



---

*Efecto de la utilización de filtros de  
compost de lodo y zahorra sobre la  
calidad de las aguas de riego*

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE**

**TESIS DOCTORAL**

**ANA PÉREZ GIMENO**

**Directora: Dra. M<sup>a</sup> Belén Almendro Candel**

**Codirector: Dr. Ignacio Gómez Lucas**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE Y SOSTENIBILIDAD**

**2021**



## **Efecto de la utilización de filtros de compost de lodo y zahorra sobre la calidad de las aguas de riego**

---

### **Effect of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue filters on the irrigation water quality**

Esta tesis se presenta por compendio de las siguientes publicaciones:

- Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez and Antonis A Zorpas. 2019. **The use of wastes (organic and inorganic) in land restoration in relation to their characteristics and cost.** Waste Management & Research 37 (5): 502-507. <https://doi.org/10.1177%2F0734242X19828171>. Factor de impacto: SJR: 0,650. Q2, Environmental Engineering; Q2, Pollution.
- Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez and Manuel M. Jordán. 2016. **Nitrogen compound pollution associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue under saline irrigation.** Journal of Soils and Sediments 16: 1345-1351. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0972-7>. SJR: 0.866. Q1, Earth-Surface Processes
- Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez and Manuel M. Jordán. 2016. **Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution.** Journal of Soils and Sediments 16: 1012-1021. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1288-y>. SJR: 0.866. Q1, Earth-Surface Processes
- Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez, Antonis A. Zorpas. 2019. **Oxygen demand of waters associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop as filtration system.** Comptes Rendus Chimie 22: 269-275. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2019.02.002>. SJR: 0.507. Q2, Chemical Engineering (miscellaneous)





**Dr. D. Jose Navarro Pedreño**, Catedrático de Universidad y Coordinador del Programa de Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

**CERTIFICA:**

Que la Tesis Doctoral titulada **“Efecto de la utilización de filtros de compost de lodo y zahorra sobre la calidad de las aguas de riego”** de la que es autora **Dña. Ana Pérez Gimeno**, ha sido realizada bajo la dirección de la **Dra. María Belén Almendro Candel** y codirigida por el **Dr. Ignacio Gómez Lucas**, profesores de la Universidad Miguel Hernández de Elche, actuando como tutor el **Dr. Jose Navarro Pedreño**. Considero que la Tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad y, por tanto, es apta para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente certificado en Elche a 6 de mayo de 2021.

Dr. D. Jose Navarro Pedreño  
Coordinador Programa de Doctorado, Medio Ambiente y Sostenibilidad





Esta memoria ha sido presentada por **Dña. Ana Pérez Gimeno**, Licenciada en Ciencias Químicas, para obtener el título de Doctor.

Fdo: Ana Pérez Gimeno

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. María Belén Almendro Candel**, Profesora Contratada Doctora de Universidad del Área de Ingeniería Química del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, y codirigida por el **Dr. Ignacio Gómez Lucas**, Catedrático de Universidad del Área de Edafología y Química Agrícola del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, ambos pertenecientes a la Universidad Miguel Hernández de Elche.

*Directora*

Dra. María Belén Almendro Candel  
Profesora Contratada Doctora  
de Ingeniería Química de la  
Universidad Miguel Hernández de  
Elche

*Codirector*

Dr. Ignacio Gómez Lucas  
Catedrático de Universidad de  
Edafología y Química Agrícola de la  
Universidad Miguel Hernández de  
Elche

Elche, a 06 de mayo de 2021





## **AGRADECIMIENTOS**

La simple redacción de estas líneas ya me supone una enorme satisfacción personal por haber sido capaz de concluir algo, con mucho esfuerzo, que he desarrollado paralelamente a mi vida laboral.

Es por ello que he de agradecer en primer lugar al profesor Jose Navarro, su confianza al ofrecerme desarrollar la Tesis cuando era algo que ni siquiera estaba en mis planes. Tu tesón y tu ayuda tanto en la parte experimental como durante todo el proceso ha sido fundamental para conseguir este logro.

A Ignacio Gómez, mi director, porque siempre has estado ahí. Contigo hice mi tesis de licenciatura, hace ya más de 20 años, y me ofreciste diferentes proyectos hasta que centré mi futuro profesional. Tu orientación y apoyo han sido fundamentales.

A la profesora M<sup>a</sup> Belén Almendro, mi directora y AMIGA, no sé qué decir, no hay líneas suficientes para agradecerte toda tu ayuda, consejos, risas y llantos. Gracias....por todo.

A Jorge Mataix Beneyto, que me orientó cuando yo todavía era una estudiante en busca de futuro. Si hoy en día trabajo en lo que me gusta es, en parte, gracias a ti.

Un recuerdo muy especial para la profesora Blanca Gómez quien me demostró lo importante de repetir y repetir hasta obtener resultados precisos y exactos. Un ejemplo de profesionalidad unido a amabilidad y carisma.

A Roberto Ivorra, en su día un jefe atípico, en la actualidad un amigo al que respeto y tengo mucho cariño. Gracias por tu empatía y comprensión cuando las situaciones personales chocaban con las profesionales y, aunque parecía imposible, ¡he acabado la Tesis!.

A Marian, mi compañera y AMIGA. Es un orgullo para mi haberte enseñado alguna cosilla de laboratorio cuando todavía eras una cría y que hayas conseguido lo que por esfuerzo y valía te mereces.

Tantos años en el departamento han dado para mucho, gracias Jorge (Junior) siempre una palabra, un gesto amable, Manu pura fuente de optimismo, Ernesto si la bondad tuviera rostro sería el tuyo, Ignacio M., Fuensanta, Vicky, César.

También recordar a aquellos con los que en algún momento he compartido laboratorio, confidencias, en definitiva, vida. Alfonsico, compañero de despacho durante tantos años, Alicia una investigadora y trabajadora como no he visto muchas. Gema, vales mucho. No me puedo olvidar de mis amigas Cecilia y María José, por todos los momentos compartidos y vuestra desinteresada ayuda siempre. Emielta, a pleasure to have met you.

A mi familia, la de sangre y la de corazón, entre ellos mis padrinos, Pancho y Maribel, por vuestro incondicional apoyo y cariño. Natalia, mi hermanita pequeña que me ha dado la mayor de las alegrías de los últimos tiempos, Aitana. Luis y Toñi, te llevo en mi recuerdo. Blanca, mi hermana, por estar siempre ahí, por ser como eres, porque te quiero. A mi tío Lolo, saya sangat mencintaimu, y a mi tío Luis, te echo de menos. A mis abuelos, por todo el amor que me disteis.

A mi hermana, crecimos del mismo árbol y aunque nuestras ramas crezcan en diferente dirección, siempre nos unirán nuestras raíces. Te quiero. Jana u. Nils, ich liebe dich.

Papá y mamá, me disteis la vida, amor infinito, consejos, desvelos, apoyo y todo cuanto soy hoy es gracias a vosotros. Gracias por creer siempre en mí, ojalá os pudiera devolver una mínima parte de todo el amor que me habéis dado. OS QUIERO.

Jose, mi compañero, mi amigo, mi apoyo, MI AMOR. Tú eres la historia más bonita que el destino escribió en mi vida. Y a ti te debo mi tesoro más preciado, mis hijas. Sois mi mayor regalo, mi mayor orgullo, mi mayor logro, mi vida plena. Este trabajo os lo dedico, por encima de todo, a vosotros.

# ÍNDICE

---

<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>SUMMARY</b> .....	5
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	9
<b>1.1 ECONOMÍA CIRCULAR</b> .....	11
<b>1.1.1 Valorización de los residuos</b> .....	13
<b>1.2 MATERIALES-RESIDUOS INORGÁNICOS Y ORGÁNICOS: PROPIEDADES-USOS</b> ..	14
<b>1.2.1 Materiales-residuos inorgánicos</b> .....	14
1.2.1.1 Vermiculita .....	14
1.2.1.2 Lava volcánica-perlita .....	15
1.2.1.3 Zahorra .....	17
<b>1.2.2 Materiales-residuos orgánicos</b> .....	18
1.2.2.1 Compost .....	18
1.2.2.2 Turba .....	19
1.2.2.3 Restos de palmeras .....	20
1.2.2.4 Otros materiales y residuos orgánicos .....	20
<b>1.3 SITUACIÓN ACTUAL DE LAS AGUAS: ESTADO DEL ARTE</b> .....	21
<b>1.4 CALIDAD DE LAS AGUAS</b> .....	29
<b>1.4.1 Marco legislativo para conseguir una adecuada calidad de las aguas</b> .....	30
<b>1.5 CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS</b> .....	33

<b>1.6 ESTRATEGIAS DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS</b> .....	39
<b>1.6.1 Procesos de depuración convencionales</b> .....	40
<b>1.6.2 Procesos de depuración no convencionales</b> .....	41
<b>2. OBJETIVOS GENERALES</b> .....	49
<b>3. PUBLICACIONES</b> .....	53
<b>3.1 The use of wastes (organic and inorganic) in land restoration in relation to their characteristics and cost</b> .....	55
<b>3.2 Nitrogen compound pollution associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue under saline irrigation</b> .....	73
<b>3.3 Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution</b> .....	93
<b>3.4 Oxygen demand of waters associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop as a filtration system</b> .....	117
<b>4. RESUMEN DE MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	135
<b>5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	147
<b>6. CONCLUSIONES GENERALES</b> .....	175
<b>7. PERSPECTIVAS DE FUTURO</b> .....	181
<b>8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	187
<b>8.1 BIBLIOGRAFÍA</b> .....	189
<b>8.2 LEGISLACIÓN CONSULTADA</b> .....	208
<b>8.2.1 Legislación europea</b> .....	208
<b>8.2.2 Legislación española</b> .....	210

## RESUMEN

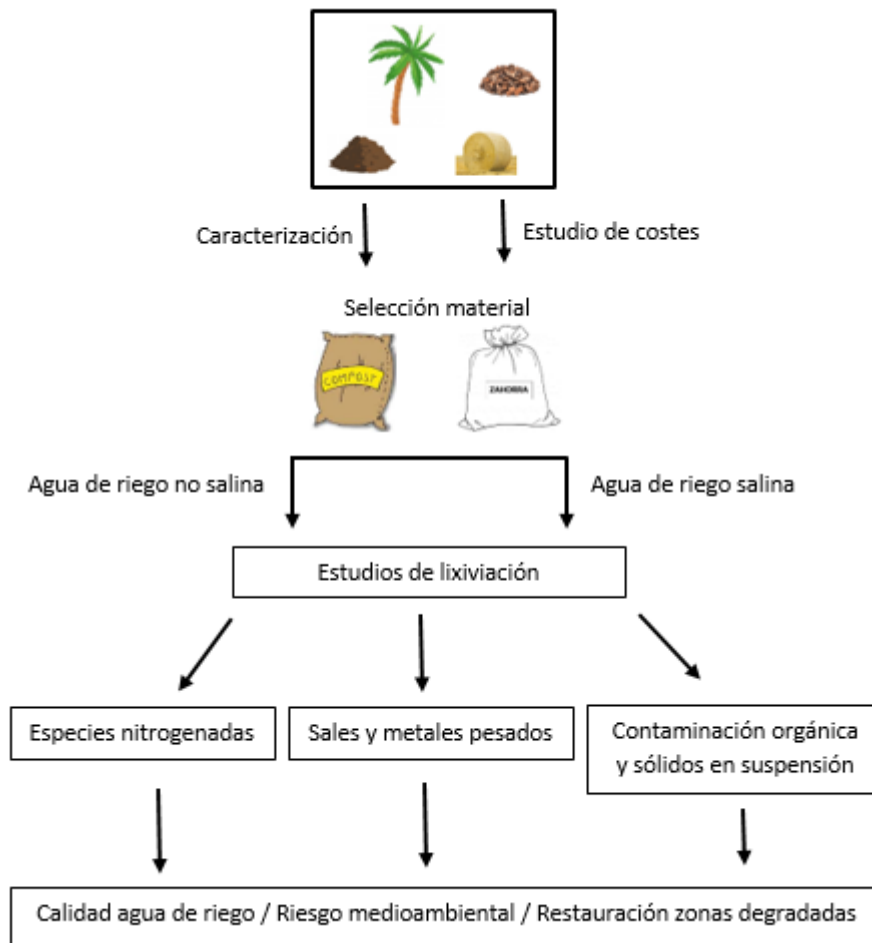
El agua es vida, pero su creciente y descontrolada demanda junto con el cambio climático, han hecho de ella un bien escaso. La disminución de la cantidad de agua dulce, así como el incremento de sus niveles de contaminación, hacen necesaria una adecuada gestión hídrica. Por ello se han de buscar alternativas para conseguir que, aunque su disponibilidad sea escasa, su calidad sea adecuada para poder optimizar su uso. Así surgió la idea de filtrar las aguas a través de diferentes materiales para estudiar cómo afectaba a su calidad.

Una opción es utilizar como medios filtrantes residuos, o materiales que estén en abundancia y que sea necesario gestionar adecuadamente, para cumplir con el reto de residuo cero de la economía circular. Además de mejorar la calidad de las aguas de riego y darles utilidad a esos materiales, también se plantea como una manera de restaurar y rehabilitar áreas degradadas, cada vez más extensas en la zona del sureste español.

En este marco se planteó este trabajo de investigación, con el objetivo de buscar estrategias de mejora de la calidad de las aguas de riego.

En el **primer trabajo** del compendio de artículos que forman esta Tesis, se realizó la caracterización y el estudio de costes de 12 materiales orgánicos e inorgánicos (compost de lodo, turba negra, turba rubia, turba fertilizada, humus de lombriz, paja de cereal, hoja de palmera, corteza de pino, vermiculita exfoliada, perlita expandida, zahorra y lava volcánica). Las propiedades físico-químicas se determinaron según las normas UNE de suelos y sustratos de cultivo y, tal y como era de esperar debido a su propia naturaleza, se observó gran variabilidad entre los productos orgánicos e inorgánicos. El estudio de costes se basó únicamente en el valor económico de los materiales, obteniendo el precio medio de cada uno de ellos considerando como mínimo los datos facilitados por cuatro distribuidores diferentes. Sin embargo, en algunos casos, como los restos de palmera y zahorra, su coste era simbólico puesto que su uso se plantea a partir de la necesidad de su adecuada gestión.

Una buena alternativa en rehabilitación de suelos por el aporte de nutrientes y materia orgánica y su bajo coste es el compost de lodo. Entre los materiales inorgánicos, la zahorra es una buena opción por ser un material económico y de comportamiento prácticamente inerte.



El nitrógeno es uno de los contaminantes más peligrosos para el medio ambiente y para la salud humana, asociado a la elevada movilidad de los compuestos nitrogenados en los suelos y el riesgo de contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

En el **segundo trabajo** que compone esta Tesis y, una vez seleccionado un material orgánico (compost de lodo-SW) y otro inorgánico (zahorra-LR) se realizaron estudios de lixiviación en invernadero, en condiciones controladas de temperatura y humedad relativa. Se dispusieron 16 columnas de lixiviación, la mitad rellenas con compost de lodo y la otra mitad con zahorra, simulando condiciones de riego por inundación (2000 mL) con dos aguas de diferente calidad (salina-S y no salina-NS). De esta forma se estudió la movilidad de las formas nitrogenadas ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ) y, cómo influye el riego con aguas de distinta salinidad. Se combinaron los materiales y las aguas de tal forma que los tratamientos que se obtuvieron fueron: SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

Puesto que no se observó ningún efecto, el riesgo medioambiental por especies nitrogenadas asociado al uso de la zavorra era muy bajo. Por el contrario, el compost de lodo, sobre todo combinado con agua salina, aumentó la presencia de nitrógeno en los lixiviados. Los nitratos fueron los compuestos nitrogenados más afectados en los dos tratamientos con el material orgánico, SW-S y SW-NS. El compost de lodo aportó más nitratos a los lixiviados que el agua de riego y que los procedentes de la actividad biológica (nitrificación). Por todo ello, se ha de considerar seriamente la combinación de compost de lodo y agua de riego salina puesto que puede suponer una fuente de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

En el **tercer trabajo** se estudió el impacto del uso de compost de lodo y zavorra, como fuente de contaminación salina de las aguas subterráneas. Durante 12 semanas se desarrolló un experimento en invernadero, en condiciones controladas. Se dispusieron 16 columnas de lixiviación, la mitad de ellas con compost de lodo y la otra mitad con zavorra, y se regaron con agua de distinta calidad (agua salina-S y agua no salina-NS). Los parámetros analizados en los lixiviados fueron: pH, conductividad eléctrica, aniones ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), cationes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ) y metales pesados (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni y Pb).

Se observó que el riesgo medioambiental de salinización debido al uso de ambos materiales era importante, sobre todo al regar con agua salina. Este efecto fue más evidente durante las primeras semanas, cuando el compost adicionó una cantidad importante de sales y metales pesados a los lixiviados. Además, la concentración de fosfatos en los lixiviados se asoció al compost de lodo. Sin embargo, después de mes y medio, el agua de riego, más que el material utilizado, fue la que determinó la salinidad de los lixiviados. El uso combinado de compost de lodo y agua salina puede ser una fuente importante de contaminación por sales y metales pesados de las aguas superficiales y subterráneas, por lo que se ha tener en cuenta cuando ambos se van a utilizar conjuntamente.

Finalmente, en el **cuarto trabajo** que compone esta Tesis se estudió el efecto del uso de compost de lodo (SW) y zavorra (LR) como sistemas de filtración, sobre los sólidos en suspensión (SS), la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Para ello se desarrolló un experimento con columnas de lixiviación (0-30 cm), llenas de compost de lodo y zavorra, simulando condiciones de riego por inundación. La mitad de las columnas de cada material se regó con agua salina (S) y la otra mitad con agua no salina

(NS). Se estudiaron los cuatro tratamientos obtenidos combinando material y agua de riego: SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

Se analizaron la DQO, la DBO<sub>5</sub> y los SS en los lixiviados de cada tratamiento. Los resultados indicaron que la DQO y la DBO<sub>5</sub> eran mayores en los tratamientos con compost de lodo que con zahorra. Además, se observó que, mientras la DBO<sub>5</sub> no variaba, independientemente de la calidad del agua de riego, no ocurrió lo mismo con la DQO que aumentó con los dos materiales cuando se regó con agua salina. De ahí la preocupación por contaminación orgánica cuando se utilizan estos materiales, especialmente compost de lodo. La zahorra, residuo inorgánico de comportamiento prácticamente inerte, parece ser una buena opción para ser usada como sistema de filtración, al menos durante el tiempo que duró nuestro experimento. Los sistemas de filtración con SW y LR pueden reducir los SS, siendo de esperar que esa reducción se incremente en el tiempo. Es muy importante tener en cuenta todas estas consideraciones a la hora de diseñar un sistema de filtración.



## SUMMARY

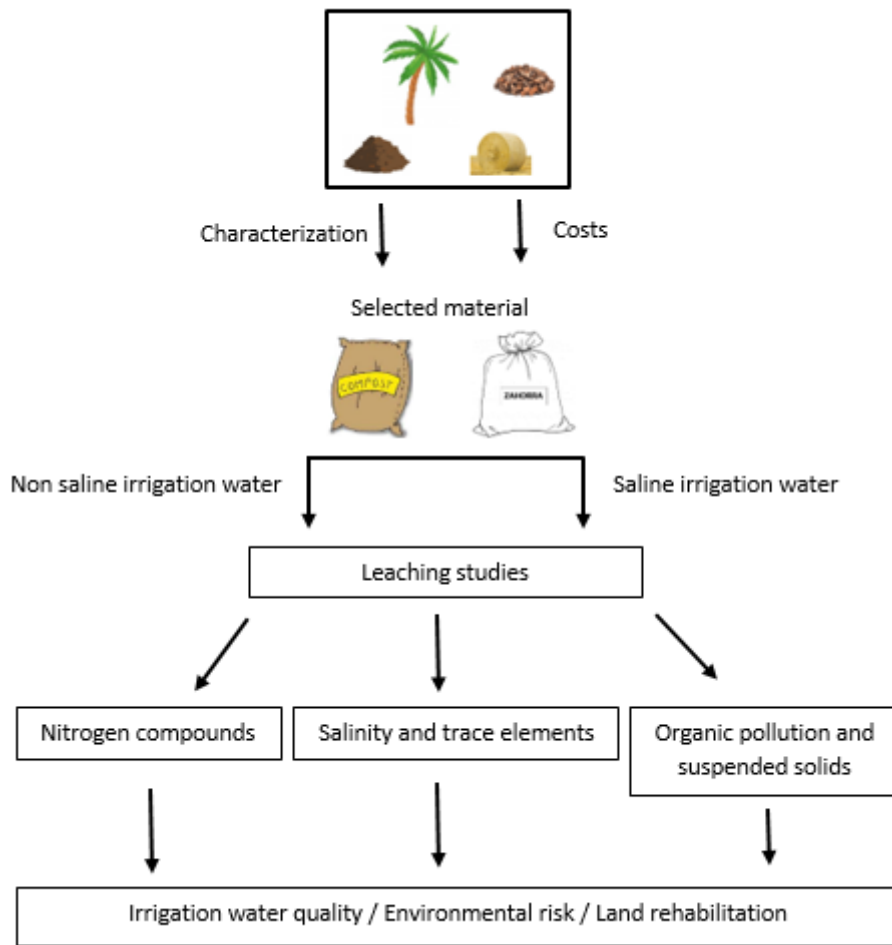
Water is life, but its growing and uncontrolled demand along with climate change has made it a scarce good. The decrease in fresh water, as well as the increase in its pollution levels, require adequate water management. Therefore, alternatives must be sought to ensure that, although its availability would be low, its quality is adequate to optimize its use. Thus came the idea of filtering waters through different materials to study how it affected their quality.

One option is to use waste as filter media, or materials that are in abundance and need to be properly managed, to get the zero waste challenge of the circular economy. Besides improving irrigation water quality and giving usefulness to these materials, this is also raised as a way to restore and rehabilitate degraded areas, increasingly extensive in southeast Spain.

In this framework, this research work was proposed with the aim of looking for strategies to improve the quality of the irrigation water.

In the **first work** of the compendium of articles that form this Thesis, the characterization and cost of 12 organic and inorganic materials (sewage sludge compost, brown peat, black peat, fertilized peat, earthworm humus, straw hay, palm tree leaves, pine bark, exfoliated vermiculite, expanded perlite, limestone outcrops, and volcanic crushed stones) was carried out. Physical and chemical properties were determined according to UNE standards for soil amendments and, as it was expected due to their own nature, great variability was observed between organic and inorganic materials. The cost was estimated having in mind the mean price of each material, having the average price of each of them considering as a minimum of four different sources from different suppliers and facilitators. However, some of them, as palm tree leaves and limestone outcrops, have a cost near to zero in origin, because of their need to be properly managed.

Sewage sludge compost is a good alternative for application in soil rehabilitation because of its organic matter and nutrient availability, and low cost. Among inorganic materials, limestone outcrop residue was the low cost alternative and its behaviour was near to an inert material.



One of the most dangerous pollutant for environment and human health is nitrogen, in association with the high mobility of nitrogen compounds in soils and pollution risk of both groundwater and surface water.

In the **second work** that makes up this Thesis and, once an organic (sewage sludge compost-SW) and an inorganic (limestone outcrop residue-LR) material were selected, leaching studies inside a greenhouse, under controlled conditions of temperature and relative humidity, were developed. 16 leaching columns were disposed, half filled with sewage sludge compost and the other half with limestone outcrop residue, simulating a heavy irrigation regime (2000 mL) with two waters of different quality (saline-S and non-saline-NS). In this way, the mobility of nitrogen compounds ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ) was studied and how irrigation with waters of different salinity influences it. Four treatments combining the quality of the irrigation water and materials were studied: SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

The environmental risk due to the presence of nitrogen species associated with the use of limestone outcrop was very low as no effect was found. On the contrary, sewage sludge compost, especially combined with saline water, produced an increment of nitrogen compounds in leachates. Nitrates were the most important compounds affected, for both treatments with the organic material, SW-S and SW-NS. Sewage sludge compost added more nitrates to the leachates than those coming from the irrigation water and the biological activity (nitrification). Therefore, the combination of saline water with sewage sludge compost has to be seriously considered as a source of pollution for surface and ground waters.

In the **third work**, the impact of composted sewage sludge and limestone outcrop residue as a source of saline pollution to groundwater was studied. For 12 weeks, an experiment in greenhouse under controlled condition was developed. 16 leaching columns, half filled with sewage sludge compost and the other half with limestone outcrop residue, were irrigated with two waters of different quality (saline-S and non-saline-NS). The parameters analyzed in leachates were: pH, electrical conductivity, anions ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), cations ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) and heavy metals (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb).

It was observed that the environmental risk of salinization due to the use of both materials was important, especially with saline water irrigation. This effect was more evident during the first weeks, when sewage sludge added an important amount of salts and heavy metals to leachates. In addition, the phosphate concentration in leachates was associated to sewage sludge compost. Nevertheless, after one and a half month, the salinity coming from the irrigation water determined the quality of leachates more than the material used. Combining the use of sewage sludge compost and saline water may be an important source of salts and heavy metal pollution for surface and ground waters, so it has to be taken into account when both are used together.

Finally, in the **fourth work** that makes up this Thesis, the effect of the use of sewage sludge compost (SW) and limestone outcrop residue (LR) as water filter systems, on suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD), has been tested. An experimental design based on the use of leaching columns (0-30 cm) filled with SW and LR, under a heavy irrigation regime, was developed. Half columns of each material were irrigated with saline water (S) and the other half with non-saline water

(NS). Four treatments combining irrigation water and materials were studied: SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

COD, BOD<sub>5</sub> and SS were analysed in leachates of each treatment. The results showed that COD and BOD<sub>5</sub> were higher in the treatments with sewage sludge compost than limestone outcrop residue. Whereas saline irrigation did not modify BOD<sub>5</sub> compared with non-saline irrigation, but increased COD in both materials. Hence the organic pollution concern when using these materials, especially sewage sludge compost. Limestone outcrop residue, inorganic and close to be considered an inert material seems to be adequate to be used as a filter system, unless for the time of this experiment. The filtration system with SW and LR can reduce SS and it would be expectable that the reduction of SS can be increased along time. It is very important to have into account all of these considerations when designing a water filter system.

# 1. INTRODUCCIÓN

---



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 ECONOMÍA CIRCULAR

En el último siglo se ha producido un gran incremento en la producción y variedad de residuos originados, reflejo del nivel de desarrollo económico y social. La cantidad de productos generados y consumidos en los países industrializados y la naturaleza de los mismos ha ido cambiando a medida que los países se han ido desarrollando, en parte debido al aumento del uso de los productos tecnológicos (Almendro-Candel *et al.*, 2019). Es de esperar que la cantidad total de residuos generados esté en relación con la población y el volumen de la economía de un país (Eurostat Statistics Explained, 2019). De acuerdo con las estadísticas de Eurostat, en 2016 la cantidad total de residuos producidos en la UE-28 por la totalidad de actividades económicas y hogares ascendió a 2538 millones de toneladas. Es por ello necesario buscar alternativas económicamente viables que permitan utilizar esa gran cantidad de residuos generados y minimizar su acumulación en vertedero.

Las políticas de gestión de residuos de la Unión Europea (UE) tienen el objetivo de reducir el impacto ambiental y sobre la salud y mejorar la eficiencia de los recursos de la UE, minimizando así la extracción de recursos naturales adicionales. La contaminación de suelos, aguas y aire, además de las grandes superficies ocupadas por los vertederos, ha sido y es objeto de gran preocupación, al igual que la contaminación atmosférica asociada a tratamientos de incineración (Eurostat Statistics Explained, 2019). Es por ello que la directiva marco de residuos, Directiva 2008/98/CE, establece una jerarquía en la gestión de los residuos donde la mejor opción es la prevención, seguida de la reutilización, el reciclado, la valorización y, como última opción, la eliminación.

La Comisión Europea en 2014 intentó llegar a un acuerdo hacia un programa de “cero residuos en Europa”, pero no se llegó a ningún consenso en el Parlamento Europeo (Euraktiv, 2015). El 2 de diciembre de 2015, la Comisión Europea realizó una nueva propuesta para convertir la economía europea en una economía circular (Almendro-Candel *et al.*, 2019) con la finalidad de mantener el valor añadido de los productos el mayor tiempo posible y excluir los residuos (Comisión Europea, 2014), incentivando todas aquellas acciones que lleven a alcanzar los objetivos y las metas propuestas (Eurostat Statistics Explained, 2019). Con la necesidad de conseguir un modelo sostenible, uno de los objetivos de las Naciones Unidas en la Agenda 2030 (2015), dirige sus esfuerzos a optimizar el uso de los recursos que están

disponibles, para que estos permanezcan el mayor tiempo posible en el ciclo productivo, y minimizar la generación de residuos.

La directiva marco fue modificada por la Directiva 2018/851, de tal forma que, aquellos residuos objeto de reciclado o valorización dejan de ser residuos si son usados con alguna finalidad específica, o hay una demanda de esas sustancias u objetos, o cumplen unas características técnicas para una finalidad específica, cumpliendo la legislación existente y las normas aplicables a los productos, o su uso no genere impactos adversos globales para el medio ambiente o la salud (Delgado *et al.*, 2009).

Es importante destacar que, en líneas generales, la jerarquía de residuos es la mejor opción medioambiental desde el punto de vista climático: la eliminación, ya sea en vertederos o mediante incineración con escasa o nula recuperación de energía, es habitualmente la opción menos favorable para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Por el contrario, la prevención de residuos, la reutilización y el reciclado son los procesos con mayor potencial para reducir las emisiones (Vico, 2020).

