1052-1062.

Eigenberg, R. A., Doran, J. W., Nienaber, J. A., Ferguson, R. B., Woodbury, B. L. (2002). Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88(2), 183-193.

EPSAR (2015). Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. Memoria de Gestión 2015. Generalitat Valenciana.

Epstein, E. (1975). Effect of sewage sludge on some soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, 4(1), 139-142.

Estrada, I. B., Aller, A., Aller, F., Gómez, X., Morán, A. (2004). The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, 93(2), 191-198.

Ferreras, L., Gómez, E., Toresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. (2006). Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 97(4), 635-640.

Fytili, D., Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.

- García-Orenes, F., Roldán, A., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreno, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J. (2007). Effect of irrigation on the survival of total coliforms in three semiarid soils after amendment with sewage sludge. *Waste Management*, 27(12), 1815-1819.
- Ghini, R., Perondi, N. L., Navas-Cortés, J. A., Silva, C. A., Bettiol, W. (2016). Combined Effects of Soil Biotic and Abiotic Factors, Influenced by Sewage Sludge Incorporation, on the Incidence of Corn Stalk Rot. *PLoS One*, 11(5), e0155536.
- Ghosh, S., LaPara, T. M. (2007). The effects of subtherapeutic antibiotic use in farm animals on the proliferation and persistence of antibiotic resistance among soil bacteria. *The ISME Journal*, 1(3), 191-203.
- Giller, K.E., Witter, E., McGrath, S.P. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1389-1414.
- Giménez, P. J. (2010). Efectos sobre el sistema suelo-planta de compost de lodo anaerobio. Comparación con un fertilizante tradicional de la comarca de Cartagena. Proyecto final de master. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Girardin, H., Morris, C. E., Albagnac, C., Dreux, N., Glaux, C. (2005). Behaviour of the pathogen surrogates *Listeria innocua* and *Clostridium sporogenes* during production of parsley in fields fertilized with contaminated amendments. *FEMS Microbiology Ecology*, 54(2), 287-295.
- Gómez-Rico, M. F. (2008). Estudio de contaminantes orgánicos en el aprovechamiento de lodos de depuradora de aguas residuales urbanas. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- Gondim-Porto, C. (2013). Análisis microbiológico de un suelo agrícola mediterráneo tras la aplicación de lodos de depuradora urbana. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- González, I. C. (2016). Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- González, S. L. (2009). Germinación de diferentes cultivos en condiciones de salinidad cuantitativa y cualitativa. Tesis Doctoral. Colegio de postgraduados. Montecillo, México.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I. (2001). Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15(2), 163-171.
- Hernando, S. (1987). Aprovechamiento de residuos sólidos urbanos como fuente de materia orgánica y sus efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Herrero, O. (2013). Gestión de lodos, normativa y destino final: aplicación agrícola. Jornada técnica la gestión de lodos de depuradora urbanas (EDARs 2013). Catedra Mariano López Navarro. Universidad de Zaragoza.
- Jindo, K., Hernández, T., García, C., Sánchez-Monedero, M. A. (2011). Influence of stability and origin of organic amendments on humification in semiarid soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2178-2187.

Jorge-Mardomingo, I. (2014). Evolución de los componentes de carbono, nitrógeno y propiedades edáficas de un suelo agrícola mediterráneo tras la aplicación de altas dosis de residuos orgánicos biodegradables. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Jorge-Mardomingo, I., Soler-Rovira, P., Casermeiro, M. Á., de la Cruz, M. T., Polo, A. (2013). Seasonal changes in microbial activity in a semiarid soil after application of a high dose of different organic amendments. *Geoderma*, 206, 40-48.

Kladivko, E. J., Nelson, D. W. (1979). Changes in soil properties from application of anaerobic sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 51, 325-332.

Kulling, D., Stadelmann, F., Herter, U. (2001). Sewage sludge-fertilizer or waste? UKWIR conference Brussels. October, 30, 312001.

Lax, A., Roig, A., Costa, F. (1986). A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, 94(3), 349-355.

Lindsay, W. L. (1979). *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons Inc. New York. 449 pp.

Lloret, E., Pascual, J. A., Brodie, E. L., Bouskill, N. J., Insam, H., Fernández-Delgado, M., Goberna, M. (2016). Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process. *Applied Soil Ecology*, 101, 37-46.

López-Mosquera, M. E., Moiron, C., Carral, E. (2000). Use of dairy-industry sludge as fertilizer for grasslands in northwest Spain: heavy metal level in the soil and plant. *Resource, Conservation and Recycling*, 30, 95-109.