Así pues, y con la finalidad de minimizar el impacto ambiental de los residuos producidos, es necesario encontrar alternativas viables que permitan utilizar esa gran cantidad de restos generados, minimizando así su acumulación. De hecho, en los últimos años, con el convencimiento de la necesidad de llegar a un residuo cero, la economía circular (figura 1.1) establece como uno de sus objetivos fundamentales la valorización de los mismos.



Figura 1.1 Economía circular. Fuente: Feda, 2019



### **1.1.1. Valorización de los residuos**

Una posibilidad ampliamente estudiada es la reutilización de algunos residuos, orgánicos e inorgánicos, en la restauración y rehabilitación de zonas degradadas (Ros *et al.*, 2003; Walker, 2003; Jordán-Vidal, 2005; Tejada *et al.*, 2006; Zorpas e Inglezakis, 2009; Tejada y Benítez, 2014). Además, se puede aplicar en sistemas de drenaje sostenible, filtros verdes o en procesos de fitorremediación (Álvarez, 2019), aportando materia orgánica y nutrientes, mejorando la fertilidad del suelo y restableciendo la cubierta vegetal (Bernal-Calderon, 2016).

La degradación de los suelos es una realidad cada vez más preocupante en el mundo. Existe un elevado nivel de degradación en extensas áreas de España y del sureste europeo, debido en parte a una agresiva actividad humana llevada a cabo durante años, además de una climatología adversa característica de estas zonas (García, 2013). Los incendios forestales (Mataix-Solera *et al.*, 2002), las actividades mineras (Correia *et al.*, 2001), los suelos agrícolas degradados que son abandonados o la salinización de los mismos por haber sido regados con agua de mala calidad (García *et al.*, 1997) son algunos ejemplos. Todo ello lleva a que disminuyan las zonas fértiles de cultivo, se produzca la degradación de los ecosistemas, haya una pérdida de biodiversidad, se modifiquen tanto la cantidad como la calidad de las aguas que fluyen a través de esos suelos, existan problemas de compactación y anegamiento, una creciente erosión física de materiales y un incremento de la toxicidad por la liberación de sustancias nocivas, entre otras consecuencias (FAO, 2015, 2016).

Se han realizado numerosos estudios donde se ha podido comprobar lo beneficioso del uso de residuos, tanto orgánicos como inorgánicos, sobre las propiedades físicas (Waldemar-Peñarete *et al.*, 2013), químicas y biológicas de los suelos (Loveland y Webb, 2003; Wang *et al.*, 2008; Iovieno *et al.*, 2009; Soriano-Disla *et al.*, 2010; Song y Lee, 2010). Este es el caso de los biosólidos (Gouin, 1993; Ingelmo *et al.*, 1998; Guerrero *et al.*, 2002; Zorpas, 2018) y de los restos de podas (Hickleton *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002) utilizados con frecuencia en jardinería (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2005).

Sin embargo, para poder optimizar el uso de los residuos en rehabilitación de suelos o formando parte de infraestructuras verdes, por ejemplo, es fundamental conocer las características de los materiales de los que se dispone, así como el coste que supone su aplicación. Un componente importante de este coste es el transporte hasta el lugar donde el

residuo ha de ser aplicado, por ello es fundamental intentar estudiar aquellos residuos que se encuentran disponibles lo suficientemente cerca como para que la distancia no sea un factor limitante, disminuyendo al mismo tiempo la emisión de gases de efecto invernadero. Además, también es crucial la cantidad de residuo del que se dispone y su valor de mercado.

## **1.2 MATERIALES Y RESIDUOS INORGÁNICOS Y ORGÁNICOS: PROPIEDADES Y USOS**

Además de los residuos, también hay materiales orgánicos e inorgánicos, que por sí mismos o combinados en las proporciones adecuadas, son una buena opción para su empleo en agricultura, jardinería, restauración y rehabilitación de suelos, depuración de aguas mediante filtros verdes, etc.

### **1.2.1. Materiales y residuos inorgánicos**

En la zona del sureste español es habitual tener disponibilidad de materiales inorgánicos como vermiculita exfoliada, lava volcánica triturada, perlita expandida o zahorras de canteras de caliza, materiales que son utilizados con frecuencia en jardinería. Tanto la vermiculita como la perlita y la lava volcánica presentan la propiedad de retener el agua, manteniendo la humedad, además de aumentar la porosidad y la aireación de los suelos, favoreciendo así el desarrollo de las raíces.

#### **1.2.1.1. Vermiculita**

La vermiculita, figura 1.2, es un mineral formado por silicatos de hierro y magnesio, de elevada capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), pH neutro, inerte, que puede contener potasio y magnesio asimilable, además de las propiedades de retención de agua y aireación del suelo, mencionadas previamente que tiene en común con la perlita y la lava volcánica, de ahí lo ventajoso de su uso en jardinería.

Sin embargo, los usos de la vermiculita no se limitan a la jardinería. Al ser un residuo muy abundante en minas abandonadas, en depósitos al aire libre, ha sido necesario buscar

alternativas de uso. Una de las aplicaciones estudiadas es su uso para la obtención de materiales vitrocerámicos iridiscentes que pueden ser de utilidad, por ejemplo, en revestimiento de fachadas o como pavimento (Rincón *et al.*, 2018) y también como aislante térmico y acústico.



**Figura 1.2** Cultivo en vermiculita. Fuente: Hydrocultura, 2020

#### **1.2.1.2. Lava volcánica-perlita**

Décadas de investigación han llevado a observar como muchas de las zonas afectadas por erupciones volcánicas, algunas de ellas agrícolas, a largo plazo desarrollaban efectos beneficiosos, como son la mejora de las propiedades físicas del suelo y el aumento de la productividad de los cultivos (Affeldt, 2016). Sin embargo, no toda la lava volcánica tiene la misma composición, esta depende de la roca madre de la que procede y de su evolución hasta que el magma entra en contacto con el exterior. En cualquier caso, todas contienen en mayor o menor proporción, silicio, magnesio, calcio, hierro o aluminio, entre otros minerales. En la figura 1.3 se muestra una aproximación a esa composición.

En algunas lavas volcánicas, como es el caso del basalto, la liberación de los nutrientes es relativamente rápida, lo que supone un flujo constante de nutrientes en el tiempo y una mejor disponibilidad para las plantas. La investigación sobre el uso del basalto como una enmienda al suelo se promovió en la década de 1930 en que se utilizó basalto, finamente molido, para tratar y mejorar la productividad de los bosques degradados (Affeldt, 2016). Se

observó que la disponibilidad de silicio presente en mayor o menor proporción en las lavas volcánicas, favorece el crecimiento de las plantas maximizando la fotosíntesis y mejorando su resistencia a plagas y enfermedades.

Además de ser muy frecuente el uso de lava volcánica en jardinería por las propiedades descritas previamente, es con frecuencia utilizada en decoración, construcción de edificios, carreteras, como aislante térmico, en joyería, etc. Es su composición lo que determina el uso al que es destinada.

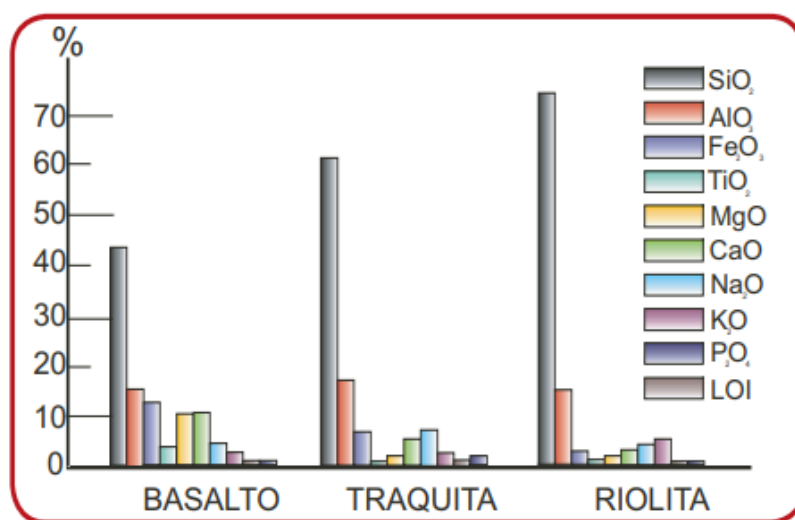
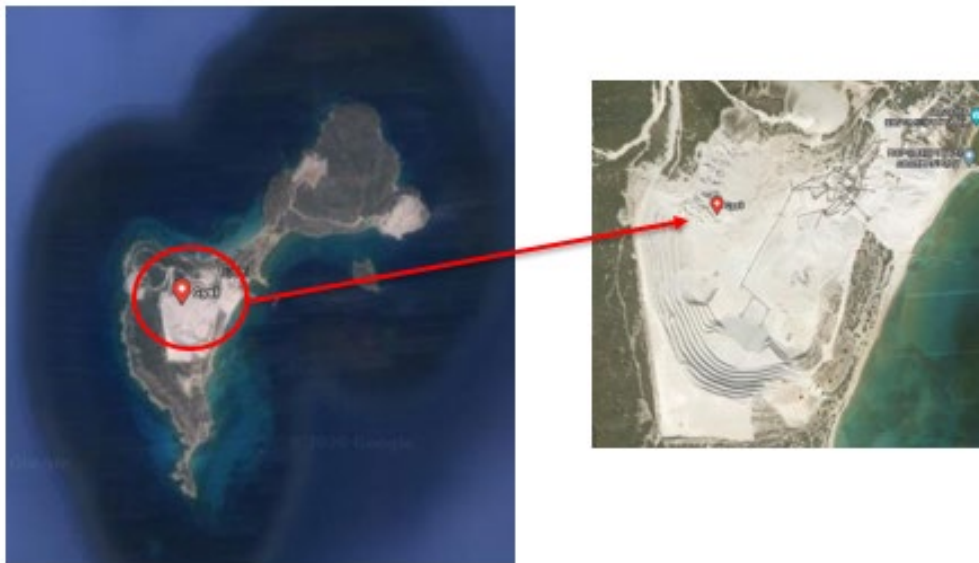


Figura 1.3 Principales componentes químicos de las rocas volcánicas. Fuente: Llinares *et al.*, 2004

Por otra parte, un mineral de origen volcánico y muy abundante que necesita ser gestionado adecuadamente es la perlita. Se trata de una roca volcánica silíceo del grupo de las riolitas que al ser sometida a elevadas temperaturas aumenta mucho su volumen, hasta 20 veces. Presenta muy baja densidad, es inerte, tiene una C.I.C. prácticamente nula y un pH próximo a 7. Todo ello, junto a su capacidad de retención de agua y la mejora de la aireación de los suelos a los que se incorpora, hacen de ella un sustrato de cultivo ampliamente utilizado en agricultura.

Asimismo, al igual que la vermiculita, se utiliza en construcción por sus características como aislante térmico y acústico. Sin embargo, el mayor inconveniente que presenta la perlita es que no es biodegradable ya que no se puede incorporar al ecosistema. Es por ello

que se hace imprescindible evitar su acumulación como residuo. En contrapartida, presenta la ventaja de poder ser recuperada indefinidamente, si bien su proceso puede resultar costoso. No obstante, es importante tener en cuenta que la perlita no es un residuo, sino que se convierte en residuo una vez ha finalizado aquella función para la que fue extraída y utilizada. Grecia es uno de los principales exportadores de perlita, (figura 1.4).



**Figura 1.4** Vista aérea de las minas de perlita Gyali, Nisyros (Grecia). Fuente: Google maps, 2020

### **1.2.1.3. Zahorra**

Otro material inorgánico a ser tenido muy en cuenta por la gran cantidad del mismo que se acumula son las zahorras, figura 1.5, definidas según la Orden FOM/2523/2014 como el material granular, de granulometría continua, constituido por partículas total o parcialmente trituradas. Es pues un compuesto químicamente inerte, de bajo coste, que se plantea como una posibilidad económica y medioambientalmente viable. Debido a su elevada densidad es de gran utilidad cuando se utiliza en restauración de zonas de importante erosión eólica (Pérez-Gimeno *et al.*, 2016). Las zahorras son con frecuencia utilizadas en grandes infraestructuras, como carreteras o como base de vías férreas, así como en rehabilitación y restauración de suelos degradados o como material de relleno en minas, por lo que sus características físico-químicas han de ser especialmente tenidas en cuenta por

la posibilidad de liberación de nutrientes y/o sustancias tóxicas que den lugar a contaminación de suelos y aguas mediante procesos de lixiviación.



**Figura 1.5** Zahorra de las canteras calizas de Hondón de las Nieves ( $\varnothing < 5$  mm). Fuente: Elaboración propia

### **1.2.2. Materiales y residuos orgánicos**

Además de los materiales y residuos inorgánicos, algunos de ellos indicados en los apartados anteriores, hay muchos otros orgánicos, cuyas ventajas y limitaciones han sido extensamente estudiadas.

#### **1.2.2.1. Compost**

El compostaje, ampliamente estudiado, es un tratamiento biológico utilizado para la descomposición y estabilización de los residuos orgánicos y biodegradables (Castán *et al.*, 2016; Zorpas, 2008, 2012, 2018), en presencia de oxígeno, que implica la mineralización y humificación parcial de la materia orgánica y cuyo resultado es un producto final estable, libre de fitotoxinas y patógenos, con ciertas propiedades húmicas (Bustamante, 2017). Así pues, se valoriza un residuo y se obtiene un producto final, compost, con un alto valor agronómico, ofreciendo por tanto ventajas económicas y medioambientales, figura 1.6. A la producción de compost se destinan residuos de origen urbano (residuos sólidos urbanos-RSU y lodos), agrícola, ganadero, industrial y forestal (Vico, 2020).



**Figura 1.6** Obtención de compost a partir de lodos de depuradora. Fuente: Elaboración propia a partir de Residuos Profesional, 2013-Portalfrutícola.com, 2018

#### 1.2.2.2. Turba

Otro producto orgánico abundante es la turba que, en función de su origen, presenta distintos tonos y características, apreciándose muchas veces los componentes vegetales a partir de los cuales se ha formado en ausencia de aire y presencia de un medio ácido o básico saturado de agua (Blanco y de la Balze, 2004; Ramsar, 2010; Broder *et al.*, 2012). La turba se extrae de las turberas que son humedales en zonas de clima fundamentalmente frío del hemisferio norte, aunque también hay importantes turberas en Chile y Argentina (Díaz *et al.*, 2008; Landry *et al.*, 2010). Tanto la turba rubia como la turba negra son muy ricas en materia orgánica, figura 1.7, y proporcionan una estructura óptima al suelo, además de mucha materia orgánica.

No obstante, es un recurso limitado, con un impacto medioambiental cuestionable puesto que su extracción da origen a modificaciones de proporciones imprevisibles en los humedales.



**Figura 1.7** Turba rubia (izquierda) y turba negra (derecha). Fuente: Elaboración propia

### **1.2.2.3. Restos de palmeras**

Un residuo vegetal cada vez más abundante y difícil de gestionar son los restos de palmeras, no solo por la poda, que en algunas especies se ha de realizar dos veces al año, sino también por un uso cada vez más generalizado de las especies palmáceas en la zona mediterránea, así como por la plaga del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*) que ha generado gran cantidad de residuos adicionales. Es por ello que se han planteado varias alternativas a su depósito en vertedero e incluso a su quema, que genera emisiones muy importantes de CO<sub>2</sub>. Una de esas alternativas es el aprovechamiento energético de la biomasa generada (Saga *et al.*, 2008). Además, los restos de palma se pueden compostar obteniendo un compost con elevadas concentraciones de nutrientes (N, P, K) (Abid *et al.*, 2018) además de que al alcanzar el proceso temperaturas por encima de 65°C se destruyen las larvas del picudo rojo, y así es posible utilizarlo con fines agrícolas (Vico *et al.*, 2018).

### **1.2.2.4. Otros materiales y residuos orgánicos**

El humus de lombriz, la corteza de pino, la fibra de coco, la paja de cereal son materiales y residuos orgánicos con cantidades elevadas de materia orgánica que pueden ser utilizados con fines agrícolas, en jardinería (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2005) o para la obtención de energía, entre otras posibilidades.

Dentro de la línea de investigación sobre residuos del Programa de Doctorado de Medio Ambiente y Sostenibilidad, se planteó la posibilidad de la reutilización de los mismos para mejorar la calidad de las aguas y analizar las implicaciones medioambientales que pudiera tener este uso.

Sin embargo, para poder afrontar este estudio es necesario conocer la situación actual de las aguas como recurso, su disponibilidad, su calidad y las previsiones de un futuro incierto debido al cada vez más evidente y pronunciado cambio climático. Así pues, los periodos de sequía e inundaciones extremas que se dan en los últimos años con más frecuencia, hacen cada vez más difícil prever la evolución de un bien tan necesario, tanto en cantidad como en calidad.



### **1.3 SITUACIÓN ACTUAL DE LAS AGUAS: ESTADO DEL ARTE**

El agua es fundamental e indispensable para el desarrollo de todos los procesos biológicos, para la vida animal y vegetal en la Tierra. Es esencial para los ecosistemas naturales y para la regulación del clima, imprescindible en la configuración de los sistemas ambientales. Aproximadamente el 70% de nuestro planeta está cubierto por agua, siendo el 97,5% agua salada y el 2,5% agua dulce, de la que dos tercios no está disponible (glaciares, en los polos o montañas). Las aguas superficiales (ríos, lagos...), subterráneas y en la atmósfera se encuentran en mucha menor proporción, a pesar de su gran importancia biológica (Martín *et al.*, 2017). El agua dulce es, por tanto, un recurso muy limitado. En este sentido, los ecosistemas saludables proporcionan unos servicios hídricos que poseen un valor enorme para la sociedad, gracias al control de inundaciones, el reabastecimiento de las aguas del subsuelo, la estabilización de las orillas de los ríos y la protección contra la erosión, la purificación del agua, la conservación de la biodiversidad, así como el transporte, el entretenimiento y el turismo (Connor, 2015).

Sin embargo, la escasez de agua se produce cuando la demanda supera a su disponibilidad en una zona determinada. Esta situación se produce por factores tanto naturales (características hidrogeográficas, hidrogeológicas y climáticas) como antrópicos (contaminación de las aguas e inadecuada gestión de las mismas). Los recursos hídricos renovables, que son aguas interiores renovadas por el ciclo global del agua, son la fuente principal de agua disponible para el ser humano. Pero solo una parte de estos caudales es aprovechable (FAO, 2020).

El uso del agua sin restricciones a nivel mundial ha crecido a un ritmo de más del doble del aumento de la población en el siglo XX (FAO, 2013). Ese continuo crecimiento demográfico y las actividades asociadas (industria, agricultura, ganadería, turismo, etc.) han generado una creciente demanda, hasta el punto que, en muchas regiones ya no hay disponibilidad de agua o ésta no es fiable, sobre todo en regiones áridas o semiáridas. La presión demográfica, el ritmo de desarrollo económico, la urbanización y la contaminación están ejerciendo una presión sin precedentes sobre un recurso renovable pero finito. Hay que gestionar y proteger el agua ya que no es un mero producto de consumo, sino un valioso recurso natural tan esencial para las generaciones futuras como para la actual. Muy importante es destacar que, la disponibilidad de agua no es solo una cuestión de cantidad sino también de calidad. El agua de baja calidad o contaminada no puede utilizarse para

consumo, para baño, para la industria o la agricultura, lo que reduce de forma efectiva la cantidad de agua disponible.

Por todo ello, para poder hacer una correcta gestión hídrica, es necesario conocer e identificar correctamente las masas de agua, así como establecer la calidad de las mismas, que permitirán definir su disponibilidad y uso final.

Así es como surge la “Directiva Marco del Agua (DMA) (Directiva 2000/60/CE)”, ante la necesidad de unificar las actuaciones en materia de gestión del agua en la Unión Europea. En ella se definen las aguas superficiales como las aguas continentales (excepto las subterráneas), las aguas de transición y las aguas costeras, y, en lo que se refiere al estado químico, también las aguas territoriales. Al mismo tiempo, la DMA define las aguas subterráneas como todas aquellas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo. Según el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en 2015 había caracterizadas en España 5162 masas de agua superficial, la mayoría de ellas en buen o moderado estado ecológico y buen o muy buen estado químico, y 761 subterráneas, también en buen estado químico (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2016).

Según los datos recogidos por la Agencia Europea del Medio Ambiente en 2017, casi el 64% del agua necesaria se obtiene de los ríos, mientras que el uso de aguas subterráneas se reduce a algo más de un 24% (European Environment Agency, 2020), tal y como se puede ver en la figura 1.8. Asimismo, el volumen de agua captada varía en función de la estación del año siendo, tal y como era de esperar, considerablemente superior durante los meses centrales del año, entre marzo y septiembre. Además, el aumento de la frecuencia y de la magnitud de los episodios de inundaciones y de sequía extremos aumenta el riesgo de disminuir de forma preocupante la disponibilidad y renovación de las fuentes naturales de agua en un futuro (European Environment Agency, 2020).

La agricultura, la ganadería, la producción de energía, la industria, el abastecimiento público, los ecosistemas, las comunicaciones fluviales y el ocio, entre otros, se disputan este limitado recurso. En Europa, según los datos recogidos por la Agencia Europea del Medio Ambiente en 2017 (figura 1.9), la agricultura supone algo menos del 59% de las extracciones de agua dulce (European Environment Agency, 2020), mientras que a nivel mundial ese porcentaje se eleva hasta el 70%, llegando a más del 90% en los países menos desarrollados

del mundo (WWAP, 2014). También es el sector con más posibilidades de ajuste (FAO, 2013). Las mejores prácticas agrícolas, los sistemas de riego desarrollados, así como los cultivos más adecuados en cada región según la disponibilidad de agua, han llevado a un incremento de la producción agrícola, sin que se haya producido un aumento proporcional en la cantidad de agua requerida para ello.

### CAPTACIÓN DE AGUAS EN EUROPA

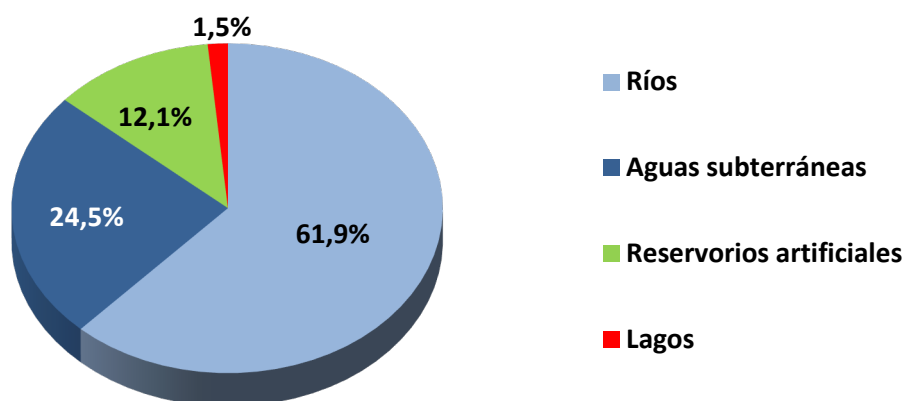


Figura 1.8 Fuentes de captación de aguas en Europa. Fuente: Modificada de European Environment Agency, 2020

### USOS DEL AGUA EN EUROPA

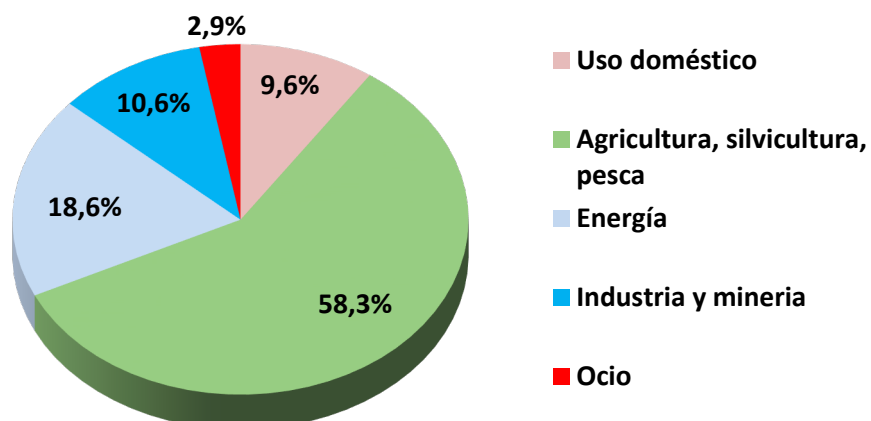


Figura 1.9 Usos del agua en Europa. Fuente: Modificada de European Environment Agency, 2020

Aunque las aguas regeneradas son cada vez más utilizadas, la extracción de agua en Europa para uso doméstico es del 9,6% (European Environment Agency, 2020). No obstante, estos datos son muy variables puesto que están influenciados por pocos países que tienen una extracción de agua muy alta en comparación con otros en los que no lo es tanto. En España ese porcentaje es del 18% (FAO, 2016). Debido al importante crecimiento de la población mundial, la demanda de agua para abastecimiento humano ha aumentado de forma mucho más relevante que en el resto de sectores (figura 1.10), de ahí la importancia de fomentar la reutilización frente a la extracción. De esta forma, el objetivo es alcanzar un vertido lo más próximo a cero posible, controlando la salida de nutrientes y así evitar la eutrofización del medio. En España, la mayoría del agua captada para uso doméstico retorna al medio ambiente.

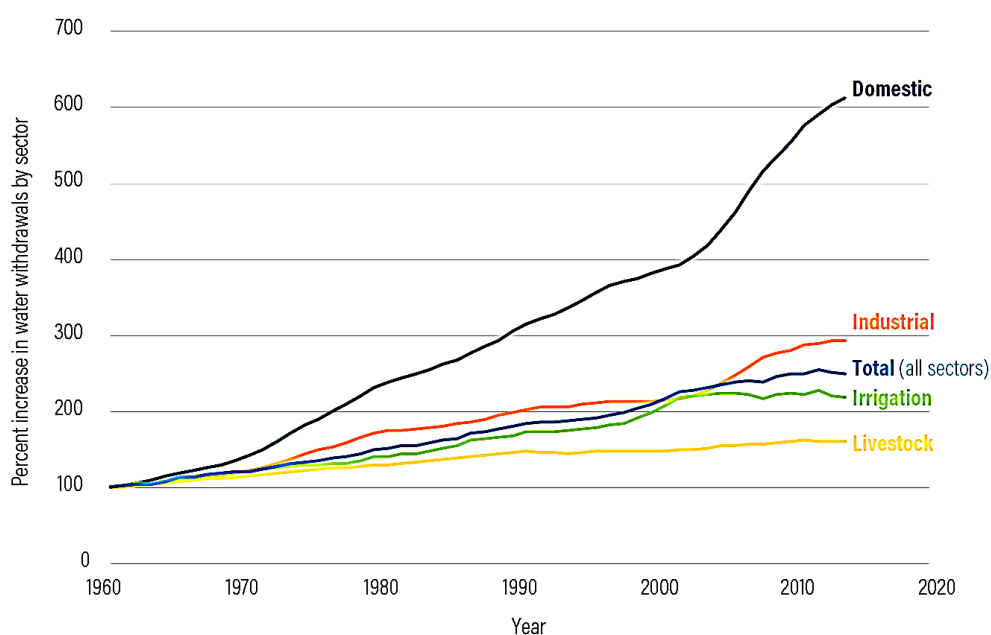


Figura 1.10 Evolución de la extracción de agua a nivel mundial por sectores, desde 1960 a 2020.

Fuente: Otto y Schleifer, 2020

Otro de los sectores donde el agua también es fundamental es en la industria. Uno de los principales usos es la refrigeración en centrales térmicas y nucleares, retornando al medio ambiente en condiciones similares de calidad, pero habiendo incrementado su temperatura.

La demanda de agua en el sector industrial representa aproximadamente el 19% de las extracciones de agua mundiales (FAO, 2016).

A medida que se va tomando conciencia de las limitaciones del agua como recurso, se van buscando estrategias para minimizar su consumo o su fuente de captación. De ahí que cada vez sea más importante el uso de agua regenerada en los procesos industriales y se esté haciendo esfuerzos hacia un mayor aprovechamiento y una producción más limpia. No obstante, la demanda de agua en la industria varía mucho en función del nivel de desarrollo de los países, tal y como viene reflejado en la base de datos de AQUASTAT en 2016 (FAO, 2016), pudiendo variar mucho desde Europa hasta Asia o África donde la demanda es de aproximadamente un 4%. En este sentido, la captación de agua para producir energía está continuamente aumentando, especialmente en las economías emergentes y en los países en desarrollo. Este incremento es, en parte, debido a la gran influencia y desarrollo que están teniendo las energías renovables. Muestra de ello es que, en España la generación de energía hidráulica es la segunda fuente de energía renovable, por detrás de la eólica, y supuso en 2020, el 12,8% de la producción total de energía en España (Red Eléctrica de España, 2020), aún con los inconvenientes que puede suponer para los ecosistemas, puesto que se modifica el curso de los ríos pudiendo generar problemas de erosión o sedimentación en las riberas de los mismos, y la problemática de la inestabilidad de los recursos hídricos a causa del cambio climático.

Tal y como se puede apreciar en la figura 1.9, el sector del ocio supone el 2,9% del consumo de agua en Europa, es el caso de los deportes acuáticos, los campos de golf, las instalaciones temáticas, etc. La calidad de las aguas de baño, que se engloban dentro de las aguas superficiales, tanto las costeras como las de interior, es muy importante como reclamo turístico. Según la Agencia Europea del Medio Ambiente (2020) y el Informe Técnico del Ministerio de Sanidad (2020), en 2019, de las 2234 zonas de baño en España (88,1% zonas de baño marítimas y 11,9% continentales), el 88,4% tiene una calidad excelente, mientras que solo el 1,7% se puede considerar de calidad insuficiente por lo que no podrá ser considerada Apta para Baño hasta que su calidad mejore. Estos niveles de calidad se encuentran por detrás de países como Austria, Chipre, Malta, Grecia, Croacia, Alemania o Portugal.

Adicionalmente, el agotamiento de los caladeros junto con la demanda mundial de pescado, son factores que explican la importante expansión de la acuicultura, tanto de aguas

continentales como costeras o de aguas de transición. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ha hecho de la acuicultura un referente para el desarrollo sostenible, cuya finalidad es la producción en el agua de animales y plantas mediante técnicas encaminadas a hacer un uso más eficiente de los recursos naturales (APROMAR, 2020).

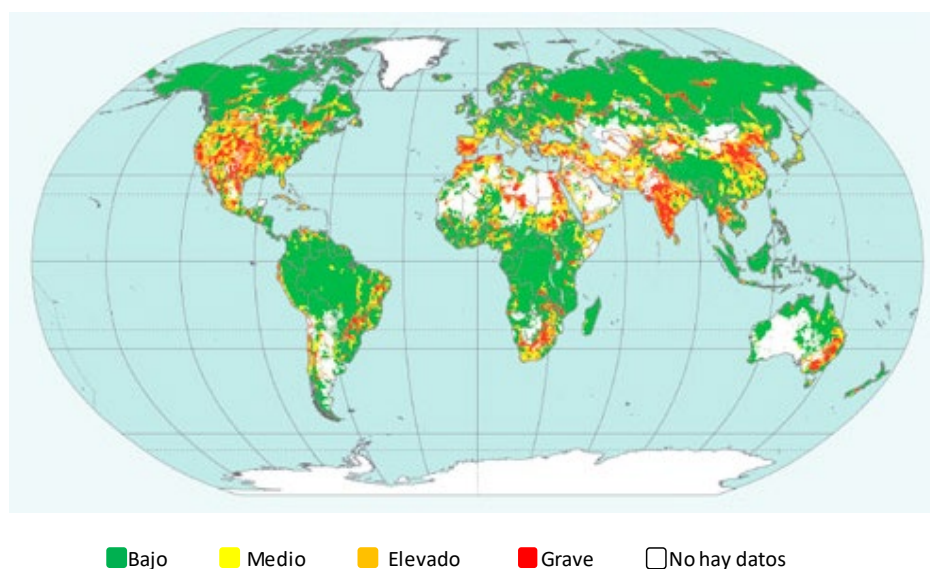
Por otra parte, otro de los usos del agua ha sido en las comunicaciones fluviales. Los lechos naturales o artificiales de agua han sido durante siglos una vía de transporte excelente, muy utilizada en los países industrializados, aunque actualmente en España está prácticamente en desuso. Únicamente Sevilla dispone de un puerto fluvial comercial (Jiménez Alcaide, 2016). En Europa, la cuenca del Rin o la del Danubio garantizan el transporte de mercancías a través de canales y ríos con las consiguientes ventajas que eso supone, la capacidad de carga de un buque es muy grande, disminuyendo de forma muy importante las emisiones (Tribunal de Cuentas Europeo, 2015).

Mientras que las aguas superficiales son la principal fuente de agua dulce para atender la demanda global de agua en el planeta, la importancia de las aguas subterráneas está aumentando debido a que los suministros de agua superficial son menos fiables y predecibles (Kundzewicz y Döll, 2009). El uso de las aguas subterráneas está menos condicionado por la estacionalidad o las variaciones de flujo interanual (por ejemplo, los periodos de sequía) y, además, está mucho más protegida de la contaminación de tipo antropogénico (Portmann *et al.*, 2013).

A nivel global, la cantidad de aguas subterráneas es veinte veces superior a las aguas superficiales, de ahí su importancia como reserva y como recurso de agua dulce. Independientemente de la estacionalidad o de los flujos interanuales que afectan a las aguas superficiales, las aguas subterráneas son esenciales para mantener el caudal de base de muchos ríos y la humedad del suelo (Ambientum, 2020).

Debido a la variabilidad en el tiempo de los flujos superficiales de agua y al cambio climático, se tenderá muy probablemente a mayores demandas de aguas subterráneas (Taylor *et al.*, 2013). De hecho, se estima que el 20% de los acuíferos mundiales está siendo sobreexplotado (Gleeson *et al.*, 2012), lo que puede tener graves consecuencias, como el hundimiento del suelo y la intrusión de agua salada. Asimismo, se han realizado estudios para valorar las modificaciones de los regímenes naturales debidas a las captaciones de agua y el

funcionamiento de las presas, modificando los cursos naturales de las aguas con las consecuencias que ello puede suponer. El indicador “estrés hídrico ambiental debido a alteraciones de régimen de caudal” (figura 1.11) se utiliza para evaluar las alteraciones hidrológicas resultantes de dichos impactos (Schneider *et al.*, 2013).

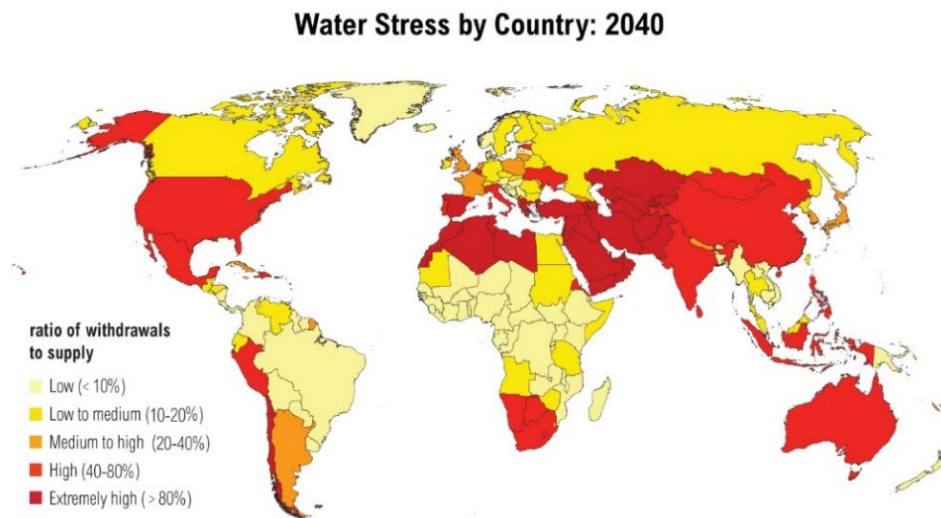


**Figura 1.11** Estrés hídrico ambiental debido a alteraciones del régimen de caudal (1981-2010)

Fuente: WWAP, 2016

La organización World Resources Institute (WRI, 2021) ha recogido datos hidrológicos de 189 países y elaborado una base de datos actualizada continuamente desde 2013, Aqueduct 2.0 y 3.0, que ha servido para elaborar los mapas, Aqueduct Water Risk Atlas, que permiten visualizar las situaciones de riesgo hídrico a nivel global. A partir de los datos recogidos se ha evidenciado que 17 de esos países se encuentran en situación de riesgo extremo, la mayoría de ellos en Oriente Medio y África (Novo, 2019).

La situación prevista en 2040 (figura 1.12) es muy preocupante, se prevé que el número de países en situación de riesgo extremo de estrés hídrico sea de 33, donde España se encuentra en el número 32 de dicha lista (Maddocks *et al.*, 2015).



**Figura 1.12** Estrés hídrico mundial previsto en 2040. Fuente: Maddocks *et al.*, 2015

Por todo ello es necesario conocer la disponibilidad de agua, tanto superficial como subterránea (reservorios superficiales, acumulaciones de nieve, acuíferos, etc.) y su calidad para poder responder a los requerimientos de la sociedad (National Aeronautics and Space Administration, 2006). Los datos recogidos por el programa GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment) permiten estudiar los cambios de las masas de agua sobre y bajo la superficie, los intercambios entre los glaciares y los océanos y las variaciones de agua dentro de la Tierra. Los satélites de la NASA proporcionan un punto de vista único recogiendo información útil a la hora de tomar decisiones respecto a la gestión del agua, que permiten mejorar la capacidad para predecir su disponibilidad y proteger su calidad. Gracias a ellos, se ha podido estudiar la variación en los niveles de agua almacenada en los acuíferos de la Tierra, como consecuencia del cambio climático y de la extracción cada vez mayor de aguas subterráneas, pudiendo desencadenar una sobreexplotación de los acuíferos dando lugar a una salinización de los mismos e incluso a su agotamiento.

Sin embargo, actualmente y como consecuencia del cambio climático no es posible prever los recursos hídricos de los que se va a disponer, por lo que es muy importante hacer una adecuada gestión de los mismos. Según el uso que se le vaya a dar al agua, son necesarias unas infraestructuras diferentes y la calidad requerida no es la misma, de ahí la complejidad de su gestión.



## **1.4 CALIDAD DE LAS AGUAS**

Definir la calidad de las aguas es un tema muy complicado. Si nos remitimos al Libro Blanco del Agua (Ministerio de Medio Ambiente, 2000), desde el punto de vista funcional, la calidad de las aguas es la capacidad que presentan éstas para responder a los usos a los que se puede destinar, no se exigen los mismos requisitos a las aguas destinadas a consumo humano que a aquellas que están destinadas a riego, uso industrial, etc. Así pues, de forma general se podría decir que una masa de agua tiene mayor calidad cuantos más usos permite. Pero si se plantea desde un punto de vista medioambiental, tal y como viene indicado en la DMA, son las condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga un ecosistema equilibrado y para que cumpla unos determinados objetivos de calidad (calidad ecológica) (Directiva 2000/60/CE). También se puede plantear la calidad de las aguas como el conjunto de las características físicas, químicas y microbiológicas que la definen.

La calidad del agua, tanto superficial como subterránea, depende de factores naturales y antrópicos. Sin la acción humana, su calidad vendría determinada por la erosión del substrato mineral, los procesos atmosféricos de evapotranspiración y sedimentación de lodos y sales, la lixiviación natural de la materia orgánica y los nutrientes del suelo por los factores hidrológicos, y los procesos biológicos en el medio acuático que pueden alterar la composición física y química del agua (Connor, 2015). El agua que sufre una contaminación considerable por alguna fuente importante de polución, queda limitada para su uso, por lo que es un agua que definitivamente se pierde. En ocasiones, un pequeño vertido puede contaminar grandes extensiones de agua. No se trata tanto de qué hacer con la contaminación una vez que ésta se ha producido, sino de evitar que se produzca (Barea *et al.*, 2005).

El deterioro de la calidad del agua se ha convertido en motivo de preocupación a nivel mundial con el crecimiento de la población, la expansión de la actividad industrial y agrícola y la amenaza del cambio climático como causa de importantes alteraciones en el ciclo hidrológico.

En España, la costa Mediterránea es una de las regiones más vulnerables a un aumento de la escasez de agua. En esta zona, tanto los factores naturales como los antrópicos han conducido a un déficit de este recurso (Araus, 2004). En el Este y Sur de España se ha intensificado el uso de las aguas subterráneas lo que ha llevado a una sobreexplotación, con

los consiguientes problemas de intrusión marina que se han generado en las áreas costeras. Una menor disponibilidad de este recurso puede ir asociado a una contaminación del mismo, afectando a su calidad y limitando su uso.

Por todo ello, las presiones globales ejercidas sobre el agua, tanto a nivel de disponibilidad como de contaminación, exigen la adopción de medidas, ya que el agua dulce accesible y de calidad es un recurso limitado y de gran variabilidad. Se plantea como objetivo a nivel mundial lograr un uso sostenible de este recurso, para lo que es necesario establecer un marco legislativo que ayude a conseguir las metas planteadas.

#### **1.4.1 Marco legislativo para conseguir una adecuada calidad de las aguas**

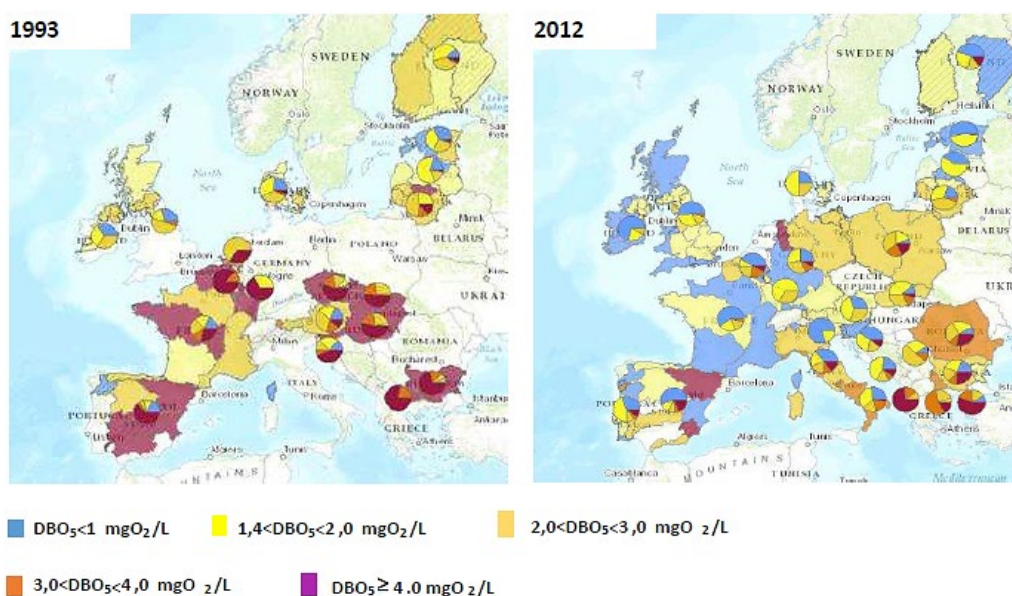
El descenso en la calidad de las aguas produce efectos negativos para el medio ambiente, especialmente en los ecosistemas acuáticos, comprometiendo la sostenibilidad del uso del agua. Con la aprobación de la Ley de Aguas en 1985 (Ley 29/1985) se inició una nueva visión en el control de la contaminación basado fundamentalmente en que todos los vertidos capaces de provocar una contaminación requieren de una autorización, aplicando medidas para disminuir su impacto en el medio ambiente. Asimismo, se estableció que debía hacerse una planificación hidrológica a dos niveles: a través de planes hidrológicos individualizados por cuencas hidrográficas y mediante un plan hidrológico nacional. Los objetivos eran satisfacer la demanda de agua y el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando la disponibilidad del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales.

Al incorporarse España a la CEE en 1986, la Ley de Aguas no era suficiente para cumplir con la normativa europea en materia de calidad del agua. Se tuvo que adaptar a las Directivas Europeas que se convirtieron en normativa de obligado cumplimiento. En 1991, en el seminario ministerial de aguas subterráneas en La Haya, se reconoce la necesidad de adoptar medidas para evitar el deterioro a largo plazo de los aspectos cualitativos y cuantitativos de las aguas dulces y se solicita aplicar un programa de medidas antes del año 2000 encaminado a lograr la gestión sostenible y la protección de los recursos hídricos.

Con la finalidad de unificar las actuaciones en materia de gestión de las aguas en la Unión Europea nace la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), cuya finalidad es la de prevenir y reducir la contaminación, fomentar el uso sostenible, proteger el medio acuático, mejorar la situación de los sistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías. Es el instrumento clave en materia de agua para la protección del medio ambiente y de la salud humana. Los Estados han de elaborar los Planes de Gestión de Cuenca (Planes Hidrológicos) que contribuyan a la consecución de los objetivos medioambientales en el conjunto de la cuenca.

El objetivo último de la DMA es el de alcanzar un “buen estado ecológico y químico de todas las aguas comunitarias para 2015”. Los avances en la aplicación de la Directiva en los últimos veinticinco años han jugado un papel fundamental en la mejora de la calidad de las aguas de los ríos, lagos y mares de la Unión Europea tal y como se muestra en la figura 1.13 (Agencia Europea del Medio Ambiente, 2017), donde se puede observar la evolución de la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), indicador de contaminación orgánica, cuya reducción indica la mejora de la calidad de las aguas de los ríos de la Unión Europea.

### EVOLUCIÓN $DBO_5$ 1993-2012



**Figura 1.13** Evolución de la  $DBO_5$  entre 1993 y 2012. Fuente: Agencia Europea del Medio Ambiente, 2017

Mediante la Ley 10/2001 entra en vigor el Plan Hidrológico Nacional (PHN) encargado de coordinar los planes hidrológicos de cuenca, que posteriormente fue modificado por el Real Decreto Ley 2/2004 y por la Ley 11/2005. Se aprobaron los planes hidrológicos de primer ciclo, 2003-2009 y 2009-2015, evaluándose en 2015 el grado de cumplimiento de los objetivos. En enero de 2016 el Gobierno aprobó el Real Decreto 1/2016 por el que se aprobaba la revisión de los Planes Hidrológicos de las 12 demarcaciones intercomunitarias, así como el Real Decreto 11/2016 de aprobación de 4 intracomunitarias, uniéndose al de la demarcación hidrográfica de las islas Baleares aprobado en julio de 2015 mediante el Real Decreto 701/2015, todos ellos planes del segundo ciclo (2016-2021), con unos objetivos medioambientales que serán más ambiciosos en los planes hidrológicos de tercer ciclo (2021-2027).

La transposición de la Directiva 2000/60/CE en España se realizó mediante la Ley 62/2003, modificándose el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, estableciendo un marco comunitario común de actuación en la política de aguas.

En el año 2000, el Ministerio de Medio Ambiente publicó el Libro Blanco del Agua tomando conciencia del aumento de la contaminación de las aguas a medida que éstas discurrían por núcleos urbanos e industriales. Para atajar el problema de los vertidos urbanos, el Ministerio de Medio Ambiente redactó el Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015 (Ministerio de Medio Ambiente, 2007), en respuesta a los objetivos no alcanzados por el anterior Plan (1995-2005) (Resolución de 28 de abril de 1995 de la Secretaria de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, 1995) y a las nuevas necesidades planteadas por la DMA y el Programa A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua). En marzo de 2015 el MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2015) lanza los Planes de Impulso al Medio Ambiente, conocidos como PIMA's adapta, para la Adaptación al Cambio Climático en España, con vigencia hasta 2020, cuyo desarrollo en materia de gestión del agua y del dominio público hidráulico asociado se conoce como PIMA Adapta-Agua (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019), siendo su objetivo evaluar el impacto del cambio climático en los recursos hídricos y cómo adaptarse a él.

En septiembre de 2015 se aprueba el Real Decreto 817/2015 por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas

de calidad ambiental. Mediante este Real Decreto se incorporan al ordenamiento jurídico español un conjunto de Directivas europeas sobre calidad de las aguas (2000/60/CE, 2008/105/CE, 2013/39/UE, 2014/101/UE) y Decisiones (2013/480/UE, 2015/495/UE), permitiendo disponer de un instrumento normativo único que recoge todas las obligaciones sobre seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales, no sólo de las continentales, sino también de las de transición y costeras. En 2018, son derogadas la Decisión 2013/480/UE y la Decisión de Ejecución 2015/495/UE, por la Decisión de la Comisión de 12 de febrero de 2018 y por la Decisión de Ejecución 2018/840 respectivamente, con la finalidad de unificar la política en gestión de las aguas en el marco de la Comunidad Europea.

Pero igualmente importante es hacer un seguimiento y evaluación de las aguas subterráneas, ya que constituyen un recurso natural con un importante valor estratégico, siendo fundamental su protección para el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos de ellas dependientes y para el abastecimiento de agua potable. Es por ello, que la Unión Europea ha reiterado la necesidad de disponer de medidas de protección del estado cuantitativo y químico de las aguas subterráneas, que ya se ve reflejado en el artículo 17 de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DMA), y en las posteriores modificaciones de la misma.

La entrada en vigor de la Directiva 2014/80/UE de la Comisión, que modifica la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, exige su adaptación a la legislación española. Para ello se modifica el Real Decreto 1514/2009, procedente de la transposición de la Directiva 2006/118/CE, mediante el Real Decreto 1075/2015, introduciendo nuevos contaminantes, además de los establecidos previamente, en el listado de indicadores de la calidad de las masas de aguas subterráneas. Toda esta normativa surge fruto de la necesidad de un uso sostenible del agua en las mejores condiciones de calidad posibles.

## **1.5 CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS**

Según el Real Decreto Legislativo 1/2001 del Ministerio de Medio Ambiente, se entiende por contaminación “la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración

perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores, con la salud humana, o con los ecosistemas acuáticos o terrestres directamente asociados a los acuáticos, causen daños a los bienes y deterioren o dificulten el disfrute y los usos del medio ambiente”.

La contaminación de las aguas puede deberse a causas naturales, a través de su ciclo natural, o a causas artificiales, siendo su origen antrópico. Aquella contaminación consecuencia de la acción del hombre que cause o pueda causar consecuencias ambientales negativas sobre las masas de aguas se denomina presión (Ministerio de Medio Ambiente, 2020) y puede deberse a los vertidos de origen urbano, industrial y actividades agrícolas y ganaderas fundamentalmente.

Además, puede ser de dos tipos según la extensión de la fuente de contaminación:

- Puntual, cuando la fuente de contaminación está localizada en un punto, siendo más sencilla su detección y control.
- Difusa, cuando el contaminante llega a las aguas de forma distribuida, es decir, no se origina en un punto definido sino en múltiples, poco identificables. Esta contaminación es muy difícil de controlar y, por lo tanto, de evitar.

Se ha identificado que la mayor presión ejercida sobre las masas de agua es debida, fundamentalmente, a las extracciones superficiales y subterráneas para el suministro a los distintos usos, seguida de la presión por contaminación de origen puntual, asociada a vertidos urbanos y de la presión por contaminación de origen difuso, procedente de la actividad agraria, siendo este último tipo de contaminación muy relevante sobre todo en las aguas subterráneas.

En este sentido, las actividades agrícolas y ganaderas generan residuos de pesticidas, fertilizantes y restos orgánicos de animales y plantas, con elevados contenidos en nutrientes (generalmente fósforo y nitrógeno). Asimismo, liberan sales (fundamentalmente iones de sodio, potasio, magnesio, cloruros, sulfatos y bicarbonatos, entre otros), sedimentos (sólidos en suspensión y turbidez), materia orgánica, patógenos y metales (como es el caso del arsénico, plomo, cobre o mercurio). Las mayores fuentes de nutrientes provienen de la escorrentía agrícola y de las aguas residuales domésticas (también fuente de contaminación microbiana). En los últimos años, la utilización de detergentes sin fosfatos y la reducción de fertilizantes fosfatados en la agricultura han dado como resultado una considerable disminución de fósforo tanto en las aguas superficiales como subterráneas.

Por otra parte, respecto a la contaminación causada por las industrias, ésta varía de unas a otras y de un sitio a otro. Los residuos industriales son muy variables dependiendo de la actividad que realicen. Algunas industrias generan residuos con grandes cantidades de materia orgánica, que se pueden tratar por métodos similares a los usados para los residuos domésticos. Sin embargo, otras generan residuos con baja carga orgánica pero elevadas concentraciones de sustancias químicas tóxicas como metales, ácidos o bases (Alrumman *et al.*, 2016). También pueden causar contaminación térmica aquellas industrias que usan el agua como refrigerante y otras pueden causar contaminación radiactiva, como las centrales nucleares que, además de generar grandes cantidades de residuos nucleares que luego han de ser gestionados adecuadamente, también utilizan un gran volumen de agua en los procesos de refrigeración de los reactores, que después es vertida de nuevo a los ríos, alterando, en cierto grado, los ecosistemas fluviales.

Otra fuente importante de contaminación es la actividad minera, por el aporte de partículas sólidas a las corrientes que aumentan la carga de fondo y en suspensión, la incorporación de metales, las variaciones de pH por el drenaje ácido de mina originando aguas de pH muy bajas cargadas en aniones (sobre todo sulfatos), en las que son más solubles algunos metales como Pb, Cu, Zn, As, Cd.

Por todo ello, la DMA establece que es de especial importancia hacer un seguimiento en las aguas superficiales del balance de oxígeno, de aquellas sustancias que dan lugar a problemas de eutrofización (fundamentalmente nitrógeno y fósforo), salinidad, metales, hidrocarburos y de todas aquellas sustancias que afectan al medio acuático. En las aguas subterráneas se incide fundamentalmente en el control del contenido de oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica (salinidad), nitrógeno, fósforo y plaguicidas.

Tal y como ya se ha comentado, las actividades agrícolas y ganaderas son una de las principales fuentes de contaminación de las aguas. Así, el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y el manejo inadecuado de los residuos ganaderos es una de las principales razones de la contaminación difusa de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, por nitratos. El principal problema radica en la gran cantidad de puntos de entrada en el terreno y la dificultad que supone hacer una localización precisa de las zonas donde se produce la infiltración de los contaminantes (Martínez Gaspar *et al.*, 2011). Los nitratos, debido a su solubilidad, tienden a desplazarse grandes distancias en la superficie, especialmente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Álvarez *et al.*, 2001), tendiendo a

lixiviar con facilidad y llegando a los acuíferos, contaminándolos. Cuando la contaminación es puntual se puede atribuir a actividades industriales y urbanas, por vertidos directos o por la inadecuada gestión de los residuos o lixiviados. Se establece como valor umbral 50 mg/L de nitratos en aguas subterráneas según Real Decreto 1514/2009, puesto que este es el límite establecido en aguas de consumo humano (Real Decreto 140/2003) y gran parte de las aguas subterráneas se usan para abastecimiento. A la hora de establecer esos valores umbrales de contaminantes para indicar si el estado químico de las aguas es bueno, se ha de tener en cuenta la interrelación existente entre las aguas superficiales y subterráneas, su persistencia, su toxicidad y su origen.

Los principales problemas medioambientales asociados a la contaminación por especies nitrogenadas en los ecosistemas acuáticos son la acidificación de ríos y lagos con baja o reducida alcalinidad, la eutrofización de las aguas dulces y marinas y la toxicidad directa de los compuestos nitrogenados para los animales acuáticos (Camargo y Alonso, 2007). Concentraciones elevadas de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  pueden promover el desarrollo, mantenimiento y proliferación de fitoplancton, algas bentónicas y macrofitos contribuyendo a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Anderson *et al.*, 2002; Smith, 2003).

La acumulación de nutrientes y de sólidos en suspensión puede superar la capacidad de autodepuración de las aguas dando lugar a procesos de eutrofización (figura 1.14).



**Figura 1.14.** Grandes Lagos, frontera Estados Unidos-Canadá. Fuente: Fernández, 2018

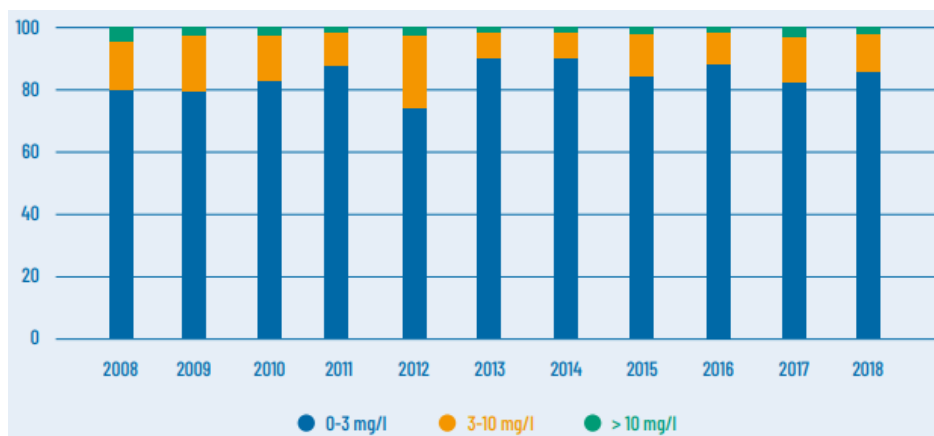


Por otra parte, las aguas procedentes de la lluvia pueden arrastrar contaminantes atmosféricos, incrementando la concentración de óxidos de azufre y de nitrógeno y reduciendo el pH de las aguas superficiales (Schindler, 1988; Baker *et al.*, 1991), pudiendo dar lugar a una solubilización de metales traza (Nelson y Campbell, 1991) que pueden precipitar compuestos insolubles de fósforo, alterando así su ciclo (Kopáček *et al.*, 2001). Todo esto da lugar a una contaminación difusa que suele afectar especialmente a ríos y lagos.

Los lagos y los pantanos son especialmente susceptibles a estos procesos de eutrofización debido a su complejo dinamismo, con un periodo de residencia del agua relativamente largo, concentrándose los contaminantes procedentes de las cuencas de drenaje.

Las aguas superficiales son muy susceptibles a la contaminación, siendo los contaminantes orgánicos una fuente de polución muy importante. La materia orgánica presente en el agua consume oxígeno, dando lugar a un déficit del mismo. Es por ello que se puede establecer una relación directa entre la concentración de oxígeno disuelto en el agua y su grado de contaminación. A mayor cantidad de materia orgánica, mayor cantidad de oxígeno necesitan los microorganismos para oxidarla o degradarla y mayor será el valor de la DBO<sub>5</sub>. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en una muestra de agua, como resultado de la oxidación aeróbica (Ramalho, 2003; Raffo y Ruiz, 2014). La disminución del oxígeno disuelto en las aguas puede tener consecuencias muy serias y desencadenar procesos de anaerobiosis muy graves. En general, un buen mantenimiento de los ecosistemas acuáticos requiere unas concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 5 mgO<sub>2</sub>/L. Valores de DBO<sub>5</sub> que superan los 10 mgO<sub>2</sub>/L son indicativos de aguas muy contaminadas, mientras que si son inferiores a 3 mgO<sub>2</sub>/L indican baja contaminación orgánica (Ministerio de Medio Ambiente, 2000; MAPA, 2018). El Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, en su Informe Anual de Indicadores de 2019 (MAPA, 2020), muestra un análisis temporal de la evolución de la calidad de las aguas continentales superficiales en España atendiendo al valor medio anual de la DBO<sub>5</sub>, quedando reflejado en la figura 1.15. Se observa cómo ha ido mejorando la calidad de las aguas superficiales, en función de su DBO<sub>5</sub>, desde 2008 en que un 80% de los puntos estudiados (estaciones de control) presentaban una DBO<sub>5</sub> entre 0 y 3 mgO<sub>2</sub>/L hasta alcanzar en 2019 el 85,2% de los puntos estudiados una baja contaminación orgánica. Gracias a todas las acciones

encaminadas a una preservación y mejora de la calidad de las aguas, ese porcentaje con valores inferiores a 3 mgO<sub>2</sub>/L ha evolucionado del 50,0% en 1990 (MAPA, 2018) al 85,2% en 2019 (MAPA, 2020).