Macedo, J. R., Pires, L. F., Reichardt, K., Dornelas, M., Bacchi, O. S. S., Menequelli, N. A. (2002). Organic residual management and soil physical properties. 17th World Congress of Soil Science. Bangkok (Thailand). 14-21, agosto 2002.

Macías, F., Lado, L. R., Arbestain, M. C., Barreal, E. (2005). Mecanismos de amortiguación de impactos acidifican-tes. influencia de la litología, propiedades superficiales y grado de desarrollo edáfico. *Edafología*, 12(2), 115-126.

Magdoff, F. R., Amadon, J. F. (1980). Nitrogen availability from sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 9(3), 451-455.

MAGRAMA. Lodos de depuración de aguas residuales. Fecha de consulta: 27-10-2016. Dirección URL: <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-Depuradora/default.aspx>

Mahamud, M., Gutierrez, A. y Sastre, H. (1996). Biosólidos generados en la depuración de aguas: II. Métodos de tratamiento. *Ingeniería Del Agua*, 3(3), 45-54.

Manziona, M. A., Merrill, D. T. (1989). Trace metal removal by iron coprecipitation: Field evaluation. Power Research Institute. Report GS-6438.

MARM (2009). Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, 2009. Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España.

- Martinez, F., Cuevas, C., Teresa, W., Iglesias, I. (2002). Urban organic wastes effects on soil chemical properties in degraded semiarid ecosystem. 17th World Congress of Soil Science. Nº. 20. pp. 1-9. Bangkok (Thailand). 14-21 agosto 2002.
- Martinez, J. L. (2014). La aplicación de lodos en agricultura en la comunidad valenciana. 1ª Jornada sobre el aprovechamiento de los recursos disponibles en una EDAR. Generalitat Valenciana.
- Marx, D. H., Berry, C. R., Kormanik, P. P. (1995). Application of municipal sewage sludge in forest and degraded land. Agricultural utilization urban and industrial by-products. American Society of Agronomy Madison, Special Publication, Nº 58.
- Medina, A. (2006). Estudio de la interacción entre inoculantes microbianos y residuos agroindustriales biotransformados para su uso en estrategias de revegetación y bioremediación. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Micó, C. (2005). Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Milieu Ltd, WRc, RPA (2010). Study on the environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report. Part II: Report on Options and Impacts.
- Miralles, R., Beltrán, E., Porcel, M. A., Delgado, M., Beringola, M. L., Valero, J., Calvo, R., Walter, I. (2002). Emergencia de seis cultivos tratados con lodo, fresco y compostado, de estaciones depuradoras. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 18(3), 139-146.
- Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J. L., Pascual J.A. y Bernal M.P (2014). Residuos urbanos I.4. En: De Residuo a Recurso: El Camino hacia la Sostenibilidad. Red española de compostaje. Ediciones Parafino, S.A.
- Muhlbachova, G., Simon, T. (2003). Effects of zeolite amendment on microbial biomass and respiratory activity in heavy metal contaminated soils. Plant, Soil and Environment, 49 (12): 536 – 541.
- Murcia, F. J. (2014). Lodos de depuradora: una visión integral para su posible aplicación a suelos desde una perspectiva agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Nadal, I. (2016). Alteraciones fisiológicas, metabólicas y de la composición de las poblaciones bacterianas de la microbiota de un suelo agrícola tras la aplicación de residuos orgánicos urbanos. Tesis Doctoral. Universidad complutense de Madrid.
- Nadal, I., Gondim-Porto, C., Platero, L., Navarro-García, F. (2015). Uso de lodos de depuradora en agricultura: patógenos y resistencias a antibióticos. Revista de Salud Ambiental, 15(2), 113-120.
- Navarro-Aviñó, J. P., Alonso, I. A., López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Revista Ecosistemas, 16(2), 10-25.
- Neilsen, G. H., Hogue, E. J., Neilsen, D., Zebarth, B. J. (1998). Evaluation of organic wastes as soil amendments for cultivation of carrot and chard on irrigated sandy soils. Canadian Journal of Soil Science, 78(1), 217-225.

Nielsen, M. N., Winding, A. (2002). Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute. NERI Technical Report No. 388.

Nordcliff, S. (1998). The use of composted municipal solid waste in land restoration. p. 396. En: Abstracts 16th World Congress of Soil Science, 20-26 agosto 1998. Montpellier, France.

Ojeda, G. (2006). Aplicaciones en superficie de lodos de depuradora y sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades físicas del suelo. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

Ojeda, G., Alcañiz, J. M., Ortiz, O. (2003). Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development*, 14(6), 563-573.

Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Le Bissonais, Y., 2008. Differences in aggregate stability due to sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125, 48-56.

Oliveira, M., Viñas, I., Usall, J., Anguera, M., Abadias, M. (2012). Presence and survival of *Escherichia coli* O157: H7 on lettuce leaves and in soil treated with contaminated compost and irrigation water. *International Journal of Food Microbiology*, 156(2), 133-140.

Pérez, V. (13 de diciembre de 2009). Campos degradados por usar el lodo de depuradora como abono. Levante. Fecha de consulta: 15-11-2016. Dirección URL: <http://www.levante-emv.com/portada/2009/12/13/campos-degradados-lodo-depuradora-abono/660456.html>

Polo, M. J., Giráldez, J. V., Ordóñez, R. (1997). Uso agrícola de lodos de depuradoras: aplicación de los lodos producidos en la EDAR de Córdoba a la rotación trigo-girasol. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.

Prieto, J., González, C. A., Román, A. D., Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.

Quinteiro, M., Andrade, M., De Blas, E. (1998). Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de campo: Experiencias de campo. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 5, 1-5.

Ramulu, S. (2001). Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. Scientific Publishers (India).

Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. *Boletín Oficial del Estado* Nº. 262 de 01-11-1990.

Robert, L. J., Winkler, M. (1991). Sludge parasites and other pathogens. *Water and Wastewater Technology*, Ellis Horwood Series, New York, USA.

Rodríguez, J. A. (2010). Estudio comparativo de diferentes tecnologías de higienización de lodos de depuradora con fines para su reutilización. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.

Rucks, L., García, F., Kaplán, A., Ponce de León, J., Hill, M. (2004). Propiedades físicas del suelo. Universidad de la República. Facultad de agronomía. Montevideo.

Sardinha, M., Muller, T., Schmeisky, H., Joergensen, R. G. (2003). Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology*, 23(3), 237-244.

Sierra, J. (23 de abril de 2012). Lodos sin control en el campo. Levante. Fecha de consulta: 17-11-2016. Dirección URL: <http://www.levante-emv.com/comunitat-valenciana/2012/04/23/lodos-control-campo/900086.html>

Silva-Leal, J. A., Torres-Lozada, P., Escobar-Rivera, J. (2016). Identificación de hongos fitopatógenos y presencia de salmonella sp en compost de plantas de tratamiento de aguas residuales. *Respuestas*, 12(1), 12-19.

Sobrados, L. (2013). Producción y características de los fangos. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Ministerio de Fomento, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Sommers, L. E. (1977). Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *Journal of Environmental Quality*, 6(2), 225-232.

Soon, Y. K. (1981). Solubility and sorption of cadmium in soils amended with sewage sludge. *Journal of Soil Science*, 32(1), 85-95

Trelo-Ges, V., Chuasavathi, T. (2002). Effect of municipal waste and grass cultivation on physical properties of a sandy soil of northeast Thailand. 17th World Congress of Soil Science. Bangkok (Thailand). 14-21 agosto 2002.

Tsadilas, C. D., Matsi, T., Barbayiannis, N., Dimoyiannis, D. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(15-16), 2603-2619.

Unc, A., Gardner, J., Springthorpe, S. (2006). Recovery of *Escherichia coli* from soil after addition of sterile organic wastes. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(3), 2287-2289.

Utria, E., Goffe, S., Reynaldo, I. M., Morales, D., Cabrera, J. A. (2008). Los biosólidos de aguas residuales urbanas aplicados con diferentes frecuencias en las propiedades químicas y microbiológicas del suelo, el rendimiento y la calidad de los frutos de tomate (*Solanum lycopersicum* Mill). *Cultivos Tropicales*, 29(4), 5-11.

Van Beelen, P., Doelman, P. (1997). Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere*, 34(3), 455-499.

Walter, I., Cuevas, G., Garcia, S., Martinez, F. (2000). Biosolid effects on soil and native plant production in a degraded semiarid ecosystem in central Spain. *Waste Management and Research*, 18(3), 259-263.

Youngquist, C. P., Liu, J., Orfe, L. H., Jones, S. S., Call, D. R. (2014). Ciprofloxacin residues in municipal biosolid compost do not selectively enrich populations of resistant bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(24), 7521-7526.

Zafra-Gómez, A., Juárez-Jiménez, B., Camino-Sánchez, F. J., Cantero-Malagón, S., Vilchez-Quero, J. L. (2014). Biodegradación de contaminantes orgánicos en suelo agrícola enmendado con compost procedente de EDAR urbanas. *Seguridad y medio ambiente*, (136), 24-35.