**Figura 1.15** Evolución DBO<sub>5</sub> (2008-2018). Porcentaje de estaciones en función del valor medio de DBO<sub>5</sub>. Fuente: MAPA, 2020

Otro parámetro que habitualmente se considera a la hora de estudiar la contaminación de las aguas es la demanda química de oxígeno (DQO), que nos indica la cantidad de materia orgánica, biodegradable o no, presente en el agua. Es un dato que puede resultar muy útil a la hora de identificar el tipo de contaminación. Asimismo, es interesante ver la relación entre DBO<sub>5</sub> y DQO puesto que, si ese cociente es inferior a 0,2 puede informar de una contaminación inorgánica (probablemente, aguas residuales industriales) y si está por encima de 0,6 se puede hablar de una mayoritaria presencia de compuestos orgánicos (probablemente, aguas residuales urbanas, restos de ganado o industria alimentaria) (Metcalf y Eddy, 1998; Conselleria de Política Territorial, Obras Públicas y Movilidad, 2020).

Por otra parte, las aguas subterráneas suelen ser menos susceptibles a la contaminación que las superficiales, pero como contrapartida, una vez que el contaminante es incorporado al flujo subterráneo, resulta muy difícil y costoso detectar su presencia, así como conocer su desplazamiento y evolución o detenerlo antes de su llegada a pozos o acuíferos. Además, en muchos casos es prácticamente imposible eliminarlo o extraerlo de la formación permeable en la que puede permanecer contaminando el agua durante largos

períodos de tiempo, ya que su ritmo de renovación es muy lento. Se calcula que mientras el tiempo de permanencia medio del agua en los ríos es de días, en un acuífero es de cientos de años, lo que hace muy difícil su purificación (Echarri, 1998). La contaminación del agua subterránea es, en muchos casos, un proceso muy difícilmente reversible, debido a la dificultad de regeneración del acuífero aun cuando ésta sea económicamente viable.

Además, es cada vez mayor la preocupación acerca del impacto en los ecosistemas acuáticos de los contaminantes emergentes (residuos de medicamentos y de productos cosméticos, hormonas, drogas, virus,...). Poco se sabe de sus efectos a largo plazo sobre los humanos y los ecosistemas. Es por todo ello necesario buscar soluciones a la contaminación de las aguas y desarrollar métodos que permitan devolverlas al medio ambiente en las mejores condiciones de calidad.

## **1.6. ESTRATEGIAS DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS**

Las primeras iniciativas relativas al tratamiento de las aguas surgen a raíz del convencimiento de la necesidad de la conservación de la calidad del agua continental, tan necesaria para el ser humano, como para el mantenimiento de los ecosistemas y sus funciones.

Como ya se ha comentado, en las últimas décadas se ha producido un importante crecimiento de la población, fundamentalmente en los núcleos urbanos y sus cercanías, lo que ha generado una creciente demanda de agua. Consecuentemente, ha aumentado la generación de aguas residuales y la carga contaminante de las mismas. Con la finalidad de evitar el impacto negativo de las aguas residuales urbanas, la Unión Europea aprobó la Directiva 91/271/CEE, que regula la recogida, el tratamiento y posterior vertido de las aguas procedentes de núcleos urbanos y de sectores industriales, que fue posteriormente modificada mediante la Directiva 98/15/CE y transpuesta al ordenamiento español mediante el Real Decreto Ley 11/1995, el Real Decreto 509/1996 que lo desarrolla y el Real Decreto 2116/1998 que modifica al anterior. Además de regular las aguas residuales, los subproductos generados en el proceso han de ser dispuestos de forma sostenible.

### **1.6.1 Procesos de depuración convencionales**

Con la finalidad de disminuir la contaminación y conseguir unas condiciones adecuadas de calidad de las aguas cuando éstas son devueltas al medio ambiente, se ha desarrollado una serie de procesos, físicos, químicos y biológicos, que habitualmente se utilizan conjuntamente para optimizar los objetivos propuestos. Es fundamental conocer el origen de las aguas residuales, su caudal y la carga contaminante, entre otros factores, para poder diseñar una estación depuradora que permita alcanzar una eficiencia de depuración óptima.

Mencionar brevemente algunos procesos físicos que eliminan determinados contaminantes, como es el caso del desbaste que, mediante un sistema de rejillas, a modo de criba, elimina los sólidos más voluminosos. Otra posibilidad ante grandes cantidades de materias en suspensión, flotantes, residuos vegetales o animales, es el tamizado. Sin embargo, cuando los sólidos en suspensión son más pesados, se puede recurrir al tratamiento de desarenado, depositándose las partículas más pesadas por gravedad. Si el objetivo es eliminar aceites, grasas o espumas, se recurre al desengrasado y mediante el proceso de decantación se elimina una parte importante de los sólidos sedimentables, bajo la acción exclusiva de la gravedad, disminuyendo además la contaminación biológica.

No obstante, puede existir una serie de partículas que por distintos motivos no es factible separarlas por procesos físicos, debido a su pequeño tamaño, baja densidad o encontrarse cargadas eléctricamente formando coloides. Es en esas ocasiones cuando se recurre a procesos químicos como son la coagulación y la floculación, obteniendo partículas de mayor tamaño que posteriormente serán eliminadas mediante procesos de decantación o flotación.

Adicionalmente a los tratamientos vistos hasta ahora, hay gran variedad de procesos físicos, como la desgasificación, adsorción, extracción líquido-líquido, etc., y químicos, como la precipitación, neutralización, procesos de oxidación-reducción, procedimientos electroquímicos, etc., que son estudiados por diferentes autores (Metcalf y Eddy, 1998; Sainz Sastre, 2005; Trapote, 2011; Ferrer Medina *et al.*, 2012; Seoáñez, 2012; Casero, 2015).

Además de disminuir la contaminación de las aguas mediante tratamientos físicos y químicos, también se dispone de tratamientos biológicos, en que los microorganismos utilizan la materia orgánica biodegradable como sustrato o fuente de alimentación. Así pues, las funciones más importantes llevadas a cabo por los procesos biológicos son:

- Eliminar la materia orgánica biodegradable del agua residual (DBO).
- Eliminar compuestos de nitrógeno y fósforo.
- Evitar que la biodegradación de la materia orgánica tenga lugar en el cauce receptor, que daría lugar a una demanda o consumo de oxígeno y consecuentemente a una disminución de su disponibilidad para el desarrollo de la vida en el cauce.

Es muy importante tener en cuenta que, los microorganismos que intervienen en todos estos procesos biológicos se ven afectados por una serie de factores que intervienen de forma decisiva en su mecanismo, como variaciones en la concentración de oxígeno y materia orgánica del agua a tratar, presencia de nutrientes, pH, contenido en sales, compuestos tóxicos o inhibidores del crecimiento bacteriano, temperatura, entre otros. Además, el uso conjunto de los tratamientos físicos, químicos y biológicos es lo que optimiza los resultados obtenidos.

### **1.6.2 Procesos de depuración no convencionales**

En pequeños municipios la experiencia ha demostrado que las plantas depuradoras de aguas residuales, basadas en tecnologías convencionales, originan problemas, técnicos y económicos, quedando fuera de servicio a corto plazo (La Iglesia, 2016a). Como consecuencia de ello se han desarrollado otras tecnologías denominadas “no convencionales”. Este es el caso de los humedales artificiales, los lechos de turba, el lagunaje o los filtros verdes, entre otros.

Con el fin de reproducir los procesos de eliminación de contaminantes que tienen lugar en las zonas húmedas naturales se construyen los humedales artificiales. La depuración de las aguas residuales tiene lugar al hacerlas circular a través de estas zonas en las que se lleva a cabo, de forma simultánea, procesos físicos, químicos y biológicos. En primer lugar, se impermeabiliza el terreno para evitar pérdidas de agua al subsuelo y se utiliza un sustrato, a modo de soporte para la vegetación, además de fijar la población microbiana (biopelícula) que interviene en la mayoría de los procesos de depuración de las aguas. Esa vegetación está generalmente formada por macrofitas emergentes (carrizos, juncos, aneas...) que contribuyen a la oxigenación del sustrato a nivel de la rizosfera, a la eliminación de nutrientes por absorción y al desarrollo de la biopelícula bacteriana. Así pues, se consigue eliminar

sólidos en suspensión gracias a los fenómenos de filtración que tienen lugar entre el sustrato y las raíces, así como materia orgánica por la acción de los microorganismos, aerobios o anaerobios. También se consigue eliminar nitrógeno, bien por la acción directa de las plantas o por procesos de nitrificación-desnitrificación llevados a cabo por los microorganismos antes mencionados, y fósforo por fenómenos de adsorción sobre los componentes del sustrato.

Cada vez están más integrados estos sistemas de depuración en el medio que nos rodea. Un ejemplo de humedal artificial es el de Sidwell Friend School en Washington D.C. (figura 1.16), donde se depuran las aguas residuales del propio centro escolar que posteriormente son reutilizadas por el mismo. Es un claro ejemplo de la integración de un sistema de depuración de aguas en el entorno (Miguel, 2013).



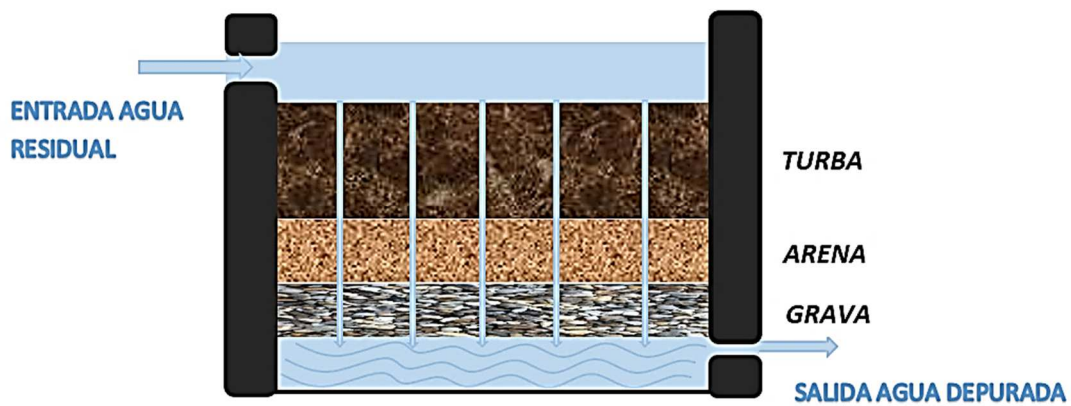
**Figura 1.16** Sidwell Friend School, Washington D.C. Fuente: Miguel, 2013

Alguna de las ventajas que presentan los humedales artificiales son su capacidad de adaptación a las variaciones estacionales de carga y caudal, el nulo coste energético, el bajo coste de mantenimiento y explotación y su integración ambiental (figura 1.16). Por el contrario, la disponibilidad de terreno es vital y el rendimiento de depuración puede disminuir en las épocas frías.

Otro método no tradicional que se había nombrado previamente, es el de los lechos de turba. En este caso la depuración se realiza, en primer lugar, por retención de los

materiales en suspensión y por adsorción en el seno del tejido vegetal fibroso (La Iglesia, 2016a). Además, la turba se puede considerar como un medio vivo en evolución y es por ello que, las bacterias y microorganismos desarrollados en ella intervienen en la descomposición de la materia orgánica aportada por el agua residual.

El sistema consiste fundamentalmente en un lecho de turba, a través del cual circula el agua residual, que descansa sobre una delgada capa de arena, soportada a su vez por una capa de grava (figura 1.17). Como es de suponer, el filtro requiere de una impermeabilización o de unos canales o sistema de drenaje para recoger los efluentes y evitar cualquier posibilidad de contaminación de los acuíferos.



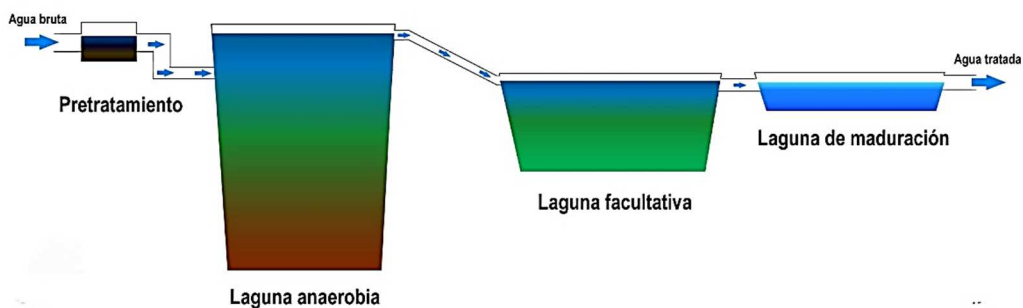
**Figura 1.17** Esquema de funcionamiento de un filtro de turba. Fuente: Elaboración propia

Además, debido a la elevada capacidad de intercambio iónico de la turba, y a las reacciones de oxidación-reducción que tienen lugar a consecuencia de la alternancia encharcamiento-aireación, se generan elementos más simples o naturales (La Iglesia, 2016a). Las principales ventajas que presentan frente a los sistemas de tratamiento convencional son, entre otras, los bajos costes de construcción y mantenimiento, al igual que de consumo energético, y su gran capacidad de adaptación a variaciones bruscas de carga y caudal. No obstante, su rendimiento es inferior y requiere de mayor superficie que los métodos tradicionales.

Otro sistema de depuración no convencional es el lagunaje que se basa en el almacenamiento de las aguas a depurar durante un tiempo variable, en función de la carga

aplicada y las condiciones climáticas (La Iglesia, 2016b), de forma que la materia orgánica resulte degradada mediante la acción de los microorganismos presentes en el medio acuático. Esta forma de tratamiento no convencional consiste en disponer varias lagunas, que pueden ser anaerobias, facultativas o de maduración (aerobias), en serie, en las que ocurren las reacciones químicas, físicas y biológicas al ir pasando el agua residual sucesivamente de unas a otras.

Tal y como se aprecia en la figura 1.18, se dispone primero de forma habitual una laguna anaerobia, profunda, en la que se produce la sedimentación de la mayor parte de los sólidos en suspensión presentes en el agua residual y, en cuyo fondo tiene lugar la degradación de la materia orgánica por la acción de las bacterias anaerobias. A continuación, se dispone una laguna facultativa, de menor profundidad que la anterior, en la que actúan diferentes microorganismos (bacterias, algas, hongos y protozoos), ya que se dan 3 tipos de condiciones ambientales: En la parte inferior anaerobias, facultativas en el centro y aerobias en la superficie (Diputación de Palencia, 2012). La finalidad de esta laguna es la degradación de la materia orgánica vía aerobia donde el oxígeno procede de la aireación en superficie y del producido por las algas en la fotosíntesis. Por último, en la laguna de maduración o aerobia, de escasa profundidad, se dan las condiciones idóneas para la eliminación de los organismos patógenos debido a la luz ultravioleta procedente de la radiación solar, así como la mineralización de los nutrientes orgánicos (La Iglesia, 2016b).



**Figura 1.18** Sistema de depuración por lagunaje. Fuente: Modificada de Möbius, 2017

No obstante el modelo anterior, se dan diferentes tipos de lagunajes en función de los requerimientos de depuración necesarios, extensión y características del terreno, ubicación,

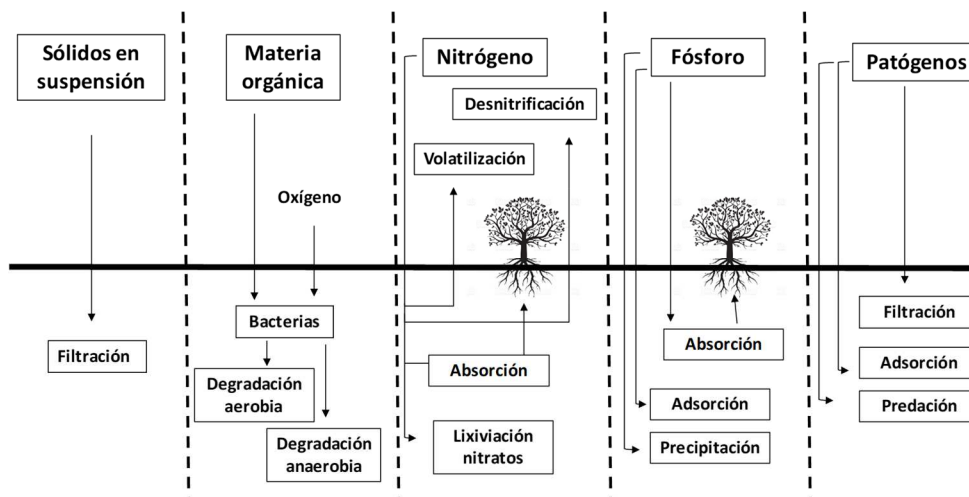


etc. Es por ello que se habla también de lagunajes múltiples donde se combinan los tipos de lagunas vistas anteriormente. Como principales ventajas de estos sistemas de depuración están el bajo coste energético y de mantenimiento, su elevado poder desinfectante y el bajo impacto visual y sonoro. La dificultad que presenta este tipo de depuración es que son necesarias grandes extensiones de superficie, pudiendo generarse malos olores (sobre todo en las lagunas anaerobias) y es posible la proliferación de mosquitos. Sin embargo, el hecho de que la biomasa algal producida, que hasta hace poco era un producto indeseable, comience a ser considerada como un sustrato con valor energético (Chisti, 2007), está haciendo que se instalen nuevos lagunajes que potencian el desarrollo de esta biomasa (Ferrer Medina *et al.*, 2012).

Sin embargo, el montaje experimental que se ha diseñado en esta Tesis se asemeja fundamentalmente a un filtro verde, puesto que las aguas se han filtrado a través de los materiales seleccionados y se han estudiado los lixiviados resultantes para ver su efecto positivo y/o negativo en las aguas subterráneas.

A grandes rasgos, se definen los filtros verdes como procesos de depuración de las aguas mediante su aplicación al terreno, constituyendo el suelo el núcleo central. En el ecosistema suelo-agua-planta tienen lugar una serie de procesos químicos, físicos y biológicos que permiten eliminar muchos de los contaminantes presentes en las aguas (Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla, 2008).

Como se puede observar en la figura 1.19, los sólidos en suspensión se eliminan fundamentalmente por filtración a través del suelo, quedando estos retenidos en la parte más superficial. Es por tanto básica la capacidad de filtración del suelo, que depende de la textura del mismo, así pues, un suelo arcilloso dará lugar a una filtración muy efectiva pero muy lenta, mientras que en uno arenoso el efecto será justo el contrario. Además, la materia orgánica se elimina mediante degradación bacteriana, aeróbica que es más rápida y tiene lugar en la parte más superficial del suelo, y que se completa en condiciones de anaerobiosis a mayor profundidad.



**Figura 1.19** Transformación de los contaminantes del agua residual a través del suelo. Fuente: Modificada de Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla, (2008)

En cuanto a la eliminación de nutrientes, nitrógeno y fósforo, está muy influenciada por la capacidad de intercambio iónico del suelo, por su pH y por la disponibilidad de oxígeno que afecta a los procesos de oxidación-reducción. Tal y como se ha indicado en el párrafo anterior, los microorganismos del suelo intervienen en la descomposición de la materia orgánica, además de en el reciclaje de los nutrientes. En función de las condiciones del suelo, los nutrientes podrán encontrarse en formas disponibles para las plantas, inmovilizados en el subsuelo, o se perderán por percolación, siendo arrastrados a los acuíferos, lo que puede dar lugar a la contaminación de los mismos.

Por otra parte, la conversión de una superficie del terreno en filtro verde da lugar a una biocenosis, estableciéndose interacciones de competición y antagonismo. Como consecuencia de estas interacciones se logra una elevada tasa de eliminación de organismos patógenos aportados por el agua residual (Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla, 2008). Además, estos organismos también se eliminan mediante procesos de sedimentación, adsorción, depredación, desecación o radiación.

Las ventajas del uso de los filtros verdes son muchas, como su facilidad de construcción y operación, o su mantenimiento, que se puede reducir a la limpieza de las unidades de pretratamiento y sedimentación, a la rotación periódica de la parcela y a retirar la costra que puede formarse sobre el terreno, con el fin de airearlo y retomar su permeabilidad. No hay

avería, puesto que no hay equipos mecánicos, no hay consumo energético, se integra en el medio natural, no hay producción de lodos y tienen altos rendimientos de depuración.

Aun cuando son muchas las ventajas de la utilización de este sistema de depuración, también presenta limitaciones. Se ha de tener en cuenta la carga de las aguas a depurar, la superficie necesaria, la textura del suelo, su permeabilidad, la pendiente del terreno, el pH, la conductividad eléctrica, la profundidad hasta el nivel freático, etc. Además, no se puede implantar cualquier cultivo, así, por ejemplo, en los sistemas de baja carga habrán de ser cultivos de elevada asimilación de nutrientes, alto consumo de agua, elevada tolerancia a los suelos húmedos, baja sensibilidad a los constituyentes del agua a tratar y unas mínimas necesidades de control (Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla, 2008). Cumpliendo estas condiciones están los chopos que son mayoritariamente utilizados en estos sistemas de depuración, aunque en la actualidad se están empezando a utilizar eucaliptos.

No obstante, los filtros verdes son métodos de depuración de aguas residuales urbanas apropiados para núcleos de población reducidos (De Bustamante *et al.*, 1999) y no pueden concebirse como una tecnología aplicable al tratamiento de aguas residuales brutas, sino que exigen que las aguas reciban un tratamiento previo antes de su aplicación al suelo (Ferrer Medina *et al.*, 2012).

Una vez conocida la preocupante situación actual, tanto de los residuos como de las aguas, y con la finalidad de buscar una alternativa medioambientalmente sostenible a esa cada vez mayor generación de residuos, se plantearon los objetivos de esta Tesis.



## **2. OBJETIVOS GENERALES**

---



## 2. OBJETIVOS GENERALES

Tal y como se ha descrito en el apartado anterior, el agua es un recurso cada vez más limitado. Muchas veces esa escasez se debe a que su calidad no la hace viable para el uso que se le quiere dar, siendo necesario buscar alternativas que permitan aprovechar tan escaso recurso.

Ante esta necesidad se planteó como objetivo general de esta Tesis, “**estudiar el efecto sobre la calidad de las aguas de riego, del uso de distintos materiales como sistemas de filtración**”. Se realizaron una serie de experimentos con la finalidad de seleccionar, de entre los estudiados, los materiales más apropiados para ser utilizados como medio filtrante y se realizaron estudios de lixiviación para ver el impacto medioambiental del uso de esos materiales sobre las aguas subterráneas.

Para conseguir los objetivos planteados en esta Tesis se han elaborado cuatro artículos científicos que engloban los siguientes objetivos específicos:

1. Comparar las propiedades físicas, químicas y biológicas de 12 materiales, así como el coste que supondría su aplicación.
2. Seleccionar los materiales apropiados, según su caracterización y coste, para hacer estudios de lixiviación.
3. Evaluar la movilidad, mediante procesos de lixiviación, de las formas inorgánicas nitrogenadas ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) procedentes de los dos materiales previamente seleccionados, compost de lodo y zahorra, cuando se riegan con aguas de distinta calidad.
4. Comparar la concentración de las especies nitrogenadas en los lixiviados con la aportada por las aguas de riego.
5. Estudiar el efecto combinado, material-agua, sobre la concentración de las especies nitrogenadas en los lixiviados.
6. Estimar la concentración en los lixiviados de las formas solubles inorgánicas responsables mayoritariamente de la salinidad del agua ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), así como la contaminación por elementos traza procedentes de ambos materiales, cuando se riega con agua de distinta salinidad.
7. Comprobar cómo afecta el uso de compost de lodo y zahorra sobre la demanda de oxígeno en los lixiviados, cuando se riega con agua de distinta calidad.

8. Evaluar la capacidad de filtración de los dos materiales seleccionados mediante el estudio de la concentración de los sólidos en suspensión en los lixiviados.

Artículos / Objetivos	1	2	3	4	5	6	7	8
The use of wastes (organic and inorganic) in land restoration in relation to their characteristics and cost	X	X						
Nitrogen compound pollution associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue under saline irrigation			X	X	X			
Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution						X		
Oxygen demand of waters associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop as filtration system							X	X



## **3. PUBLICACIONES**

---



**PUBLICACIÓN 3.1**

---

**THE USE OF WASTES (ORGANIC AND INORGANIC) IN LAND RESTORATION IN RELATION TO  
THEIR CHARACTERISTICS AND COST**

Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez  
and Antonis A Zorpas. Waste Management & Research (2019) 37 (5): 502-507.

<https://doi.org/10.1177%2F0734242X19828171>

---



## **Abstract**

The great extent of degraded soils in southeast Spain makes it necessary to carry out restoration and rehabilitation strategies. In addition, the great amount of wastes produced need to be properly managed. Several types of wastes and amendments (organic and inorganic), can be applied for soil rehabilitation and land restoration. When large areas must be restored several aspects should be considered such as availability of the waste, its characteristics, and transport. This research focuses on the characterization and the cost of 12 waste types and amendments (such as sewage sludge compost, brown peat, black peat, fertilized peat, earthworm humus, straw hay, palm tree leaves, pine bark, exfoliated vermiculite, expanded perlite, limestone outcrops and volcanic crushed stones) obtained from four different sources. All of them were characterized following the UNE standards for soil amendments and the cost was obtained as a mean value of four different sources. The results indicate a great variability of properties between organic and inorganic materials as was expected. Depending on the type of restoration, the characteristics and the cost, the materials can be selected for an adequate purpose. Sewage sludge compost is a good alternative for application in large areas related to its characteristics (organic matter content and nutrient availability) and the low cost. For inorganic amendments, natural limestone outcrops were the low-cost alternative. The use of both wastes (composted sewage sludge and limestone raw materials) for soil rehabilitation can facilitate the reduction of landfill disposal and add value for these wastes. Moreover, the results are very useful for scientists and engineers who deal with the development of rehabilitation and restoration strategies.

## **Keywords**

Inorganic amendments, limestone outcrops, organic amendments, soil rehabilitation, sewage sludge

## **Introduction**

Several types of wastes and amendments, both organic and inorganic, can be applied for agricultural and gardening purposes. For instance, waste products such as biosolids (Gouin 1993; Guerrero et al. 2002; Ingelmo et al. 1998; Zorpas 2018) and wood waste (Chen et al. 2002; Hicklenton et al. 2001) are frequently used in nurseries (Hernández-Apaolaza et al. 2005). Furthermore, most of them may be used for soil rehabilitation and land restoration (Jordán et al. 2008; Tedesco et al. 1999; Zorpas et al. 2016). These amendments usually improve the physical, chemical, and biological properties of poor soils (Iovieno et al. 2009) and promote the reestablishment of processes relating to nutrient cycling, which is essential for ecosystem restoration.

The application of different sources of wastes is a common environmental practice for the restoration of degraded soils (Ros et al. 2003; Tejada and Benitez 2014; Tejada et al. 2006; Walker 2003; Zorpas and Inglezakis 2009). For example, biosolids (Zorpas 2018) could be used in agricultural as fertilizer and/or soil conditioner for human crops production and for animal crops production as well as for non-agricultural land application for forest crops (land restoration, forestry), land reclamation-renovation (roads, urban wetlands), reclaiming mining sites and landscaping (recreation fields and domestic use), and furthermore for energy recovery. Land application of organic wastes has long been recognized as beneficial to the soil's fertility, structure, water retention and buffering capacity (Bot and Benites 2005). Moreover, when large areas should be restored, economical and logistical factors must be considered such as the availability of the waste, the transport and facilities for application.

With a rising level of prosperity in industrialized countries, an increasing number of products and services are being produced and consumed. The amounts of municipal solid waste (MSW) have been increasing for years in many countries and the urban development is reflected by the quantity waste generated. Eurostat indicated that the total waste generation in the EU-27 (European Union, 27 countries) was more than 2.62 billion tonnes during 2011 (Salhofer et al. 2008; Zorpas et al. 2015, 2017). Those large quantities of waste may be used at relatively low-cost for rehabilitation strategies (Bradshaw 1989; Fyttili and Zabaniotou 2008; Gregg and Smith 2010). However, several studies have mentioned that organic waste (such as MSW, green waste, yard waste, etc.) is used in bioenergy production (Daioglou et al. 2016; Tyagi and Lo 2013). On the other hand, the use of wastes for soil recovery has been centered on bioremediation and pollution (Jordán et al. 2008; Shahsavari

et al. 2013). Furthermore, the cost of the application of residues for land rehabilitation should be considered in a practical way linked to the waste characteristics and environmental considerations derived from the use of the residue. This paper follows the Waste Framework Directive (WFD) 2008/98/EC (European Union, 2008), which indicates that certain specified waste shall cease to be waste when it has undergone a recovery (including recycling) operation and complies with specific criteria to be developed in line with certain legal conditions, in particular: the substance or object is commonly used for specific purposes; there is an existing market or demand for the substance or object; the use is lawful (substance or object fulfils the technical requirements for the specific purposes and meets the existing legislation and standards applicable to products); the use will not lead to overall adverse environmental or human health impacts. Moreover, according to article 6.1, WFD try to present the clue of European Law, which covers overall criteria for EoW (end of waste), indicating that “waste ceases to be waste when it has undergone a recovery, including recycling, operation and compliance with specific criteria” to be settled in accordance with the following conditions: (i) the material or item fulfils the technical requirements for the exact purposes and meets the existing regulation and standards applicable to products; (ii) the material is usually used for explicit purposes; (iii) the use of the material will not produce any negative impacts such as environmental and/or human health; and (iv) a market exists for those or item (Zorpas 2016). EWC (end of waste criteria) are all the “requirements that have to be content by a material derived from waste to confirm that the quality of the material is such that its use is not detrimental for human health or environment” (JRC 2008, 2009, 2010). Regardless of the designated system, EWC are considered to be used as a tool to help develop and mature recycling by defining when a waste ceases to be a waste (Zorpas 2016). Composting, for example, is a well-known method used for organic and biodegradable wastes (Zorpas 2008, 2012). Nevertheless, composts should cease to be waste only if they are placed on the market for a purpose for which acceptable criteria on the use of compost apply. Compost EWC offer economic and more specific environmental benefits, as final compost product with high and consistent value (in the framework of quality, according to specific physicochemical parameters, such a C/N, P, organic matter, etc.) will expand and enable its use. For that purpose, the European Commission has asked the Join Research Centre (JRC) to work out a proposal for digestate and compost EWC (JRC 2008; Zorpas 2016).

In this work, the characteristics and cost of 12 wastes and amendments were compared in order to determine the best practice about soil rehabilitation (physical,

chemical, and biological properties) or forming part of green infrastructures (i.e. filters for storm water catchments).

## **Materials and methods**

This work considered two main factors: the characteristics of the wastes, which were analyzed by normalized methods, and their cost. The wastes and amendments came from four different sources for each waste, from different suppliers and facilitators of Southeast Spain: Aspe wastewater treatment plant (sewage sludge compost (SSC)), gardening companies (brown peat (BrP), black peat (BlP), fertilized peat (FeP), composted earthworm humus (CEH), straw hay (STH), pine bark crushed (PBa), exfoliated vermiculite (ExV), expanded perlite (ExP), volcanic crushed stones (VCS)), Elche municipal gardening services (palm tree leaves crushed (PTC)), and Hondón de las Nieves limestone quarries (limestone outcrops (LOC)).

The physicochemical properties such as density (particle density), Kjeldahl nitrogen, pH, electrical conductivity (salinity), soluble cations (Na, K, Ca, Mg), and organic matter which was determined by loss on ignition (LOI) at 400°C (Schulte and Hopkins, 1996), were studied for each of the 12 materials. For each amendment, five replicates of individual samples for analytical measurements were analyzed.

All of them were characterized following the UNE standards for soil amendments (UNE EN 13037:2012; UNE EN 13038:2012; UNE EN 13040:2008; UNE EN 13041:2012; UNE EN 13652:2002; UNE EN 13654-1:2002).

The cost is not easy to evaluate because it depends on several factors: location of the waste, transport, pretreatments before application, accessibility to the restoration area, among others (i.e. region or country). To determine the cost, we established some limits for a simplification of the calculation and to facilitate the comparison. The limits assumed were: (i) the availability of these residues were determined around a central point selected in the province of Alicante where the restoration would be applied, situated in the South East of Spain; (ii) the cost of the transport was equal for all of them in a 50 km radius from this point (volume was considered as a key factor for transport); (iii) the wastes were ready to be used and no pretreatment is needed before the application; (iv) finally, the cost of the surface



application of the wastes on the soil to be restored was also the same (machinery, workers). Regarding the above, the cost was estimated having in mind the mean price of the wastes. The price was determined for each residue considering as a minimum of four different sources for each waste from different suppliers and facilitators. The price is represented for a volume of the waste, a key factor for the transport. Descriptive statistics (mean and standard deviation) and analysis of variance F test were used to compare the means among all of them (F), among the organic materials ( $F_{org}$ ) and the inorganic ones ( $F_{inorg}$ ) for  $\alpha=0.05$  (Borovkov 1988).

## Results and discussion

Tables 1 and 2 present the characterization of the amendments that were used. It was apparent that, as expected, within the organic and inorganic amendments, the properties exhibit great variability. Table 1 shows that the high LOI in all of the organic wastes compared to the inorganic materials, is the main characteristic that can be used to separate the residues into two groups, with different functions expected regarding soil restoration or their use for green infrastructure. The highest LOI was measured for the organic residue PBa ( $962.1 \text{ g kg}^{-1} \text{ dw}$ ) and the lowest ones were for the inorganic materials, specially ExP. Moreover, nitrogen was observed to be higher in SSC than in any other amendment studied, whether organic or inorganic wastes. This is important to take into account because the addition of organic wastes and the use of inorganic residues for soil rehabilitation and quarry restoration can affect or control the nitrogen leaching into the nitrate vulnerable zone for waters (Jordán et al. 2006; Santibáñez et al. 2007; Vinten et al. 1998).

The organic amendments, SSC, BrP, BIP, FeP, CEH, STH, PTC, and PBa, exhibit differences in terms of nutrient content (Tables 1 and 2), especially between those treated or composted and the others (STH, palm tree leaves, and pine bark). For instance, nitrogen in SSC was six times higher than the content of this element in STH and almost 15 times higher than PBa. However, soluble potassium was extracted in the highest amounts in STH and PTC (Table 2), the same behavior is observed for sodium and calcium, besides content of these nutrients in SSC are also high, compared with the other organic materials. For the group of organic wastes, SSC presented the highest salinity (electrical conductivity) and FeP the lowest one. STH exhibits the lowest density, and PBa and CEH the highest. Though organic wastes

contain nutrients and can improve or ameliorate soils, there is widespread concern among growers in arid or semiarid regions about their salt content (Reddy and Crohn, 2012), which can make the restoration of the vegetation cover and soil rehabilitation difficult (Pérez-Gimeno et al. 2016).

In the group of inorganic amendments (LOC, VCS, ExV, ExP), all of them gave similar results with the exception of the density (particle density). The highest value of this parameter was obtained for LOC ( $2.61 \text{ g cm}^{-3}$ ). This density may be of interest when applying this material on surfaces in relation to the wind erosion on the terrain. The weight of the LOC makes the action of the wind more difficult over the surface. In addition, although LOI is much higher in organic materials, ExV and LOC exhibit results slightly higher than ExP and VCS. As it is shown in table 2, soluble sodium content in ExP ( $150.6 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dw}$ ) is near to SSC ( $162.9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dw}$ ), but it is high if it is compared with the other inorganic wastes. Potassium, calcium, and magnesium were lower than in most of the organics amendments.

pH is also an important parameter to consider. While in organic wastes it is near 7 or even lower, in inorganic ones it tends to indicate basic nature. That is important since it may modify soil pH, affecting the availability of nutrients to plants or the content of potentially toxic elements in soils.

Table 3 shows the mean cost for the wastes obtained in this work. Two organic residues (SSC and PTC) and an inorganic one (LOC) gave the lowest price per liter. The price of the PTC considered the shredding of palm tree leaves, because this residue has zero cost in origin. All of these wastes are the result of processes where the objective is centered in wastewater depuration, palm tree gardening and production of gravel, respectively. Environmental and management problems can be caused by the production of great volumes of these residues in origin. So that, it is better to facilitate their use and availability in order to reduce costs.

The costs reveal that SSC and PTC are good alternatives among organic wastes as LOC for the case of inorganic residues. SSC may be a good alternative for application in large areas related to its properties (input of nitrogen and organic matter content) and availability at low cost.

The use of compost as a soil conditioner is an excellent alternative for the restoration and rehabilitation of soils and recycling these wastes in an environmental beneficial manner

(Hartley et al. 2010; Veeresh et al. 2003; Wong and Ho 1994). However, it is important to take into account its characteristics and the possible environmental pollution associated with this residue (Eldridge et al. 2009; Navarro-Pedreño et al. 2004). For example, in the case of SSC, the presence of heavy metals and salinity may be considered before the application of this waste (Pérez-Gimeno et al. 2016). Moreover, there are several scientific research's indicated that the application of compost could increase leaching and metals mobility in soils (Hartley et al. 2010). Natural LOC is a low cost alternative. This mineral raw is composed mainly of calcium carbonate (more than 90%), obtained exclusively by crushing or grinding natural calcareous rock, and it is a waste from quarries and mine ores. Compared with SSC, this waste is composed of grains of different size and its behavior is close to that of an inert material.

For general purposes, the use of organic amendments in soil rehabilitation and restoration has the main objective of adding and increasing the organic matter and favoring the availability of nutrients for plants (Lag-Brotons et al. 2015). Moreover, the organic amendments influence the structure and physical soil properties, as many works have demonstrated (e.g. Almendro-Candel et al. 2014; Pepper et al. 2012).

The use of inorganic and inert materials is a common way to change the texture or structure of the soils, change the pH (Zornoza et al. 2013), and consequently improve the nutrient availability (i.e. in acid soils). Moreover, this material helps plants to maintain the root system anchored to the soil, which is also supported by the report coming out from the DG Environment of the European Commission (BRGM 2001): "waste rock may have no market at the moment occurs. If a market will emerge later, the rock stored temporarily can be sold as aggregate when environmental specifications are met". The use of this type of residues will follow the line of land rehabilitation when no risk of environmental pollution, especially water pollution, will occur.

Both types of residues, organic and inorganic, can be used depending on the physical and chemical requirements in land restoration. In this sense, this is a critical point. However, the selection of the wastes based on the cost, as BRGM (2001) suggested, is important for the final decision of managers and decision makers.

## **Conclusions**

The use of wastes for land restoration and soil rehabilitation may be based on the sustainable support of plant growth and created a consistent media. The use of wastes in restoration is a recovery operation of the residues and a best alternative than their landfill disposal, following the EU criteria. In general, taking these considerations into account, the characteristics of the wastes analyzed are suitable for land restoration. However, if large areas should be restored, the cost (market value) may be considered. Considering both, characteristics and cost, the use of SSC and palm tree residues as organic amendments is a good alternative when organic matter is needed. Composted sewage sludge seems a better choice when nutrients such as nitrogen are required. For the use of a close inert material, limestone outcrop crushed can be a good alternative, when low cost is the key factor for the application and inorganic matter is needed. However, it should be taken into account the local and regional facilities, the availability of the wastes to favor the use of the closest wastes giving new life and new use for them.

## **References**

- Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Jordán MM, et al. (2014) Use of municipal solid waste compost to reclaim limestone quarries mine spoils as soil amendments: effects on Cd and Ni. *Journal of Geochemical Exploration* 144: 363-366.
- Borovkov AA (1988) *Mathematical Statistics*. Moscow: Hayka.
- Bot A and Benites J (2005) *The Importance of Soil Organic Matter*. Rome, Italy: FAO.
- Bradshaw AD (1989) Wasteland management and restoration in Western Europe. *Journal of Applied Ecology* 26: 775-786.
- BRGM (2001) *Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the European Union*. Brussels: DG Environment, European Commission.
- Chen J, McConnell DB, Robinson CA, Caldwell RD & Huang Y (2002) Production and interior performances of tropical ornamental foliage plants grown in container substrates amended with composts. *Compost Science & Utilization* 10: 217-225.

- Daioglou V, Stehfest E, Wicke B, et al. (2016) Projections of the availability and cost of residues from agriculture and forestry. *GCB Bioenergy* 8: 456-470.
- Eldridge SM, Chan KY, Barchia I, et al. (2009) A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 243-250.
- European Union (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Official Journal of the European Union* L 312: 3-30.
- Fytli D and Zabaniotou A (2008) Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116-140.
- Gouin FR (1993) Utilization of sewage sludge compost in horticulture. *HortTechnology* 3: 161-163.
- Gregg JS and Smith SJ (2010) Global and regional potential for bioenergy from agricultural and forestry residue biomass. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15: 241-262.
- Guerrero F, Gascó JM and Hernández-Apaolaza L (2002) Use of pine bark and sewage sludge compost as components of substrates for *Pinus pinea* and *Cupressus arizonica* production. *Journal of Plant Nutrition* 25: 129-141.
- Hartley W, Dickinson NM, Riby P et al. (2010) Arsenic mobility and speciation in a contaminated urban soil are affected by different methods of green waste compost application. *Environmental Pollution* 158: 3560-3570.
- Hernández-Apaolaza L, Gascó AM, Gascó JM, et al. (2005) Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. *Bioresource Technology* 96: 125-131.
- Hicklenton PR, Rodd V and Warman PR (2001) The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark composts as components of container growing media. *Scientia Horticulturae* 91: 365–378.

- Ingelmo F, Canet R, Ibañez MA, et al. (1998) Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substitutes for peat and soil. *Bioresource Technology* 63: 123-129.
- Iovieno P, Morra L, Leone A, et al. (2009) Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 45: 555-561.
- Jordán MM, Almendro-Candel MB, Pina S, et al. (2006) Sewage sludge application for soil reclamation of limestone quarries. Test in columns using a calcareous mineral rejection. In: *14<sup>th</sup> International Soil Conservation Organization Conference (ISCO 2006)*, Marrakech, Morocco, 14-19 May 2006. Paris: INRA.
- Jordán MM, Pina S, García-Orenes F, et al. (2008) Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. *Environmental Geology* 55: 453-462.
- JRC (2008) Scientific and technical report: end of waste criteria. Institute for Prospective and Technological Studies, European Commission. Available at: <http://susproc.jrc.ec.europa.eu/documents/Endofwastecriteriafinal.pdf> (accessed 10 September 2018).
- JRC (2009) Final report: end of waste criteria. Institute for Prospective and Technological Studies, European Commission. Available at: <http://susproc.jrc.ec.europa.eu/documents/Endofwastecriteriafinal.pdf> (accessed 10 September 2018).
- JRC (2010) Scientific and technical report: end-of-waste criteria for aluminium and aluminium alloy scrap: technical proposals. Available at: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC58527.pdf> (accessed 10 September 2018).
- Lag-Brotons A, Gómez I and Navarro-Pedreño J (2015) Sewage sludge use in bioenergy production. A case study of its effects on soil properties under *Cynara cardunculus* L. cultivation. *Spanish Journal of Agricultural Research* 13: e11-001.

- Navarro-Pedreño J, Almendro-Candel MB, Jordán-Vidal MM, et al. (2004) Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in Alicante province (Spain). In: Martin JF, Brebbia CA, Godfrey AE, et al. (eds): *Geo-Environment*. Southampton, UK: WIT Press, pp 293-302.
- Pepper IL, Zerzghi H, Brooks JP and Gerba CP (2008) Sustainability of land application of class B biosolids. *Journal of Environmental Quality* 37(5\_Supplement): S-58-S-67.
- Pérez-Gimeno A, Navarro-Pedreño J, Almendro-Candel MB, Gómez I & Jordán MM (2016) Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution. *Journal of Soils and Sediments* 16(3): 1012-1021.
- Reddy N and Crohn DM (2012) Compost induced soil salinity: a new prediction method and its effect on plant growth. *Compost Science & Utilization* 20(3): 133-140.
- Ros M, Hernández MT and García C (2003) Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 35(3): 463-469.
- Salhofer S, Obersteiner G, Schneider F and Lebersorger S (2008) Potentials for the prevention of municipal solid waste. *Waste Management* 28(2): 245-259.
- Santibáñez C, Ginocchio R and Varnero MT (2007) Evaluation of nitrate leaching from mine tailings amended with biosolids under Mediterranean type climate conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1333-1340.
- Schulte EE and Hopkins BG (1996) Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. In: Magdoff FR, Tabatabai MA and Hanlon EA (eds): *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*. SSSA Special Publication 46. Madison, WI: Soil Science Society of America, pp.21-31.
- Shahsavari E, Adetutu EM, Anderson PA and Ball AS (2013) Plant residues - a low cost, effective bioremediation treatment for petrogenic hydrocarbon-contaminated soil. *Science of the Total Environment* 443: 766-774.
- Tedesco MJ, Teixeira EC, Medina C and Bugin A (1999) Reclamation of spoil and refuse material produced by coal mining using bottom ash and lime. *Environmental Technology* 20(5): 523-529.

Tejada M and Benitez C (2014) Effects of crushed maize straw residues on soil biological properties and soil restoration. *Land Degradation & Development* 25(5): 501-509.

Tejada M, Hernández MT and García C (2006) Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *Journal of Environmental Quality* 35(4): 1010-1017.

Tyagi VK and Lo SL (2013) Sludge: a waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25: 708-728.

UNE EN 13037:2012 (2012) Soil improvers and growing media - determination of pH.

UNE EN 13038:2012 (2012) Soil improvers and growing media - determination of electrical conductivity.

UNE EN 13040:2008 (2008) Soil improvers and growing media - sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density.

UNE EN 13041:2012 (2012) Soil improvers and growing media - determination of physical properties - dry bulk density, air volume, water volume, shrinkage value and total pore space.

UNE EN 13652:2002 (2002) Soil improvers and growing media - extraction of water soluble nutrients and elements.

UNE EN 13654-1:2002 (2002) Soil improvers and growing media - determination of nitrogen. Part 1. Modified Kjeldahl method.

Veeresh H, Tripathy S, Chaudhuri D Ghosh BC, Hart BR and Powell MA (2003) Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology* 43(5): 513-520.

Vinten AJA, Davies R, Castle K and Baggs EM (1998) Control of nitrate leaching from a nitrate vulnerable zone using paper mill waste. *Soil Use and Management* 14(1): 44-51.

Walker RF (2003) Comparison of organic and chemical soil amendments used in the reforestation of a harsh Sierra Nevada site. *Restoration Ecology* 11(4): 466-474.



- Wong JWC and Ho G (1994) Sewage sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining residue. *Resources, Conservation and Recycling* 11 (1-4): 297-309.
- Zornoza R, Faz A, Martínez-Martínez S, Acosta JA, Gómez-López MD and Avilés-Marín SM (2013) Marble waste and pig slurry increment soil quality and reduce metal availability in a tailing pond. *Terra Latinoamericana* 31(2): 105-114.
- Zorpas AA (2008) Sewage sludge compost evaluation in oats, pepper and eggplant cultivation. In: Ferres AS (ED) *Compost II. Dynamic Soil, Dynamic Plant* 2: 103–109.
- Zorpas AA (2012) Sewage sludge compost evaluation and utilization. In: Zorpas AA and Inglezakis JV (eds) *Sewage Sludge Management: From the Past to Our Century*. New York: Nova Science Publishers, pp.173–216.
- Zorpas AA (2016) Sustainable waste management through end of waste criteria development. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 7376–7389.
- Zorpas AA (2018) Bio solids composting and soil applications. In: Kalavrouziotis KI (ed) *Wastewater and Biosolids Management*. London: IWA Publishing, pp.107–117.
- Zorpas AA and Inglezakis V (2009) Use of natural zeolites for wastewater and solid waste treatment: an up-to-date review. In: Wong TW (ed) *Handbook of Zeolites: Structure, Properties, and Applications*. New York: Nova Science Publishers, pp. 23-50.
- Zorpas AA, Lasaridi K, Voukkali I, Loizia P and Chroni C (2015) Household waste compositional analysis variation from insular communities in the framework of waste prevention strategy plans. *Waste Management* 38: 3-11.
- Zorpas AA, Phinikettou V and Voukkali I (2016) Proposed rehabilitation method of uncontrolled landfills in insular communities through multi-criteria analysis decision tool. In: Ansari A, Gill S, Gill R, Lanza G and Newman (eds): *Phytoremediation*. Berlin: Springer, pp. 365-384.
- Zorpas AA, Voukkali I and Loizia P (2017) Socio economy impact in relation to waste prevention. In: Leal Filho W, Pociovalisteanu DM and Al-Amin AQ (eds) *Sustainable Economic Development: Green Economy & Green Growth*. Berlin: Springer, pp. 31-48.

**Table 1** Properties of the wastes: density, Loss on ignition (LOI), nitrogen, pH and electrical conductivity (EC)

	Density (g cm <sup>-3</sup> )		LOI (g kg <sup>-1</sup> dw)		N (g kg <sup>-1</sup> dw)		pH <sub>20°C</sub>		EC <sub>25°C</sub> (μS cm <sup>-1</sup> )	
	mean	sd	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD
<b>SSC</b>	1.12	0.01	706.8	1.4	29.86	0.76	6.3	0.1	2836	48
<b>BrP</b>	0.98	0.03	848.4	28.4	11.67	3.43	6.6	0.1	452	50
<b>BIP</b>	1.10	0.04	887.5	24.0	10.44	0.51	6.8	0.1	535	38
<b>FeP</b>	0.98	0.03	908.7	1.7	11.30	0.45	6.3	0.1	366	15
<b>CEH</b>	1.22	0.03	522.2	22.8	15.38	0.52	6.8	0.2	651	6
<b>STH</b>	0.31	0.02	946.8	1.8	4.84	0.12	5.6	0.3	580	27
<b>PTC</b>	1.17	0.06	931.6	3.2	12.06	0.57	5.3	0.0	1231	41
<b>PBa</b>	1.22	0.04	962.1	1.2	1.99	0.10	4.4	0.1	314	35
<b>ExV</b>	0.55	0.01	24.5	1.9	0.04	0.01	9.3	0.2	191	23
<b>ExP</b>	0.35	0.01	4.7	0.4	0.07	0.01	10.3	0.2	301	16
<b>LOC</b>	2.61	0.01	15.9	0.7	0.42	0.05	9.2	0.1	417	26
<b>VCS</b>	2.17	0.07	6.1	0.6	0.20	0.03	9.0	0.0	357	21
<b>F</b>	1705***		6215***		2672***		1016***		2611***	
<b>F<sub>org</sub></b>	350***		529***		1563***		210***		2782***	
<b>F<sub>inorg</sub></b>	4615***		373***		196***		112***		96***	

\*\*\* Significant at the 0.001 probability level

dw: dry weight; SD: standard deviation; SSC: sewage sludge compost, BrP: brown peat, BIP: black peat, FeP: fertilized peat, CEH: composted earthworm humus, STH: straw hay, PTC: palm tree leaves crushed, PBa: pine bark crushed, ExV: exfoliated vermiculite, ExP: expanded perlite, LOC: limestone outcrops and VCS: volcanic crushed stones

**Table 2** Soluble cations (Na, K, Ca and Mg) analyzed in the wastes.

	Na (mg kg <sup>-1</sup> dw)		K (mg kg <sup>-1</sup> dw)		Ca (mg kg <sup>-1</sup> dw)		Mg (mg kg <sup>-1</sup> dw)	
	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD
<b>SSC</b>	162.9	16.4	168.5	4.1	201.0	8.8	104.7	2.6
<b>BrP</b>	73.0	2.4	12.1	0.9	35.9	2.5	19.4	1.2
<b>BIP</b>	82.9	4.5	21.9	0.8	51.5	2.2	15.5	0.7
<b>FeP</b>	51.8	4.8	25.1	1.3	14.8	2.0	4.5	0.6
<b>CEH</b>	48.7	2.1	74.7	3.5	93.9	0.5	62.0	2.2
<b>STH</b>	345.9	23.7	970.8	82.1	211.6	11.4	84.2	8.1
<b>PTC</b>	188.5	21.9	648.3	36.7	359.4	14.3	196.1	9.0
<b>PBa</b>	67.6	8.5	49.3	5.1	32.4	4.2	0.01	0.00
<b>ExV</b>	69.3	5.8	2.9	0.2	4.5	0.3	4.3	0.2
<b>ExP</b>	150.6	27.3	14.8	2.8	9.7	2.8	4.5	0.3
<b>LOC</b>	14.7	0.9	0.6	0.1	12.9	2.3	0.9	0.1
<b>VCS</b>	12.3	2.6	1.0	0.1	7.3	0.2	2.0	0.3
<b>F</b>	239***		716***		1660***		1373***	
<b>F<sub>org</sub></b>	291***		641***		1325***		1122***	
<b>F<sub>inorg</sub></b>	107***		114***		20***		257***	

\*\*\* Significant at the 0.001 probability level

dw: dry weight; SD: standard deviation; SSC: sewage sludge compost, BrP: brown peat, BIP: black peat, FeP: fertilized peat, CEH: composted earthworm humus, STH: straw hay, PTC: palm tree leaves crushed, PBa: pine bark crushed, ExV: exfoliated vermiculite, ExP: expanded perlite, LOC: limestone outcrops and VCS: volcanic crushed stones

**Table 3** Mean cost of the wastes (in € L<sup>-1</sup>).

	Price (€ L <sup>-1</sup> )	
	mean	SD
<b>SSC</b>	0.006	0.000
<b>BrP</b>	0.528	0.090
<b>BIP</b>	0.157	0.013
<b>FeP</b>	0.303	0.044
<b>CEH</b>	1.024	0.172
<b>STH</b>	0.165	0.055
<b>PTC</b>	0.001	0.001
<b>PBa</b>	0.139	0.023
<b>ExV</b>	0.498	0.096
<b>ExP</b>	0.521	0.109
<b>LOC</b>	0.005	0.002
<b>VCS</b>	4.477	1.184
<b>F</b>	12.613	***
<b>F<sub>org</sub></b>	21.547	***
<b>F<sub>inorg</sub></b>	12.178	***

\*\*\* Significant at the 0.001 probability levels

SD: standard deviation; SSC: sewage sludge compost, BrP: brown peat, BIP: black peat, FeP: fertilized peat, CEH: composted earthworm humus, STH: straw hay, PTC: palm tree leaves crushed, PBa: pine bark crushed, ExV: exfoliated vermiculite, ExP: expanded perlite, LOC: limestone outcrops and VCS: volcanic crushed stones

**PUBLICACIÓN 3.2**

---

**NITROGEN COMPOUND POLLUTION ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE  
SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE UNDER SALINE  
IRRIGATION**

Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez  
and Manuel M. Jordán. *Journal of Soils and Sediments* (2016) 16: 1345-1351.

<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0972-7>

---



**Abstract:**

*Purpose* The use of composted sewage sludge and limestone outcrop residue in land rehabilitation, soil improvement, and technosol making can influence the mobility of nitrogen compounds in groundwater.

*Materials and methods* This experiment analyzed this source of possible pollution under an experimental design based on the use of columns (0-30 cm) formed by both wastes and a heavy irrigation regime. Two waters of different quality (saline and non-saline) were used for irrigation. The presence of nitrate, nitrite, and ammonium in the leachates was checked.

*Results and discussion* The environmental risk due to the presence of nitrogen species associated with the use of these materials was very low in general, although nitrate was the most important compound affected by the use of sewage sludge compost and saline water.

*Conclusions* The combination of saline water for irrigation with the compost has to be seriously considered as a source of pollution for surface and ground waters and the use of both resources may be a key factor to be studied (low quality water and sewage sludge compost).

**Keywords:** leachates; Limestone residues; Nitrogen pollution; Sewage sludge.

**1. Introduction**

Nitrogen may be one of the most dangerous pollutants for humans and the environment associated with the high mobility of inorganic nitrogen compounds in soils (Navarro-Pedreño et al. 1996), possible water contamination (soil drainage), and the emission of nitric and nitrous oxide (Zhang et al. 1996; Skiba and Ball 2002). For management and environmental planning purposes, assessing the risk and magnitude of diffuse N losses is necessary (Buczko et al. 2010). Research about nitrogen pollution has mainly been conducted considering nitrogen fertilizers and agriculture (Diez et al. 1997; Buczko et al. 2010; Weber et al. 2007; Rowlings et al. 2013). Moreover, the influence of salinity seems to be of great importance in nitrogen displacement. Saltwater can increase the nitrogen export

(Ardon et al. 2013) and can promote nitrogen release through several mechanisms indicate by Jun et al. (2013).

The use of compost from organic residues is a common practice in soil and land rehabilitation, technosol making, and quarry restoration (Tedesco et al. 1999; Jordán et al. 2008). Compost amendments may improve the physical, chemical, and biological properties of impoverished soils by supplying organic matter (Karaca 2004; Jordão et al. 2006; Iovieno et al. 2009). Following the EU thematic strategy (EU 2011) towards waste prevention, recycling and use, improving final disposal and monitoring, composting is a good alternative to landfilling and incineration, as it reduces CO<sub>2</sub> and atmospheric pollutant emissions (Baldantoni et al. 2010).

However, the use of compost and biosolids may have some negative effects on the environment (Navarro-Pedreño et al. 2004; Elridge et al. 2009). Excessive nitrate concentrations in groundwater can have toxic effects when used as drinking water and cause eutrophication in surface waters (Powlson et al. 2008). Europe with the Water Framework Directive (EC/2000/60, 2000) compels member states to respect mandatory standards such as the maximum permissible nitrate concentration (50 mg/L) in groundwater (Perego et al. 2012).

The soil sink of nitrogen is related to immobilization mechanisms, which also remains poorly understood (Torres-Cañabate et al. 2008), and may be associated with the presence of organic matter, and biotic and abiotic immobilization (Vinten et al. 1998; Torres-Cañabate et al. 2008). Therefore, the addition of organic wastes and the use of inorganic residues for soil rehabilitation and quarry restoration can affect or control the nitrogen leaching into the nitrate vulnerable zone for waters (Vinten et al. 1998; Jordán et al. 2006; Santibáñez et al. 2007).

In order to use residues for land restoration, many environmental concerns must be taken into account as described by Pepper et al. (2008), and nitrogen pollution is one of the most important in order to achieve less risk of contamination of surface water and *groundwater*.

The present work has the objective of evaluating leaching of inorganic nitrogen forms (nitrate, nitrite, and ammonium) from sewage sludge compost and limestone residues that are commonly used to prepare technosols or in land rehabilitation: sewage sludge compost



and limestone outcrop residue in order to determine the possible presence of pollutants in surface and groundwater.

## 2. Materials and methods

The mobility of nitrogen compounds (nitrate, nitrite, and ammonium) through the profile of these two wastes was checked under controlled conditions inside a greenhouse (mean values:  $20 \pm 5$  °C and around 60% relative humidity). Sixteen 30-cm tall columns made of PVC pipe with internal diameters of 10.5 cm were prepared (four per treatment). The columns were filled with one of these following materials: either sewage sludge compost (SW) or limestone outcrop residue (LR). The SW was obtained from the Aspe wastewater treatment plant (southeast Spain), air-dried, homogenized, sieved (<4 mm), and analyzed under the recommended standard methods of Spanish Royal Law RD 824/2005 (2005). Its characteristics appear in Table 1. The mineral residue from limestone outcrops (LR) was also analyzed (Table 2). SW had a higher nitrogen and organic matter composition, and LR was clearly an inorganic waste with higher hydraulic conductivity associated with the predominant sand fraction ( $\varnothing > 2$  mm).

The columns were irrigated with 2000 mL/week (230 mm) for 12 weeks (April to July). Half of them were irrigated with non-saline water (NS) and the others were so with saline water (S) from the beginning of the experiment. These are the two types of water available for irrigation and used for crops (non-tolerant and tolerant species like palm trees) in the surrounding area and in semiarid environments. The first one was of good quality; the second came from the Vinalopó River and was saline due to drainage from soils affected by salts near the river basin. Both were analyzed throughout the experiment according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF 2005). Their mean characteristics appear in Table 3. Salinity was the main difference between the water, but it is also important to notice the differences observed in the presence of nitrogen compounds, especially nitrates.

Four treatments combining the quality of the irrigation water (saline and non-saline) and wastes used in the experimental design were studied: SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S.

**Table 1** Characteristics of the sewage sludge compost (SW)

Parameters	Units	Mean	SD
Hydraulic conductivity	cm <sup>3</sup> /h	383.68	708.85
Bulk density	g/cm <sup>3</sup>	0.51	-
pH <sub>w</sub>	-	5.58	0.04
Electrical conductivity <sup>a</sup> 25 °C	µS/cm	9800	52.28
Total organic matter	%	68.00	1.31
Oxidizable organic matter	%	27.11	2.69
N Kjeldahl	%	2.54	0.03
Phosphorous	g/kg	21.7	0.8
Potassium	mg/kg	5413.16	151.60
Sodium	mg/kg	5134.18	41.90
Calcium	mg/kg	5028.94	134.88
Magnesium	mg/kg	2190.65	150.69
Iron	mg/kg	3693.15	171.99
Manganese	mg/kg	95.81	12.22
Copper	mg/kg	192.04	10.19
Zinc	mg/kg	640.47	22.32
Nickel	mg/kg	20.21	0.60
Chrome	mg/kg	30.56	0.82
Cadmium	mg/kg	0.62	0.12
Lead	mg/kg	71.50	7.44

<sup>a</sup>Electrical conductivity in 1:10 w/v water extraction

Compositions expressed in dry weight

After 24 h of irrigation on the first day of each week, the leachates were taken, the volume obtained measured, and immediately analyzed. Four random leachate samples were collected from each treatment. The nitrate analysis was done following the method proposed by Sempere et al. (1993), which uses the second derivative of the direct ultraviolet (UV) spectrum. Nitrites were measured according to method 4500-NO<sub>2</sub> of the Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF 2005), through formation of a reddish purple azo dye by coupling diazotized sulfanilamide with N-(1-naphthyl)-ethylenediamine (NED) dihydrochloride. Ammonium also followed the standard determination based on the development of the blue color of indophenol for reaction of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ions treated with a solution of sodium hypochlorite and phenol.

**Table 2** Characteristics of the limestone outcrop residue (LR)

Parameters	Units	Mean	SD
$\varnothing > 2$ mm	%	59.6	-
0.5 mm $< \varnothing < 2$ mm	%	21.8	-
0.063 mm $< \varnothing < 0.5$ mm	%	13.5	-
$\varnothing < 0.063$ mm	%	5.0	-
Hydraulic conductivity	cm <sup>3</sup> /h	833.39	0
Bulk density	g/cm <sup>3</sup>	1.58	-
pH <sub>w</sub>	-	9.14	0.10
Electrical conductivity <sup>a</sup> 25 °C	µS/cm	67.82	3.27
Total organic matter	%	1.04	0.06
Oxidizable organic matter	%	0.42	0.03
N Kjeldahl	%	0.018	0.002
Phosphorous	mg/kg	966.39	36.55
Potassium	mg/kg	1285.51	125.76
Sodium	mg/kg	1025.19	79.02
Calcium	g/kg	293.3	13.9
Magnesium	g/kg	3.48	0.18
Iron	g/kg	10.0	2.5
Manganese	mg/kg	27.00	1.51
Copper	mg/kg	7.17	1.35
Zinc	mg/kg	31.54	1.10
Nickel	mg/kg	8.22	0.76
Chrome	mg/kg	16.76	1.67
Cadmium	mg/kg	0.27	0.04
Lead	mg/kg	1.37	0.20

<sup>a</sup>Electrical conductivity in 1:5 w/v water extraction

Compositions expressed in dry weight

Statistical analysis (mean, standard deviation (SD), confidence interval (CI) based on the Student's *t* test at 95%, and the ANOVA *F* test) was used to determine the statistical significance of the treatments and differences between the means.

**Table 3** Irrigation water characteristics: non-saline (NS) and saline (S) water

Variables	NS		S	
	Mean	CI	Mean	CI
pH	8.11	0.15	8.16	0.08
EC (mS/cm) <sup>a</sup>	0.80	0.07	17.96	1.02
Na <sup>+</sup>	87.69	12.98	3339.69	320.96
K <sup>+</sup>	3.63	0.88	47.92	16.30
Ca <sup>2+</sup>	27.43	6.74	228.91	32.78
Mg <sup>2+</sup>	19.89	3.97	180.16	15.55
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.03	0.05	0.49	0.26
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2.42	0.45	45.70	3.74
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.05	0.02	0.48	0.34
Cl <sup>-</sup>	144.32	12.75	5566.98	450.80
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	104.00	28.23	1231.11	111.23
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.78	0.42	7.08	11.67
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	131.17	17.13	375.06	13.04

Chemical composition in mg/L except for pH and EC

<sup>a</sup>Electrical conductivity at 25 °C

### 3. Results

The volume of leachates from each treatment appears in Table 4. At the beginning of this experiment, the volume lixiviated from the limestone outcrop material (LR) treatment was higher than the volume of the sewage sludge columns (SW) and statistical significance differences were observed.

However, subsequent to the fourth week, both materials facilitated the lixiviation of water, producing similar leachate volumes (no statistical differences were observed). SW retained about 100 mL more of irrigation water during the first weeks; however, these parameters seemed to not affect the general trend appreciated in the composition of the leachates.

The results obtained for nitrogen compounds from these wastes, combined with saline and non-saline irrigation (SW-NS, SW-S, LR-NS and LR-S), and the contents of these inorganic compounds in the irrigation water applied (NS and S) are shown in Table 5 (ammonium), Table 6 (nitrite), and Table 7 (nitrate).

In general, saline irrigation water added more nitrogen to the columns (Table 3) than non-saline water, and this may increase the nitrogen presence in the leachates. In general, statistical differences were appreciated for NS and S treatments, especially in the case of nitrates. Salinity was mainly due to the presence of chloride and sodium. Both are the major ions present in the saline water (S, Table 3). Chlorides could replace nitrate and nitrite, and ammonium could also be exchanged by sodium, in the surface and exchange complex of the residues. After the first weeks, when exchanging processes may be very important (especially in the S treatments), an equilibrium in these materials is expected and the biological activation of the media may determine the increment or descent of nitrogen in the leachates (additional to the input from the irrigation water).

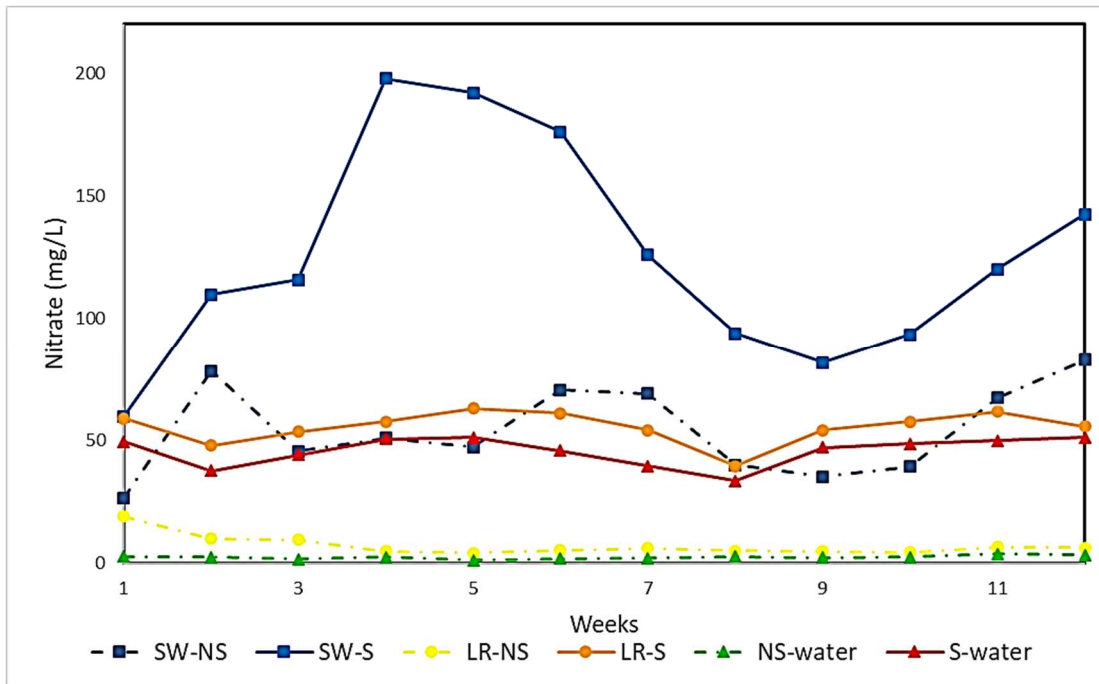
The presence of ammonium (Table 5) in the leachates was influenced by the sewage sludge compost (SW), especially in the beginning. SW leachates trended to show higher amounts of ammonium but at very low concentrations after the fourth week. For this compound, the characteristics of irrigation water and the presence of ammonium in its composition were the most determinant factors for finding this inorganic compound in the leachates. Similar results were showed by Yazdanpanah and Mahmoodabadi (2013) about soluble cations of leachate that were significantly higher in the first irrigation step.

Nitrite (Table 6) followed a behavior parallel to that of ammonium. The SW treatments were influenced, especially during the first weeks, but after that, the irrigation water controlled the nitrite content in the leachates. For both ammonium and nitrite, the irrigation water (S) was the key factor favoring the presence of these compounds in the leachates, and this also means that biological processes in the media are not limited by the absence of oxygen; the drain worked properly and there was no waterlogging in the columns.

Higher concentrations of nitrate, compared with the other nitrogen species, were found (Table 7). However, the SW treatments favored the presence of nitrate in the leachates, and the LR treatments basically depended on the water quality. Both of these produced higher concentrations in the leachates than in the irrigation water. Nitrate is easily lixiviated from the profile in LR treatments, so irrigation water clearly determined the presence of this compound in leachates from limestone residues. No nitrogen compound retention was found using the limestone outcrop residue.

Nitrate in leachates was enhanced by the use of sewage sludge, and poor effects associated with limestone residues were noticed. In the case of the SW treatments, SW-S reached the highest values, especially during weeks 4, 5, and 6. The presence of nitrate in SW-NS describes higher values at weeks 2, 6-7, and 11-12, about every four weeks, which may be associated with the biological activity present in the compost (NS water had very low nitrate concentrations). However, the SW-S treatment favored the presence of nitrates; this mainly increasing within the first 6 weeks, and after that, its behavior was similar to the SW-NS treatment but in addition to the amount of nitrate present in the saline water (Fig. 1).

**Fig. 1** Nitrate evolution over time in this experiment. Treatments: SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S; non-saline irrigation water (NS) and saline water (S)



**Table 4** Volume of leachates determined every week (mL).

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	1598 a	1660 a	1668 a	1763 a	1695 a	1808 a	1785 a	1813 a	1695 a	1803 a	1783 a	1788 a
	CI	243	55	95	55	17	10	19	17	17	13	15	22
SW-S	Mean	1583 a	1630 a	1635 a	1643 ab	1703 a	1755 a	1705 a	1740 a	1703 a	1718 b	1720 a	1723 a
	CI	210	149	51	223	64	39	49	22	64	54	36	55
LR-NS	Mean	1620 b	1815 b	1825 b	1788 a	1695 a	1815 a	1833 a	1840 a	1695 a	1834 a	1815 a	1850 a
	CI	36	24	51	75	54	52	60	47	54	37	41	29
LR-S	Mean	1630 b	1845 b	1780 b	1813 b	1798 a	1795 a	1738 a	1780 a	1798 a	1805 a	1825 a	1798 a
	CI	66	51	48	53	30	31	36	78	30	34	26	57

Values with a different letter (a-b) are significantly different ( $P<0.05$ ) for the same sample period

CI confidence interval, SW-NS sewage sludge compost-non-saline-water, SW-S sewage sludge compost-saline water, LR-NS limestone outcrop residue-non-saline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water

**Table 5** Ammonium in leachates determined every week (mg/L) and the amount added with the NS and S irrigation water (mg/L)

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	52.01 a	14.99 a	18.30 a	2.13 a	0.39 a	0.23 a	0.19 a	0.02 a	0.03 a	0.08 a	0.02 a	0.03 a
	CI	14.29	6.14	4.58	2.12	0.77	0.27	0.07	0.05	0.06	0.07	0.02	0.08
SW-S	Mean	37.71 a	17.03 b	20.31 a	2.00 a	1.49 b	0.90 a	0.51 b	0.17 a	0.16 b	0.46 b	0.31 b	0.21 b
	CI	7.61	0.99	4.66	1.74	1.15	0.43	0.43	0.12	0.17	0.37	0.44	0.05
LR-NS	Mean	0.27 b	0.14 c	0.01 b	nd	0.08 c	0.02 b	0.04 c	nd	nd	0.03 a	nd	0.01 c
	CI	0.18	0.10	0.02	-	0.25	0.02	0.06	-	0.01	0.03	0.01	0.01
LR-S	Mean	0.25 b	1.06 d	0.22 c	0.06 b	0.21 d	0.20 a	0.34 b	0.04 a	0.14 b	0.25 b	0.12 c	0.17 b
	CI	0.13	0.27	0.16	0.08	0.05	0.02	0.53	0.05	0.06	0.10	0.04	0.05
Ir. water NS		nd	0.06	nd	nd	0.01	0.04	0.22	nd	0.04	0.09	0.03	0.05
Ir. water S		1.15	1.12	0.21	0.14	1.14	0.31	0.40	0.15	0.27	0.57	0.23	0.24

Values with a different letter (a-b) are significantly different ( $P<0.05$ ) for the same sample period

CI confidence interval, *nd* not detected (under 0.01 mg/L), *SW-NS* sewage sludge compost-non-saline-water, *SW-S* sewage sludge compost-saline water,

*LR-NS* limestone outcrop residue-non-saline water, *LR-S* limestone outcrop residue-saline water



**Table 6** Nitrite in leachates determined every week (mg/L) and the amount added with the irrigation water (mg/L)

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
MSW-NS	Mean	3.45 a	4.76 a	1.80 a	2.13 a	0.29 a	0.69 a	0.53 a	0.34 a	0.35 a	0.29 a	0.29 a	0.27 a
	CI	5.45	4.08	1.45	2.66	0.21	0.11	0.09	0.21	0.21	0.13	0.10	0.13
MSW-S	Mean	18.89 b	18.72 b	19.33 b	3.78 a	0.49 a	0.71 a	0.74 a	0.78 b	0.43 a	0.52 a	0.58 a	0.44 a
	CI	2.09	0.80	7.55	3.02	0.58	0.31	0.64	0.22	0.20	0.43	0.25	0.14
LR-NS	Mean	0.30 c	0.19 c	0.11 c	0.06 b	nd	0.12 b	0.13 b	0.06 c	0.07 b	0.07 b	0.11 b	0.12 b
	CI	0.24	0.03	0.05	0.04	-	0.09	0.09	0.01	0.02	0.02	0.04	0.14
LR-S	Mean	0.85 d	3.17 d	0.60 d	0.33 c	0.16 b	0.50 a	0.50 a	1.04 b	0.28 a	0.19 c	0.55 a	0.30 a
	CI	0.02	0.06	0.08	0.09	0.10	0.09	0.47	0.09	0.02	0.05	0.09	0.15
Ir. water NS		0.02	0.03	0.04	0.07	nd	0.03	0.06	0.08	0.09	0.06	0.06	0.06
Ir. water S		0.28	1.96	0.51	0.30	0.09	0.20	0.21	1.08	0.27	0.17	0.48	0.19

Values with a different letter (a-b) are significantly different ( $P < 0.05$ ) for the same sample period

CI confidence interval, *nd* not detected (under 0.01 mg/L), *SW-NS* sewage sludge compost-non-saline-water, *SW-S* sewage sludge compost-saline water,

*LR-NS* limestone outcrop residue-non-saline water, *LR-S* limestone outcrop residue-saline water

**Table 7** Nitrate in leachates determined every week (mg/L) and the amount added with the irrigation water (mg/L)

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	26.6 a	78.4 a	47.6 a	50.9 a	47.2 a	70.5 a	69,1 a	39.9 a	35.3 a	39.4 a	67.2 a	82.9 a
	CI	13.8	5.6	33.3	45.8	20.3	17.7	24,0	12.4	1.1	10.8	25.5	27.5
SW-S	Mean	59.7 b	109.7 b	115.9 a	197.8 b	192.1 b	176.1 b	126,0 b	93.8 b	81.8 b	93.5 b	120.2 b	142.5 b
	CI	15.4	18.9	76.5	83.3	46.6	32.7	43.5	38.7	39.5	28.2	24.0	32.3
LR-NS	Mean	19.0 a	10.0 c	9.5 b	4.9 c	4.3 c	5.3 c	6,2 c	5.2 c	4.8 c	4.3 c	6.5 c	6.3 c
	CI	4.3	1.1	2.8	1.4	2.1	2.1	1,4	1.2	2.3	0.9	1.0	1.7
LR-S	Mean	59.0 b	48.9 d	53.6 a	57.7 a	63.1 a	61.0 a	54.2 a	39.6 a	54.2 b	57.7 a	61.8 a	55.6 a
	CI	4.5	5.4	13.9	12.4	16.3	11.5	24.3	5.7	12.2	14.9	20.7	16.0
Ir. water NS		2.8	2.5	1.5	2.7	1.3	1.8	2.1	2.8	2.34	2.5	3.7	3.3
Ir. water S		49.4	37.7	44.2	50.6	51.1	45.8	39.5	33.4	47.1	48.6	50.0	51.1

Values with a different letter (a,b, c) are significantly different ( $P<0.05$ ) for the same sample period

CI confidence interval, SW-NS sewage sludge compost-non-saline-water, SW-S sewage sludge compost-saline water, LR-NS limestone outcrop residue-non-saline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water

#### 4 Discussion

The availability of nitrogen compounds in leachates seems to be associated with two factors: the presence of inorganic nitrogen in the irrigation water and the contribution from the residues due to either biological activity or chemical exchange.

In the case of the limestone outcrop residue, the biological activity was greatly diminished due to the low presence of organic matter and nitrogen, which hampered microbial activity in the material and seemed to act as an inert matter. However, the sewage sludge compost added more nitrates than those coming from the irrigation water, and the biological activity (nitrification) led to increase the amount of nitrates in the leachates. Nitrification is favored with good aeration and free drainage (Skiba and Ball 2002). This effect increased in the combined treatment of sewage sludge compost + saline irrigation water (SW-S). For both treatments with sewage sludge compost, nitrate leaching over time could be associated with the biological activity of the biosolids, and the evolution followed a similar trend to that observed by Santibáñez et al. (2007) in Chilean mining tailings.

The combination of saline waters and sewage sludge compost produced an increment of the nitrogen compounds in the leachates and may be an important control of both when they are used for irrigation and soil restoration, respectively. The pollution of surface and subsurface waters (or aquifers) may be incremented by inadequate use of irrigation with low quality water and/or the addition of sewage sludge compost.

On the other hand, no effect from the limestone outcrops in the nitrogen composition of leachates was found, confirming the inert characteristics of this in the case of nitrogen pollution, which will mainly depend on the quality of the irrigation water.

#### 5 Conclusions

Salinity combined with the use of residues in soil rehabilitation must be considered. In the case of nitrogen pollution, the combination of limestone outcrop residues with saline waters did not modify the leachate composition. However, when sewage sludge compost was used, the nitrogen presence in leachates increased, and under well drainage, nitrates

can increase according to the quality of the water and even more with the nitrate coming from the washed profile and the biological activity of the sewage sludge compost.

The use of composted sewage sludge in soil rehabilitation, technosol making, and quarry restoration may be considered a potential source of nitrates under determined conditions where the use of inadequate water can favor lixiviation of nitrates and increase environmental risk.

## **6 References**

- APHA, AWWA and WEF 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. American Public Health Association. Washington
- Ardon, M., Morse, J.L., Colman, B.P., Bernhardt, E.S. 2013. Drought-induced saltwater incursion leads to increase wetland nitrogen export. *Global Change Biol* 19:2976-2985.
- Baldantoni, D., Leone, A., Iovieno, P., Morra, L., Zaccardelli, M., Alfani, A. 2010. Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. *Chemosphere* 80, 1006-1013. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.05.033](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.033)
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., Lennartz, B. 2010. Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of Environmental Management* 91, 1305-1315. DOI: [10.1016/j.jenvman.2010.02.007](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.007)
- Diez, J.A., Roman, R., Caballero, R., Caballero, A. 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilisers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65, 189-199.
- EC/2000/60. 2000. Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October, 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L, 327/1.
- Eldridge, S.M., Chan, K.Y., Barchia, I., Pengelly, P.K., Katupitiya, S., Davis, J.M. 2009. A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk

- to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134, 243-250. DOI: 10.1016/j.agee.2009.07.007.
- EU 2011. Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Thematic Strategy on the Prevention and Recycling of Waste. Brussels 19.1.2011 COM (2011) 13 final.
- Iovieno, P., Morra, L., Leone, A., Pagano, L., Alfani, A. 2009. Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 45, 555-561. DOI: 10.1007/s00374-009-0365-z
- Jordán, M.M., Almendro-Candel, M.B., Pina, S., García-Orenes, F., García-Sánchez, E., Sabater, M.C., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. 2006. Sewage sludge application for soil reclamation of limestone quarries. Test in columns using a calcareous mineral rejection. In: *Water management and soil conservation in semi-arid environments*. INRA, Marrakech.
- Jordán, M.M., Pina, S., García-Orenes, F., Almendro-Candel, M.B., García-Sánchez, E. 2008. Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. *Environmental Geology* 55, 453-462. DOI: 10.1007/s00254-007-0991-4
- Jordão, C.P., Nascentes, C.C., Cecon, P.R., Fontes, R.L.F., Pereira, J.L. 2006. Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environmental Monitoring and Assessment* 112, 309-326. DOI: 10.1007/s10661-006-1072-y
- Jun, M., Altor, A.E., Craft, C.B. 2013. Effects of increased salinity and inundation on inorganic nitrogen exchange and phosphorous sorption by Tidal freshwater floodplains forest soils, Georgia (USA). *Estuar Coast* 36:508-518
- Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma* 122, 297-303. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.016

- Navarro-Pedreño, J., Moral, R., Gómez, I., Mataix, J. 1996. Reducing nitrogen losses by decreasing mineral fertilisation in horticultural crops of eastern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 59, 217-221.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Jordán-Vidal, M.M., Mataix-Solera, J., García-Sánchez, E. 2004. Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in Alicante province (Spain). In: Martin, J.F., Brebbia, C.A., Godfrey, A.E., Díaz de Terán, J.R. (Eds.). *Geo-Environment*. WIT Press, Southampton, pp. 293-302.
- Pepper, I.L., Zerghi, H., Brooks, J.P., Gerba, C.P. 2008. Sustainability of land application of class B biosolids. *J. Environ Qual* 37 (5 Suppl):S58-S67
- Perego, A., Basile, A., Bonfante, A., De Mascellis, R., Terribile, F., Brenna, S., Acutis, M. 2012. Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147, 57-65. DOI: 10.1016/j.agee.2011.06.014
- Powlson, D.S., Addisott, T.M., Benjamin, N., Cassman, K.G., De Kok, T.M., Van Groinsved, H.L., L'hirondel, J.L., Avery, A.A., Van Kessel, C. 2008. When does nitrate become a risk for humans? *Journal of Environmental Quality* 37, 291-295. DOI:10.2134/jeq2007.0177
- R.D. 824/2005. 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 Julio sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado* 171, 25592-25669, Anexo VI.
- Rowlings, D.W., Grace, P.R., Scheer, C., Kiese, R. 2013. Influence of nitrogen fertiliser application and timing on greenhouse gas emissions from a lychee (*Litchi chinensis*) orchard in humid subtropical Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179, 168-178. DOI: 10.1016/j.agee.2013.08.013.
- Santibáñez, C., Ginocchio, R., Varnero, M.T. 2007. Evaluation of nitrate leaching from mine tailings amended with biosolids under Mediterranean type climate conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1333-1340. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.009
- Sempere, A., Oliver, J., Ramos, C. 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. *Journal of Soil Science* 44, 633-639.

- Skiba, U., Ball, B. 2002. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use and Management* 18, 56-60. DOI: 10.1079/SUM2001101
- Tedesco, M.J., Teixeira, E.C., Medina, C., Bugin, A. 1999. Reclamation of spoil and refuse material produced by coal mining using bottom ash and lime. *Environmental Technology* 20, 523-529. DOI: 10.1080/09593332008616848
- Torres-Cañabate, P., Davidson, E.A., Bulygina, E., García-Ruíz, R., Carreira, J.A. 2008. Abiotic immobilization of nitrate in two soils of relic *Abies pinsapo*-fir forests under Mediterranean climate. *Biogeochemistry* 91, 1-11. DOI: 10.1007/s10533-008-9255-y
- Vinten, A.J.A., Davies, R., Castle, K., Baggs, E.M. 1998. Control of nitrate leaching from a Nitrate Vulnerable Zone using paper mill waste. *Soil Use and management* 14, 44-51.
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A. 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1294-1302. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.005
- Yazdanpanah, N., Mahmoodabadi, M. 2013. Reclamation of calcareous saline-sodic soil using different amendments: time changes of soluble cations in leachate. *Arab J Geosci* 6:2519-2528
- Zhang, A.L., Tian, Z.X., Zhang, N., Li, X.Q. 1996. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 59, 223-231.





**PUBLICACIÓN 3.3**

---

**ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST  
AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE FOR SOIL RESTORATION: SALINITY AND  
TRACE ELEMENTS POLLUTION**

Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez  
and Manuel M. Jordán. *Journal of Soils and Sediments* (2016) 16: 1012-1021.

<https://doi.org/10.1007/s11368-015-1288-y>

---



**Abstract**

*Purpose* This article analyzed the use of composted sewage sludge and limestone outcrop residue as a source of saline pollution to groundwater due to their use in soil rehabilitation and land restoration.

*Materials and method* This experiment analyzed the salinity and some important anions and cations related to those wastes under an experimental design based on the use of columns (0-30 cm) formed by both wastes and a heavy irrigation regime. Two different quality waters (saline and nonsaline) were used for irrigation. The pH, electrical conductivity, anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{HCO}_3^-$ ), and cations ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ), and heavy metals (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni and Pb) were analyzed.

*Results and discussion* The environmental risk of salinization due to the species associated with the use of these materials was important, although chloride and sodium were the most important favoring the salinization of water. The effect was especially detected in the first weeks while sewage sludge added important amounts of salts to leachates. After that, salinity coming from the irrigation determined the salinization of the groundwater.

*Conclusions* The combination of saline water for irrigation with the compost has to be seriously considered as a source of salts and heavy metal pollution for surface and ground waters. Phosphate and trace elements pollution are clearly associated to the use of the composted sewage sludge.

**Keywords** Heavy metals, Leachates, Limestone residues, Salinity, Sewage sludge

**1 Introduction**

The scarcity of good quality waters in the scenario of fresh water shortage is affecting the Mediterranean regions aggravated by the use of saline irrigation water (Ahmad et al. 2008). The quality of irrigation is decreasing as water supplies for agriculture become restricted due to urban needs (Rains and Goyal 2003). Within countries in the Mediterranean basin, natural resources are limited (i.e., soil and water), whereas their demand is constantly

increasing (Klay et al. 2010), so it is important to find new sources that can satisfy the necessities and avoid pollution from wastes. This is why agricultural reuse of byproducts is an alternative expected to preserve water resources (Karef et al. 2014), and soils or technosols can improve land quality without soil pollution.

The use of compost from organic residues is a common practice in soil and land rehabilitation, technosol making, and quarry restoration (Tedesco et al. 1999; Jordán et al. 2008; Almendro-Candel et al. 2014). The use of mining wastes and sewage sludge for the restoration and rehabilitation of soils is one of the main methods for recycling these wastes in an environmental beneficial manner (Wong and Ho 1994; Veeresh et al. 2003). Following the EU Thematic Strategy (2001) on the Prevention and Recycling of Waste, improving final disposal and monitoring, composting is a good alternative to landfilling and incineration, as it reduces CO<sub>2</sub> and atmospheric pollutant emissions (Baldantoni et al. 2010). Moreover, Waste Framework Directive EC/2008/98, among other amendments, introduces a new procedure for defining end-of-waste (EoW) criteria, which are criteria that a given waste stream has to fulfill in order to cease to be waste (Savey and Eder 2014).

However, the use of compost and biosolids may have some negative effects on the environment (Navarro-Pedreño et al. 2004; Eldridge et al. 2009). Salts, such as sodium chloride present in composted sewage sludge could also be disastrous for establishing vegetable seedlings due to salt stress (Cai et al. 2010; Lag-Brotons et al. 2013) and can make the restoration of the vegetation cover and soil rehabilitation difficult. Though composts contain nutrients and can improve or ameliorate soils, there is widespread concern among growers in arid and semiarid regions about their salt content (Reddy and Crohn 2012). The presence of heavy metals is another problem associated to the use of wastes for soil restoration and the use of waste compost (MSWC) may increase the content of potentially toxic elements in soil, like heavy metals (Jordão et al. 2003, Almendro-Candel et al. 2014). Such presence of heavy metals could result in soil and water contamination (Dolgen et al. 2007; Speir et al. 2007; Soriano-Disla et al. 2010). Even more, the influence of salinity due to irrigation seems to be of great importance in the displacement of several chemical species from biosolids, including heavy metals (Veeresh et al. 2003; Reddy and Crohn 2012; Valdez-Gonzalez et al. 2014). This can cause several problems affecting field water quality, and preventing water pollution is important as many European objectives, regulations, and directives indicate (i.e., EC/2000/60 2000; EC 20003; EC 2005, EC 2008; EC/2008/98 2008; EC

2009; EC 2010a, b; EC 2011; EC 2014). Moreover, the new EU Water Framework Directive places special attention for addressing pollution from urban wastewater and from agriculture and salinization of water (EC 2010c).

In order to use residues for land restoration, many environmental concerns must be taken into account as described by Pepper et al. (2008). Salinization of groundwater is one of the most important in order to protect waters and avoid reducing their quality. Salinization can be a great problem that limits the fertility of soils to produce food and maintain the people (Hall 2014). It is important to develop experimental methods like those presented in this paper to check for possible sources of salinization and/or trace elements pollution before using wastes for soil restoration.

The present work has the objective of evaluating leaching of soluble inorganic forms related to water salinity and trace elements pollution from sewage sludge compost and limestone residues under two different irrigation waters to determine the possible effects on groundwater quality and the environmental implications.

## 2 Materials and methods

The mobility of the most important chemical species participating in water salinity (chloride, bicarbonate, phosphate, sulfate, Na, K, Ca, and Mg) and pollution (trace elements) through the profile of two wastes was checked under controlled conditions inside a greenhouse (mean values  $20^{\circ}\pm 5^{\circ}\text{C}$  and around 60% relative humidity) as did other authors such as Ahmad et al. (2009) and Soriano-Disla et al. (2014). Sixteen 30-cm tall columns made of PVC pipe with internal diameters of 10.5 cm were prepared (four per treatment), similar to the experiments of others (Palazzo and Reynolds 1991; Trudgill et al. 1991; Almendro-Candel et al. 2001 and 2003; Wahla and Kirkham 2008; Soriano-Disla et al. 2011). The columns were filled with one of these materials: either sewage sludge compost (SW) or limestone outcrop residue (LR). The SW was obtained from the Aspe wastewater treatment plant (southeast Spain), air-dried, homogenized, sieved (<4 mm), and analyzed under the recommended standard methods of Spanish Law RD 824/2005 (2005) based on acid digestion and atomic emission-absorption spectroscopy for elemental analysis and UNE-EN 13040, UNE-EN 13038, and UNE-EN 13039 for physical-chemical parameters. Their characteristics appear in Table 1. The mineral residue from limestone outcrops (LR) was also

analyzed (Table 1). SW had higher electrical conductivity and a lower pH than LR, which had higher hydraulic conductivity associated with the predominant sand fraction ( $\varnothing > 2$  mm).

The columns were irrigated with 2000 mL/week (230 mm) for 12 weeks, beginning in April like Wahla and Kirkham (2008) and finishing in July. Half of them were irrigated with nonsaline water (NS), while the others were so with saline water (S) from the beginning of the experiment until its end. These types of water are available for irrigation and used for crops (non-tolerant and tolerant species like palm trees) in the experimental area situated in a semiarid environment. The NS water was of good quality; the S water came from the Vinalopó River, and it presented high salinity due to drainage from soils affected by salts near the river basin. Both were analyzed throughout the experiment in accordance with the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al. 2005). The NS water had mean pH values of  $8.11 \pm 0.15$  and electrical conductivity at 25°C (mS/cm) of  $0.80 \pm 0.07$ , and the S water had  $8.16 \pm 0.08$  and  $17.96 \pm 1.02$ , respectively. Salinity was the main difference considered between both waters used in this experiment.

Four treatments combining the quality of the irrigation water (saline and nonsaline) and wastes used in the experimental design were studied: SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S.

After 24 hours of irrigation on the first day of each week, the leachates were taken, the volume obtained measured, and immediately analyzed. The leachates were collected in a plastic container 24 h after watering (similar to Navarro-Pedreño et al. 2003; Qiang et al. 2004; Jordan et al. 2006). Four random leachate samples were collected from each treatment. The parameters analyzed in the leachates followed the Standard Methods (APHA et al. 2005):  $\text{Cl}^-$  by titration by the Mohr method,  $\text{SO}_4^{2-}$  based on the formation of a colloidal form with barium, soluble  $\text{PO}_4^{3-}$  using the vanadomolybdophosphoric acid method, and  $\text{HCO}_3^-$  by titration with hydrochloric acid. Na, K, Ca, Mg, and trace elements (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni and Pb) were determined by atomic emission-absorption spectrometry following acid digestion in a microwave, and graphite furnace atomic absorption was used for trace elements.

Statistical analysis (mean, standard deviation (SD), confidence interval (CI) based on the Student's *t* test at 95%, and the ANOVA *F* test) was used to determine the statistical significance of the treatments and differences between the means.

### 3 Results

The volume of leachates from each treatment appears in Table 2. The volume lixiviated from the limestone outcrop material (LR) treatment was initially higher than the volume of the sewage sludge columns (SW). Sewage sludge can increase the water holding capacity (Raveendran et al. 1994) and retain more water as it can be deduced by the total volume showed in Table 2. However, after a time, both materials facilitated the lixiviation of water under this frequency of irrigation and produced similar leachate volumes. SW retained about 100 mL more of irrigation water during the first weeks although this did not affect the general trend appreciated in the composition of the leachates.

The results of the anions measured in the leachates (mean and total amount) showed different tendencies associated to the water quality and the materials used to fill the columns (combination of treatments among wastes with saline and nonsaline irrigation: SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S).

The presence of  $\text{Cl}^-$  was clearly affected by the water quality and treatments. Where saline irrigation was applied, the leachates had higher chloride concentrations (Table 3). However,  $\text{SO}_4^{2-}$  was influenced by the composted sewage sludge treatments (SW), although at the end of the experiment this influence diminished (Fig. 1).  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{HCO}_3^-$  produced the opposite results as Table 3 shows. The phosphate was clearly determined by the organic compost (SW) while the presence of this anion in water was low, and bicarbonate was clearly influenced by its concentration in the irrigation water (in both NS and S treatments). Nonsaline water apparently facilitated the lixiviation of phosphate as SW-NS showed the maximum concentration of phosphate in the leachates.

The main cations that are usually associated to salinity are indicated in Table 4. The sewage sludge compost (SW) affected Na at the beginning of the experiment. On the other hand, the Na in the input water determined the concentration in the leachates from weeks 5 to 12 (Fig. 2). A similar trend was observed for K, but it remained in the columns longer because until weeks 7-8 the irrigation water did not determine the behavior of this element.

Ca and Mg showed similar trends, and the content in the leachates was controlled by the presence of both in irrigation water from weeks 5-6 to the end of the experiment. Ahmad et al. (2009) have described similar results. Moreover, limestone residue (LR) seemed to affect Ca from week 5 to the end as may be expected because of the characteristics of this

residue, although no statistical significance was found. LR-NS showed higher amounts of this cation from the middle of the experiment to the end than did SW-NS, and this could be due to the calcium carbonate nature of the limestone residue.

In general, saline irrigation added more ions than salinity from the residues can and favored the lixiviation of them from the wastes, which is an important source of pollution in soil remediation under these conditions. Additionally, sewage sludge compost incremented the salt concentration in the leachates, but mainly at the beginning of the experiment until the irrigation water washed the residue profile and controlled the presence of salts in the leachates, except for the phosphate, which seems to depend on the sewage sludge compost.

The concentration of trace elements in leachates was low. In general, the sewage sludge compost favored the presence of heavy metals in waters, and the influence of irrigation was detected when heavy metals were present. Fe (Fig. 3), Mn, Cu, and Zn appeared as the most important elements detected in the leachates (Table 5) and Cd was very low and usually not detected (Table 6). Mn was especially lixiviated in the first period like Zn, reducing the presence in leachates. This was especially relevant in the LR treatments at the end of the experiment in SW. Salinity (i.e., Fe, Cu or Ni) and the quality of the irrigation water influenced the presence of heavy metals in leachates. In the case of Cr, Ni, and Pb (Table 6), the presence in the irrigation waters seemed to be determinant. For all of the trace elements, the soluble content in the leachates was under 1 mg/L.

#### **4 Discussion**

The availability of saline compounds in leachates seems to depend on the time (Yazdanpanah and Mahmoodabadi 2013), the frequency of the irrigation, and the amount of water added. In this experiment, both the frequency and the amount were fixed to compare the effect of the residues on groundwater quality and the environmental implications. It seems that sewage sludge compost (SW treatments) added salts to the leachates because of their important presence in the waste (Jordán et al. 2014), but over time, the presence of salts in the irrigation water (S and NS irrigation treatments) determined the salinity of leachates. In general, biosolids favored the concentrations of nutrients like K, Mg, P, and S



(Brännvall et al. 2014), and the influence of the biosolids (SW) was found in these elements in the first part of the experiment.

The salinity of the irrigation water determined the composition of lixiviates and clearly affected  $\text{Cl}^-$  and Na, although the composted sewage sludge added important amounts of salts. K was also favored by the organic byproduct (SW), but pollution from leached K is uncommon (Brady and Well 2004).

Bicarbonate present in the leachates was due to the irrigation treatment. On the other hand, the phosphate concentration in irrigation waters was not important so the presence of this anion in the leachates was clearly associated to the sewage sludge compost. Alnahidh (1991) found a positive effect of sewage sludge on the availability and solubility of phosphorus associated to frequent irrigation, and Galbally et al. (2013) found an increase in the impact of phosphate losses to groundwater associated to the use of organic byproducts. Limestone residue acted almost as an inert matter, which can be important for environmental purposes where this material will be needed.

The main important effect found related to limestone residue was the increment of Ca due to its composition (calcium carbonate), although we did not find statistical significance.

For both residues, the evolution followed a similar trend while water washed the columns after 5-7 weeks.

The risk of salinization and pollution of surface and subsurface waters (or aquifers) may be important at the beginning of land restoration with sewage sludge and less for limestone residue. Although we have to consider that this risk can change depending of the quality of soil and subsoil, especially in terms of pH and texture. After that, irrigation with low-quality water may be the main important source of salt pollution, and salinity depends on its quality (Klay et al. 2010).

Compost of sewage sludge (SW treatments) would be considered as a possible source of pollution and that mainly responsible for the concentration of heavy metals in leachates. No important displacements were detected for Cd as in Almendro-Candel et al. (2007). These must be associated with the presence of these metals in the composition of the wastes (Table 1). However, some of the trace elements analyzed (Cr, Ni, and Pb) were present in the irrigation water and this could promote the presence in leachates.

Redox potential and pH may control the solubility of these trace elements (Navarro-Pedreño et al. 1997). Regarding Redox potential, moisture in the columns could determine this parameter, and in all of them, the moisture content may be similar taking into account the volume of leachates obtained (Table 2). The pH may be the most important factor affecting the solubility. Limestone residue composed mainly by calcium carbonate may favor a basic pH of the media but sewage sludge compost could favor the solubility of the metals because its pH is slightly acidic.

## **5 Conclusions**

The use of these residues in soil rehabilitation must be considered as a potential risk for surface and groundwater pollution, and even more so if they are combined with saline irrigation. In this experiment, after one and a half months, the irrigation determined the quality of leachates more than the residue used. However, when sewage sludge compost was added, the salts increased under well drainage, causing initial problems of salinization, and the presence of trace elements was higher. The most important source of phosphorus was the biosolid (sewage sludge compost), so special attention must be paid to this pollutant when sewage sludge is used for soil restoration. Soil remediation with composted sewage sludge under a saline irrigation regime may be considered as a source of phosphate pollution. This method, used to check the behavior of these wastes, helps us to understand the expected salinity and pollution derived from them.

The use of composted sewage sludge in soil rehabilitation and technosol making could be considered as a potential source of salts. Moreover, trace elements associated with the characteristics of sewage sludge could favor their presence in waters and could be a key factor for controlling water pollution. Under determined conditions, the use of inadequate water can also favor lixiviation of important salt compounds from sewage sludge compost and increase environmental risk of salinization, phosphate, and heavy metal pollution.

## References

- Ahmad Z, Yamamoto S, Honna T (2008) Leachability and phytoavailability of nitrogen, phosphorus, and potassium from different bio-composts under chloride- and sulfate-dominated irrigation water. *J Environ Qual* 37(3):1288-98
- Ahmad Z, Honna T, Yamamoto S, Faridulah F, Isrhad M, El-Hassan WHA (2009) Effect of chloride and sulfate salinity on micronutrients release and uptake from different composts applied on total phosphorus basis. *Commun Soil Sci Plant Anal* 40(9-10):1566-1589
- Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Jordán Vidal MM, García Sánchez E, Mataix Solera J (2001) Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. In: Ballester Rodríguez A, Grima Olmedo J, López Geta JA, Rodríguez Hernández L (eds) *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados*, Instituto Geológico y Minero de España, Alicante, pp 23-34
- Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Jordán Vidal MM, Gómez I (2003) Movilidad y biodisponibilidad del fósforo en un Antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. *Edafología* 10(1):7-14
- Almendro-Candel MB, Jordán Vidal MM, Navarro-Pedreño J, Mataix-Solera J, Gómez I (2007) Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim limestone quarries wastes as soil amendments. *Soil Biol Biochem* 39:1328-1332
- Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Jordán Vidal MM, Gómez I, Meléndez-Pastor I (2014) Use of municipal waste compost to reclaim limestone quarries mine spoils as soil amendments: effects on Cd and Ni. *J Geochem Explor* 144:263-366
- Alnahidh SI (1991) Effect of frequency of irrigation on sewage sludge-amended soil and corn nutrition. *Arid Soil Res Rehab* 5(2):137-146
- APHA, AWWA and WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st edn. American Public Health Association. Washington, DC

- Baldantoni D, Leone A, Iovieno P, Morra L, Zaccardelli M, Alfani A (2010) Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. *Chemosphere* 80(9):1006-1013
- Brady NC, Weil RR (2004) *Nature and properties of soils. Potassium nature and ecological roles*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, pp 627-637
- Brännvall E, Nilsson M, Sjöblom R, Skoglund N, Kumpiene J (2014) Effect of residue combinations on plant uptake of nutrients and potentially toxic elements. *J Environ Manag* 132:287-295
- Cai H, Chen T, Liu H, Gao D, Zheng G, Zhang J (2010) The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Scientia Hort* 124(3):381-386
- Dolgen D, Alpaslan MN, Delenn N (2007). Agricultural recycling of treatment-plant sludge: a case study for a vegetable-processing factory. *J Environ Manag* 84(3):274-81
- EC (2003) European Communities (Water Policy) Regulations 2003. Official Journal of the European Communities 722/2003
- EC (2005) European Communities (Water Policy) (Amendment) Regulations, 2005. Official Journal of the European Communities 413/2005
- EC (2008) European Communities (Water Policy) (Amendment) Regulations, 2008. Official Journal of the European Communities 219/2008
- EC (2009) European Communities Environmental Objectives (Surface Waters) Regulations, 2009. Official Journal of the European Communities 272/2009
- EC (2010a) European Communities Environmental Objectives (Groundwater) Regulations, 2010. Official Journal of the European Communities 9/2010
- EC (2010b) European Communities (Good Agricultural Practice for Protection of Waters) Regulations, 2010. Official Journal of the European Communities 610/2010
- EC (2010c) *Water is for life: how the Water Framework Directive helps safeguard Europe's resources*. Publications Office of the European Union, Luxemburg, p 28

- EC (2011) European Communities (Technical Specifications for the Chemical Analysis and Monitoring of Water Status) Regulations, 2011. Official Journal of the European Communities 489/2011
- EC/2000/60 (2000) Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October, 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities 327/2000
- EC/2008/98 (2008) Directive of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal of the European Communities 312/2008
- EC/2014/350 (2014) European Union (Water Policy) Regulations 2014. Official Journal of the European Communities 350/2014
- Eldridge SM, Chan KY, Barchia I, Pengelly PK, Katupitiya S, Davis JM (2009) A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia. *Agr Ecosyst Environ* 134(3-4):243-50
- EU (2001) Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Thematic Strategy on the Prevention and Recycling of Waste. Brussels 19.1.2011 COM (2011) 13 final
- Galbally P, Ryan D, Fagan CC, Finnan J, Grant J, McDonnell K (2013) Biosolid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: Impacts on groundwater quality and soil. *Agri Water Manag* 116:193–203
- Hall SJ (2014) Soils and the future of food. Challenges and opportunities for feeding nine billion people. In: Churchman JG, Landa ER (eds) *The Soil Underfoot: infinite possibilities for a finite resource*, CRC Press, Boca Raton, pp 17-36
- Jordán MM, Almendro-Candel MB, Pina S, García-Orenes F, García-Sánchez E, Sabater MC, Navarro-Pedreño J, Gómez I (2006) Sewage sludge application for soil reclamation of limestone quarries. Test in columns using a calcareous mineral rejection. In: *Water management and soil conservation in semi-arid environments*. INRA, Marrakech

- Jordán MM, Pina S, García-Orenes F, Almendro-Candel MB, García-Sánchez E (2008) Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. *Environ Geol* 55(2):453-462
- Jordán MM, Rincón-Mora B, Almendro-Candel MB (2014) Heavy metal distribution and electrical conductivity measurements in biosolid pellets. *J Soil Sediments* doi: 10.1007/s11368-014-1021-2
- Jordão CP, Cecon PR, Pereira JL (2003) Evaluation of metal concentrations in edible vegetables grown in compost amended soil. *Int J Environ Stud* 60(6):547-562
- Karef S, Kettab A, Nakib M (2014) Characterization of byproducts from wastewater treatment of medea (Algeria) with a view to agricultural reuse. *Desalin Water Treat* 52(10-12):2201-2207
- Klay S, Charef A, Ayed L, Houman B, Rezgui F (2010) Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). *Desalination* 253(1):180-187
- Lag-Brotons AJ, Soriano-Disla JM, Gómez I, Navarro-Pedreño J (2013) Saline irrigation effects on *Cynara cardunculus* L. plants grown in Mediterranean soils. *Hort Science* 48(6):762-767
- Navarro-Pedreño J, Gómez I, Moral R, Palacios G, Mataix J (1997) Heavy metals and plant nutrition and development. *Recent Res Devel in Phytochem* 1:173-179
- Navarro-Pedreño J, Almendro-Candel MB, Jordán-Vidal MM, Mataix-Solera J, Garcia-Sánchez E (2003) Mobility of cadmium, chromium, and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage sludge in the southeast of Spain. *Environ Geol* 44:545-553
- Navarro-Pedreño J, Almendro-Candel MB, Jordán-Vidal MM, Mataix-Solera J, García-Sánchez E (2004) Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in Alicante province (Spain). In: Martin JF, Brebbia CA, Godfrey AE, Díaz de Terán JR (eds) *Geo-Environment*. WIT Press, Southampton, pp 293-302
- Palazzo AJ, Reynolds SM (1991) Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge. *Water Air Soil Pollut* 57-58:839-848

- Pepper IL, Zerghi H, Brooks JP, Gerba CP (2008) Sustainability of land application of class B biosolids. *J Environ Qua* 37(5):58-67
- Qiang Z, Speir TW, Van Schaik AP (2004) Leaching of nutrients from soil cores treated with a single large dose of digested sewage sludge. *Biol Fert Soils* 40:284–289
- R.D. 824/2005. 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 Julio sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 171, 25592-25669, Anexo VI
- Rains DW, Goyal SS (2003) Strategies for managing crop production in saline environments: an overview. In: Goyal SS, Sharma SK, Rains DW (eds) *Crop Production in Saline Environments*. The Haworth Press, Binghamton, pp 1-10
- Raveendran E, Grieve JC, Madamy IM (1994) Effects of organic amendments and irrigation waters on the physical and chemical-properties of 2 calcareous soils in Bahrain. *Environ Monit Assess* 30(2):177-196
- Reddy N, Crohn DM (2012) Compost induced soil salinity: a new prediction method and its effect on plant growth. *Compost Sci Util* 20(3):133-140
- Saveyn H, Eder P (2014) End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): technical proposals. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Soriano-Disla JM, Speir TW, Gómez I, Clucas LM, McLaren RG, Navarro-Pedreño J (2010) Evaluation of Different Extraction Methods for the Assessment of Heavy Metal Bioavailability in Various Soils. *Water Air Soil Pollut* 213(1-4):471-483
- Soriano-Disla JM, Gómez I, Navarro-Pedreño J (2011) The influence of soil properties on the mobility of metals following a single application of polluted sewage sludge to seventy agricultural topsoils: a laboratory column study. *Soil Sediment Cont* 20(8):961-976
- Soriano-Disla JM, Gómez I, Navarro-Pedreño J, Jordán MM (2014) The transfer of heavy metals to barley plants from soils amended with sewage sludge with different heavy metal burdens. *J Soils Sediments* 14:687-696

- Speir TW, van Schaik AP, Hunter LC, Ryburn JL, Percival HJ (2007). Attempts to derive EC50 values for heavy metals from land applied Cu-, Ni-, and Zn-spiked sewage sludge. *Soil Biol Biochem* 39(2):539-549
- Tedesco MJ, Teixeira EC, Medina C, Bugin A (1999) Reclamation of spoil and refuse material produced by coal mining using bottom ash and lime. *Environ Technol* 20(5):523-529
- Trudgill ST, Burt TP, Heathwaite AL, Arkell BP (1991) Soil nitrate sources and nitrate leaching losses, Slapton, South Devon. *Soil Use Manag* 7:200-206
- Valdez-Gonzalez J, Lopez-Chuken U, Guzman-Mar J, Flores-Banda F, Hernandez-Ramirez A, Hinojosa-Reyes L (2014) Saline irrigation and Zn amendment effect on Cd phytoavailability to Swiss chard (*Beta vulgaris* L.) grown on a long-term amended agricultural soil: a human risk assessment. *Environ Sci Pollut Res* 21(9):5909-16
- Veeresh H, Tripathy S, Chaudhuri D, Ghosh BC, Hart BR, Powell MA (2003) Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge. *Environ Geol* 43:513-520
- Wahla IH, Kirkham MB (2008) Heavy metal displacement in salt-water-irrigated soil during phytoremediation. *Environ Pollut* 155(2):271-83
- Wong JWC, Ho G (1994) Sewage sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining residue. *Res Conserv Recyc* 11(1-4):297-309
- Yazdanpanah N, Mahmoodabadi M (2013) Reclamation of calcareous saline-sodic soil using different amendments: time changes of soluble cations in leachate. *Arab J Geosci* 6:2519-2528



**Table 1** Characteristics of the sewage sludge compost (SW) and limestone outcrop residue (LR)

Parameters	Units	SW		LR	
		Mean	SD	Mean	SD
Ø > 2 mm	%	-	-	59.6	-
0.5 mm < Ø < 2 mm	%	-	-	21.8	-
0.063 mm < Ø < 0.5 mm	%	-	-	13.5	-
Ø < 0.063 mm	%	-	-	5.0	-
Hydraulic conductivity	cm <sup>3</sup> /h	383.7	708.9	833.4	0
Bulk density	g/cm <sup>3</sup>	0.5	-	1.6	-
pH <sub>w</sub>	-	5.6	0.1	9.1	0.1
Electrical cond. (25 °C)	µS/cm	9800.0 <sup>a</sup>	52.3	67.8 <sup>b</sup>	3.3
Total organic matter	%	68.0	1.3	1.1	0.1
Oxidizable organic matter	%	27.1	2.7	0.4	0.1
N Kjeldahl	%	2.5	0.1	0.018	0.002
Phosphorous	g/kg	21.7	0.8	966.4	36.6
Potassium	mg/kg	5413.2	151.6	1285.5	125.8
Sodium	mg/kg	5134.2	41.9	1025.2	79.0
Calcium	g/kg	5.0	0.1	293.3	13.9
Magnesium	g/kg	2.2	0.2	3.5	0.5
Iron	g/kg	3.7	0.2	10.0	2.5
Manganese	mg/kg	95.8	12.2	27.0	1.5
Copper	mg/kg	192.0	10.2	7.2	1.4
Zinc	mg/kg	640.5	22.3	31.5	1.1
Nickel	mg/kg	20.2	0.6	8.2	0.8
Chrome	mg/kg	30.6	0.8	16.8	1.7
Cadmium	mg/kg	0.6	0.1	0.3	0.1
Lead	mg/kg	71.5	7.4	1.4	0.2

<sup>a</sup> Electrical conductivity in 1:10 w/v water extraction.

<sup>b</sup> Electrical conductivity in 1:5 w/v water extraction. Compositions expressed in dry weight.

**Table 2** Volume of leachates determined every week (mL).

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total vol.
SW-NS	Mean	1598 a	1660 a	1668 a	1763 a	1695 a	1808 a	1785 a	1813 a	1695 a	1803 a	1783 a	1788 a	20859
SW-S	Mean	1583 a	1630 a	1635 a	1643 ab	1703 a	1755 a	1705 a	1740 a	1703 a	1718 b	1720 a	1723 a	18615
LR-NS	Mean	1620 b	1815 b	1825 b	1788 a	1695 a	1815 a	1833 a	1840 a	1695 a	1834 a	1815 a	1850 a	21425
LR-S	Mean	1630 b	1845 b	1780 b	1813 b	1798 a	1795 a	1738 a	1780 a	1798 a	1805 a	1825 a	1798 a	21405

Values with a different letter (a-b) are significantly different ( $P < 0.05$ ) for the same sample period

SW-NS sewage sludge compost- nonsaline water, SW-S sewage sludge compost- saline water, LR-NS limestone outcrop residue-nonsaline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water

**Table 3** Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> in leachates and the amount added with the irrigation water (mg/L)

	Treat.	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Cl <sup>-</sup>	SW-NS		367 a	408 a	351 a	221 a	216 a	211 a	174 a	193 a	170 a	169 a	172 a	158 a	2810
	SW-S		6116 b	5286 b	4997 b	5497 b	5696 b	5756 b	6042 b	7381 b	6907 b	6605 b	6583 b	6527 b	73393
	LR-NS		131 a	147 a	143 c	124 a	137 a	158 a	149 a	156 a	149 a	151 a	139 a	140 a	1581
	LR-S		5840 b	5165 b	4688 b	5429 b	5531 b	5537 b	5987 b	7556 b	6449 b	6281 b	6326 b	6297 b	71086
	Irr. water NS		141	175	153	124	133	185	158	140	143	134	124	123	1733
	Irr. water S		5784	4813	4338	5299	5210	5009	5624	7096	6035	6080	5722	5792	66802
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SW-NS		530 a	798 a	706 a	405 a	246 a	233 a	321 a	300 a	203 a	197 a	225 a	215 a	4379
	SW-S		1434 a	1745 a	1847 b	1612 b	1570 b	1561 b	1833 b	1905 b	1438 b	1577 b	1397 b	1504 b	19423
	LR-NS		76 b	79 b	78 c	79 c	50 c	109 c	179 c	199 c	139 c	137 c	160 c	153 c	1438
	LR-S		951 a	1109 a	1164 a	941 b	1221 b	1231 b	1650 b	1618 b	1308 b	1414 b	1226 d	1353 d	15186
	Irr. water NS		69	71	69	74	40	107	146	180	121	123	146	132	1278
	Irr. water S		877	1053	1228	1212	1193	1147	1483	1441	1225	1451	1144	1319	14773
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SW-NS		19.7 a	18.2 a	20.2 a	27.1 a	37.7 a	36.1 a	29.2 a	20.8 a	19.0 a	14.2 a	11.2 a	15.9 a	269
	SW-S		8.2 a	7.9 a	12.2 a	13.1 a	17.1 a	29.9 a	19.4 a	16.7 a	12.6 a	14.8 a	10.9 a	14.4 a	177
	LR-NS		0.5 b	0.5 b	0.7 b	1.1 b	1.3 b	0.4 b	0.6 b	0.5 b	0.1 b	0.2 b	0.9 b	1.4 b	8
	LR-S		0.4 b	0.9 b	1.2 b	1.7 b	2.1 b	1.1 b	1.4 b	1.5 b	0.6 b	0.8 b	2.0 b	2.3 b	16
	Irr. water NS		nd	0.3	0.8	1.5	1.3	1.3	0.4	0.4	nd	0.2	1.4	1.8	9
	Irr. water S		6.5	1.3	2.2	2.2	2.2	1.0	1.0	2.0	1.3	1.5	2.3	2.7	26
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SW-NS		142 a	133 a	128 a	115 a	110 a	117 a	125 a	112 a	167 a	135 a	146 a	135 a	1565
	SW-S		334 b	289 b	236 b	214 b	234 b	229 b	232 b	224 b	283 b	269 b	281 b	280 b	3105
	LR-NS		128 a	115 a	117 a	120 a	101 a	120 a	128 a	119 a	129 a	127 a	178 a	157 a	1539
	LR-S		307 b	299 b	324 b	344 b	333 b	338 b	324 b	299 b	331 b	333 b	337 b	326 b	3895
	Irr. water NS		128	113	109	119	94	129	129	112	133	142	191	168	1567
	Irr. water S		399	346	365	390	378	399	383	337	350	358	379	363	4447

Values with a different letter (a-d) are significantly different (P<0.05) for the same sample period

SW-NS sewage sludge compost- nonsaline water, SW-S sewage sludge compost- saline water, LR-NS limestone outcrop residue-nonsaline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water

**Table 4** Na, K, Ca and Mg in leachates and the amount added with the irrigation water (mg/L)

Treat.	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Na	SW-NS	265 a	276 a	207 a	109 a	100 a	85 a	98 a	87 a	87 a	86 a	101 a	67 a	1568
	SW-S	3894 b	3005 b	2809 b	2787 b	3370 b	3017 b	3702 b	4337 b	4008 b	3779 b	4350 b	3487 b	42545
	LR-NS	57 c	57 c	59 c	59 c	62 a	81 a	87 a	86 a	88 a	79 a	84 a	63 a	862
	LR-S	3374 b	2967 b	2797 b	3232 b	3370 b	3171 b	3816 b	4639 b	3886 b	3687 b	3682 b	3518 b	42139
	Ir. water NS	54	52	44	46	60	68	73	68	62	65	34	63	689
	Ir. water S	3439	2707	2599	3090	3093	2471	3127	4451	3506	3279	3136	3064	37962
K	SW-NS	235 a	300 a	213 a	94 a	101 a	43 a	36 a	22 a	19 a	16 a	21 a	33 a	1133
	SW-S	292 a	381 a	337 a	225 a	114 a	82 a	87 b	69 b	62 b	53 b	118 b	107 b	1927
	LR-NS	2 b	2 b	2 b	3 b	2 b	3 b	3 c	3 c	3 c	3 c	5 c	6 c	37
	LR-S	25 c	23 c	30 c	31 c	32 c	30 c	48 a	54 b	49 d	39 d	88 ab	98 b	547
	Ir. water NS	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	6	6	41
	Ir. water S	41	27	33	31	32	30	44	53	45	38	113	85	572
Ca	SW-NS	293 a	281 a	223 a	100 a	147 a	61 a	20 a	21 a	10 a	13 a	22 a	38 a	1219
	SW-S	591 a	552 a	480 a	385 a	343 a	288 b	268 b	256 b	220 b	214 b	217 b	293 b	4107
	LR-NS	47 b	26 b	26 b	26 b	26 b	29 c	41 c	41 c	38 c	36 c	38 a	48 a	422
	LR-S	475 a	195 a	193 a	212 a	275 a	248 b	263 b	251 b	233 b	224 b	238 b	278 b	3085
	Ir. water NS	32	15	17	20	14	18	33	35	36	23	45	38	326
	Ir. water S	345	158	172	200	231	171	257	239	250	210	256	258	2747
Mg	SW-NS	142 a	233 a	178 a	100 a	88 a	47 a	34 a	21 a	20 a	17 a	17 a	28 a	925
	SW-S	339 b	421 a	389 a	385 a	324 a	221 b	198 b	160 b	153 b	133 b	136 b	186 b	3045
	LR-NS	7 c	11 b	10 b	26 b	12 b	7 c	13 a	17 a	19 a	16 a	16 a	25 a	179
	LR-S	174 a	159 a	166 a	212 a	197 a	208 b	199 b	185 b	162 b	158 b	164 b	187 b	2171
	Ir. water NS	11	14	13	10	13	8	17	18	20	17	17	29	187
	Ir. water S	232	173	165	200	186	197	207	170	150	149	163	174	2166

Values with a different letter (a-d) are significantly different ( $P < 0.05$ ) for the same sample period

SW-NS sewage sludge compost- nonsaline water, SW-S sewage sludge compost- saline water, LR-NS limestone outcrop residue-nonsaline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water

**Table 5** Fe, Mn, Cu and Zn in leachates and the amount added with the irrigation water ( $\mu\text{g/L}$ )

	Treat.	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Fe	SW-NS		30 a	81 a	88 a	77 a	76 a	85 a	87 a	79 a	86 a	85 a	38 a	43 a	855
	SW-S		60 a	171 a	161 a	127 a	100 a	126 a	135 a	128 a	114 a	122 a	76 a	70 a	1390
	LR-NS		nd	31 a	33 a	53 a	42 a	33 a	40 a	41 a	47 a	46 a	9 b	19 b	394
	LR-S		33 a	33 a	25 a	38 a	42 a	39 a	40 a	46 a	51 a	57 a	24 b	34 b	462
	lr. water NS		14	38	31	54	37	30	44	46	54	49	24	35	456
	lr. water S		12	27	31	46	24	31	37	51	48	69	25	36	437
Mn	SW-NS		90 a	103 a	131 a	65 a	62 a	57 a	41 a	10 a	14 a	5	3	2	573
	SW-S		197 a	223 a	360 a	193 a	205 a	201 b	147 b	14 a	39 a	nd	nd	nd	1579
	LR-NS		2 b	4 b	3 b	3 b	nd	3	nd	2 b	nd	nd	nd	nd	17
	LR-S		3 b	3 b	5 b	4 b	nd	3	2	1 b	nd	nd	nd	nd	21
	lr. water NS		2	8	6	7	nd	6	nd	1	nd	nd	nd	nd	30
	lr. water S		4	6	4	3	nd	2	2	nd	nd	nd	nd	nd	21
Cu	SW-NS		33 a	52 a	51 a	43 a	50 a	56 a	52 a	34 a	35 a	32 a	28 a	31 a	497
	SW-S		67 a	99 a	132 b	110 a	102 b	121 b	112 b	72 b	75 b	74 b	57 b	59 a	1080
	LR-NS		4 b	6 b	nd	nd	nd	2 c	1 c	1 c	nd	1 c	3 c	9 b	27
	LR-S		6 b	2 b	1 c	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9
	lr. water NS		1	nd	nd	nd	nd	7	2	3	6	nd	7	4	30
	lr. water S		5	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6
Zn	SW-NS		49 a	71 a	75 a	49 a	49 a	77 a	40 a	36 a	28 a	24 a	23 a	22 a	543
	SW-S		111 a	147 a	192 a	130 a	85 a	115 a	83 a	77 b	48 a	59 a	57 a	44 a	1148
	LR-NS		nd	5 b	nd	nd	nd	1 b	2 b	5 c	nd	1 b	2 b	9 a	16
	LR-S		5 b	5 b	nd	nd	nd	3 b	2 b	6 c	3 b	2 b	2 b	1 b	29
	lr. water NS		nd	4	nd	nd	nd	3	6	5	4	1	2	3	28
	lr. water S		7	5	nd	nd	nd	7	8	8	3	nd	6	2	46

Values with a different letter (a-d) are significantly different ( $P < 0.05$ ) for the same sample period

SW-NS sewage sludge compost- nonsaline water, SW-S sewage sludge compost- saline water, LR-NS limestone outcrop residue-nonsaline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water, nd not detected (under  $1 \mu\text{g/L}$ )

**Table 6** Cd, Cr, Ni and Pb in leachates and the amount added with the irrigation water ( $\mu\text{g/L}$ )

	Treat.	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Cd	SW-NS		2 a	1 a	1 a	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0
	SW-S		3 a	1 a	1 a	nd	1	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2
	LR-NS		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0
	LR-S		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0
	Ir. water NS		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0
	Ir. water S		1	nd	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2
Cr	SW-NS		12 a	18 a	19 a	8 a	2 a	2 a	12 a	18 a	20 a	9 a	9 a	1 a	76
	SW-S		19 a	32 a	24 a	13 a	4 a	3 a	21 b	20 a	18 a	12 a	21 b	2 a	168
	LR-NS		5 b	8 b	15 a	1 b	nd	nd	6 c	17 a	20 a	4 b	1 c	nd	77
	LR-S		18 a	14 a	21 a	6 ab	1 a	4 a	11 a	25 a	29 b	13 a	4 d	3 a	131
	Ir. water NS		13	9	14	nd	nd	nd	4	19	6	7	1	nd	73
	Ir. water S		22	17	22	3	nd	4	8	25	28	10	7	3	149
Ni	SW-NS		9 a	14 a	11 a	9 a	5 a	5 a	5 a	6 a	7 a	8 a	7 a	6 a	17
	SW-S		13 a	8 a	20 a	15 a	10 b	13 a	9 a	13 b	10 a	13 a	13 a	11 b	122
	LR-NS		2 b	9 a	3 b	2 b	1 c	1 b	1 b	nd	1 b	2 b	2 b	2 c	17
	LR-S		14 a	13 a	9 ab	10 a	3 c	3 b	5 ab	7 a	14 a	11 a	11 a	9 a	63
	Ir. water NS		1	11	13	1	nd	nd	nd	3	nd	1	5	nd	35
	Ir. water S		14	9	8	9	nd	6	3	13	8	12	2	8	92
Pb	SW-NS		25 a	27 a	28 a	32 a	29 a	22 a	23 a	21 a	24 a	28 a	24 a	21 a	304
	SW-S		28 a	22 a	25 a	36 a	41 b	26 a	30 a	27 a	29 a	34 a	23 a	26 a	347
	LR-NS		22 a	25 a	23 a	19 b	30 b	20 a	20 a	13 a	21 a	20 a	21 a	20 a	254
	LR-S		28 a	32 a	34 a	39 a	22 a	30 a	19 a	26 a	33 a	36 a	33 a	28 a	360
	Ir. water NS		23	34	20	43	25	13	8	24	28	38	29	13	298
	Ir. water S		30	31	44	36	26	28	30	48	35	39	33	23	403

Values with a different letter (a-d) are significantly different ( $P < 0.05$ ) for the same sample period

SW-NS sewage sludge compost- nonsaline water, SW-S sewage sludge compost- saline water, LR-NS limestone outcrop residue-nonsaline water, LR-S limestone outcrop residue-saline water, nd not detected (under  $1 \mu\text{g/L}$ )

Fig. 1 Sulfate concentration in leachates along time of experiment

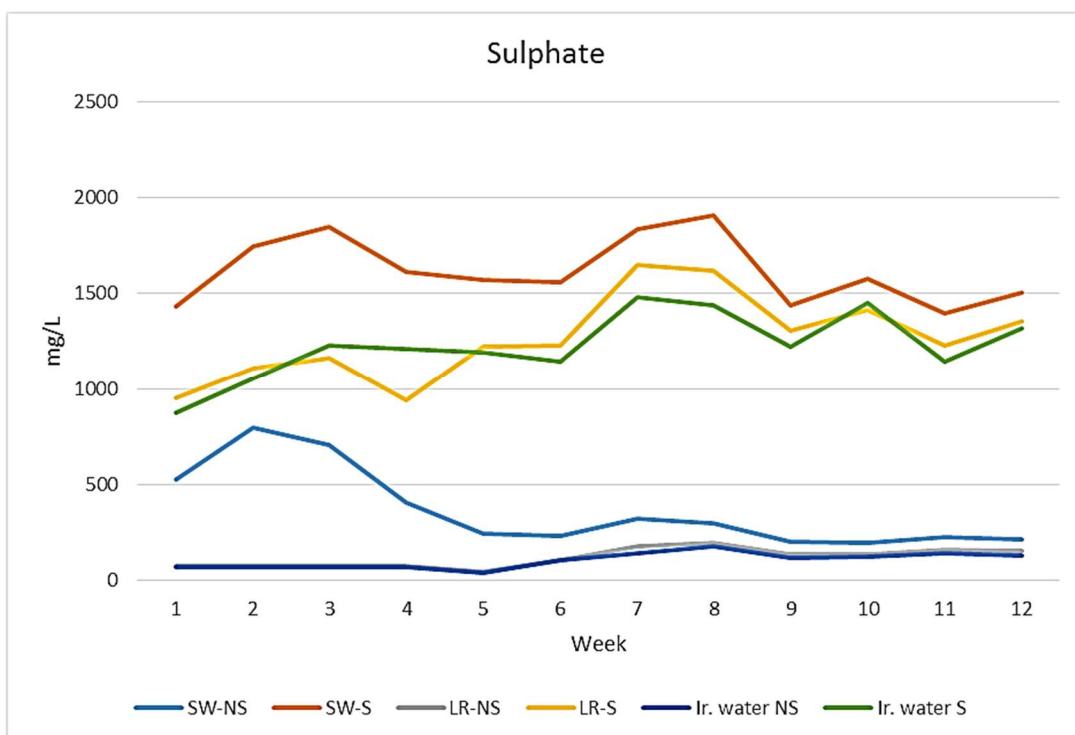


Fig. 2 Sodium concentration in leachates along time of experiment

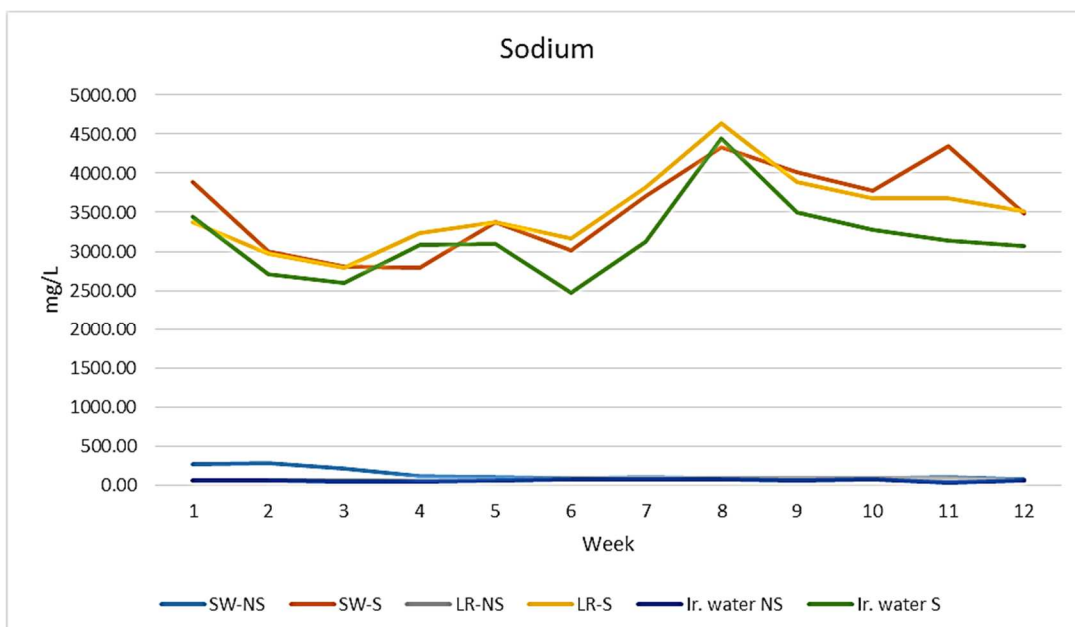
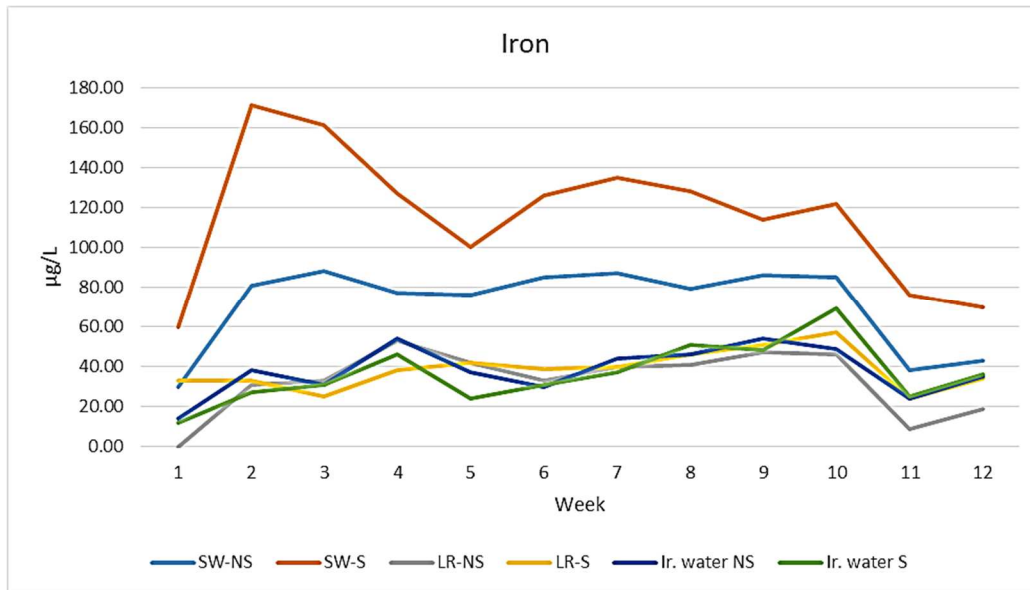


Fig. 3 Iron concentration in leachates along time of experiment





**PUBLICACIÓN 3.4**

---

**OXYGEN DEMAND OF WATERS ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE SLUDGE  
COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP AS FILTRATION SYSTEM**

Ana Pérez-Gimeno, José Navarro-Pedreño, María Belén Almendro-Candel, Ignacio Gómez,  
Antonis A. Zorpas. *Comptes Rendus Chimie* (2019) 22: 269-275.

<https://doi.org/10.1016/j.crci.2019.02.002>

---



## Abstract

The use of composted sewage sludge (SW) and limestone outcrop residue (LR) as water filter systems for waters has been tested. An experimental design based on the use of columns (0-30 cm) was used with both wastes under a heavy irrigation regime (2000 mL/week) for 12 weeks. Half of them were irrigated with nonsaline water (NS) and the others with saline water (S). Four treatments combining the quality of the irrigation water and wastes were obtained: SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S. The chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) and suspended solids (SS) were measured. The results indicated that COD and BOD<sub>5</sub> were higher in the treatments with SW than LR, whereas saline irrigation did not modify BOD<sub>5</sub> compared with nonsaline irrigation, but COD increased in both wastes. The environmental concern due to organic matter displacement in waters should be taken into account when using these wastes, especially sewage sludge. Moreover, the use of saline waters may increase the COD with the consequent risk for natural water. When designing a filter system considering inert and organic matter, composted sewage sludge and limestone outcrop can be effective materials and should be taking into consideration.

**Keywords:** filtration systems; leachates; limestone residues; oxygen demand; sewage sludge, compost

## 1 Introduction

Sewage biosolids resulting from wastewaters are an inevitable byproduct of water cycle, and the total production is estimated to be more than 13 million tons of dry solids before the end of 2020. Sewage sludge may be used as a resource in many sustainable ways instead of being considered and managed as a waste. An attention was given worldwide to the illegal disposal of sewage sludge because of its potential threat to people's health and environment in general [1,2]. The composted sewage sludge (SW) and limestone outcrop residues (LR) are commonly used in land rehabilitation, soil improvement, and technosol making and can influence the mobility of organic compounds into groundwater [3-5]. Composting has become one of the main sustainable options to be applied for sewage sludge treatment [6,7] because of less cost and recycling of nutrient-rich organic fertilizers [8]. These

treatments are particularly suitable for certain soils and allow applications to land over different times or terrains than otherwise would be the case.

In addition, organic and inorganic wastes can be used in urban sustainable drainage systems, green filters and for phytoremediation purposes [9-11]. Landfill disposal of wastes is considered as a major and significant source of water pollution [12] because of the drainage and infiltration in the soil. These wastes can be responsible for the organic pollution of waters, which can affect and modify the oxygen demand in surface waters, leachates and groundwater. Dissolved organic matter (DOM) is mentioned as the main pollutant as it comprises a majority of organic substances in the leachates [13,14]. DOM is often regarded as a continuum of organic molecules of different molecular weights and structures including low molecular weight substances like humic substances and influence the biochemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) of waters [13]. Hence, with adequate oxygen and free airspace, decomposable organic matters and moisture content in the sludge are reduced, and the pathogens are inactivated by thermophilic condition [15].

Most of the experiments done to determine the pollution of water, based on the use of these wastes as filtration systems or amendment materials includes (1) the presence of heavy metals in leachates [16-18], (2) the determination of nitrogen pollution [19,20], (3) some of them in the concentration of DOM [21,22] and (4) treating the leachates to reduce the presence of the organic matter [13,14,23].

The presence of DOM in leachates can affect COD and BOD as well as the content of suspended solids (SSs), which can be related with turbidity, total solids and total dissolved solids of water [24]. Furthermore, some experiments showed the possibility of using organic materials in coagulation-flocculation processes to reduce the presence of SSs [25]. However, organic matter in filtration systems can also contribute to increase the presence of SSs in waters. In this sense, the possible use of organic wastes like sewage sludge and inorganic wastes like limestone outcrops, in filtration systems, should be studied considering these effects.

The objective of this work was to test the possible effects on oxygen demand of leachates because of the use of composted sewage sludge and limestone outcrop residue as water filter systems. Furthermore, this research analyzes what happens when the source of water has high concentration of salts and if this affects COD and BOD of waters.

## 2 Materials and methods

An experimental design was applied to analyze the possible pollution derived from the use of SW and LR as filtration systems for waters was. The main physicochemical characteristics of both wastes are presented in the Table 1.

SW has an important electrical conductivity, organic matter and nutrient content (P and N) whereas LR (which is a mixture of calcium carbonate particles with a size less than 2 mm), has a great hydraulic conductivity (almost three times higher than SW).

Polymerizing vinyl chloride (PVC) columns (0-30 cm long and 10.5 cm of diameter) were filled with both wastes, softly hand compacted to fit the residues inside. Plastic containers were disposed under the columns to collect the leachates. The columns were submitted to a heavy irrigation regime by flood irrigation, and the amount of water applied was similar to a heavy storm in Mediterranean areas or flood irrigation for agricultural purposes. Sixteen columns (eight per waste, SW and LR) were irrigated once a week with 2000 mL/week (approximately equivalent to 230 mm) for twelve weeks (April to July). All of them were inside a greenhouse under controlled conditions of temperature ( $20^{\circ}\text{C} \pm 5$ ) and air relative humidity (60% RH). Half of them were irrigated with a nonsaline water (NS) and the others with saline water (S).

Four treatments (with four replicates) were established (SW-NS, SW-S, LR-NS, and LR-S) combining the quality of the irrigation water (S and NS) and the filters of wastes (SW and LR).

After 24 h from the irrigation on the first day of each week, the leachates were taken and analyzed directly. For COD, BOD<sub>5</sub>, and total suspend solids (TSS), standard methods were applied [26]. COD was determined oxidizing the organic matter of the sample with a mixture of strong acid solution ( $\text{SO}_4\text{H}_2$ ) and potassium dichromate ( $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ ), and after that the remaining potassium dichromate was determined by titration with ferrous ammonium sulfate. BOD<sub>5</sub> was determined by filling with diluted and seeded sample an airtight bottle and incubating at  $20^{\circ}\text{C}$  for 5 days, using titrimetric method. TSS were determined in a well-mixed sample filtered through a weighed standard glass-fiber filter and the residue retained on the filter was dried to a constant weight at  $105^{\circ}\text{C}$ .

Table 2 presents characteristics of the irrigation water (NS and S) used in this study.

The NS was a tap water with an average electrical conductivity of 0.8 mS/cm and a pH of 8.1, whereas S in this experiment was water from the Vinalopó river, used for instance in the irrigation systems of palm tree orchards with an electrical conductivity of 17.9 mS/cm and a pH of 8.2.

Descriptive statistics (mean value and standard deviation [SD]) and analysis of variance (ANOVA) *F* test of two ways were used to analyze the statistical significance of the results [27].

### **3 Results and discussion**

The results are presented in Tables 3-5. In general, all parameters showed statistically significant differences using ANOVA *F* test, because of the type of irrigation water or because of the wastes used as filtration system. However, this was not reflected considering both factors most of the times (irrigation x wastes). COD and BOD<sub>5</sub> were higher in the SW than LR samples, as it was expected because of the low content of organic matter in the LR. COD was generally over 10 times higher in SW treatments than LR. The organic composition of the SW influenced the presence of organic matter dissolved (DOM) in the leachates [22] and can be the responsible for the higher COD and BOD<sub>5</sub> measured in leachates from these treatments (SW-NS, SW-S).

The input of COD and BOD<sub>5</sub> due to the S was important (Table 2) but statistically, the type of waste was more determinant for the presence of COD and BOD in the leachates (Table 3 and 4). Nevertheless, over the time, the differences between SW and LR were reduced considering the BOD<sub>5</sub> and the type of water used mainly affected SS. At the beginning of the experiment, no statistical differences were obtained but, from the middle to the end, water influenced clearly the content of SSs in leachates (Table 5) more than the type of waste used to fill the columns. The higher presence of SSs in the S (coming from the Vinalopó river) could control this parameter in the leachates after the first weeks.

It is important to check the differences between the inputs and outputs to determine if the wastes produced changes in the incoming water or not. Fig. 1-3, show the differences between outputs (leachates) and inputs (irrigation water) of COD, BOD<sub>5</sub> and SSs. A negative

value means that the filter was efficient to reduce the parameter from the water and a positive value indicates increment in the parameter measured due to the waste.

On one hand, the filtration system with LR can reduce the BOD<sub>5</sub> and the SS, whereas on the other hand, the organic compost reduced the SS as far as the inorganic residue. It would be expectable that the reduction of SS can be increased along time, as other works indicated that the nature of landfill acts as a positive factor [28] and, this may be the process that happened when using this wastes as filters for long time. As the report from the DG Environment of the European Commission recommends [29], the use of this type of residues will follow the line of land rehabilitation when no risk of environmental pollution, especially water pollution, will occur.

However, the compost produced from sewage sludge helps to increase the oxygen demand (BOD<sub>5</sub>, COD) within the sampling period. These results, attending only to the oxygen demand of waters, (chemical and biological), indicate that sewage sludge may be a raw material that can act as a source of organic pollution for waters (surface or underground), although at the end of the experiment (3 months), the differences were reduced between both wastes, organic and inorganic. In this sense, the behavior of the SW filters may behave as an anaerobic reactor stimulated by the humidity and biological growth [30]. Moreover, within LR filters, biological activity along time may be increased due to the accumulation of filtered organic substances and can influence the properties measured.

In this short experiment, the trend of both filters cannot be well defined so far. However, they can be suffering processes of transformation into a "soil" or a growing media (edaphization processes) with an important biological activity, chemical reactivity and changes that can favor the growth of organisms and the development of plants. In this case, the use as filtration systems can be change and may be considered them after long time like green filtration systems, where other factors like biota may be checked and can affect the composition of leachates. This fact, will increase the organic matter content of the LR filters.

#### **4 Conclusions**

The environmental concern due to high oxygen demand in waters should be taken into account when using these wastes, especially sewage sludge, due to the possible consequent

risk for natural waters, not only pollution substances but also oxygen demand of waters too. The LR, inorganic and close to be consider as an inert residue, seems adequate to be used in filtration systems, unless for duration of this experiment (twelve weeks). A positive effect on the oxygen demand has been observed (controlling BOD<sub>5</sub>) but long-term experiments may be done to determine the effects.

The transformation to the limestone residue into a biological activity media, acting close to the soil, may be the expected process as visual observation of the columns at the end of the experiment evidence. This can open a new perspective of creating “soils or green filters” by using this inorganic material as filtration systems and after the time, the accumulation of organic matter can help to use them as growing media or apply in soil restoration and land recovery.

This research may be considered when designing filters containing these materials, separately or together, forming water filtration systems. Moreover, the use of different types of waters is another important factor as in our results, there were differences between S and NS, including differences in the SS.

## **References**

- [1] W. Li, C. Wu, K. Wang, L. Meng, L. Lv, Nitrogen loss reduction by adding sucrose and beet pulp in sewage sludge composting, *Int. Biodeter. Biodegr.* 124 (2017) 297-303.
- [2] L. Yan, Z. Li, J. Bao, G. Wang, C. Wang, W. Wang, Diversity of ammoniaoxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea during composting of municipal sludge. *Ann. Microbiol.* 65 (3) (2015) 1729-1739.
- [3] J.W.C. Wong, G. Ho, Sewage sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining residue, *Resour. Conserv. Recy.* 11(1-4) (1994) 297-309.
- [4] H. Veeresh, S. Tripathy, D. Chaudhuri, B.C. Ghosh, B.R. Hart, M.A. Powell, Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge, *Environ. Geol.* 43 (2003) 513-520.



- [5] M.M. Jordán, S. Pina, F. García-Orenes, M.B. Almendro-Candel, E. García-Sánchez, Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. *Environ. Geol.* 55 (2008) 453-462.
- [6] A.A. Zorpas, Recycle and reuse of natural zeolites from composting process: A 7 years' project, *Desalin. Water Treat.* 52 (2014) 6847-6857
- [7] M. Hamidpour, M. Afyuni, E. Khadivi, A. Zorpas, V. Inglezakis, Composted municipal waste effects on forms and plant availability of Zn and Cu in a calcareous soil, *I. Agro. Physics*, 26 (2012) 365-374.
- [8] S.L. Lim, L.H. Lee, T.Y. Wu, Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* (2016) 111262-111278.
- [9] I.D. Pulford, D. Riddell-Black, C. Stewart, Heavy Metal Uptake by Willow Clones from Sewage Sludge-Treated Soil: The Potential for Phytoremediation, *Int. J. Phytoremediat*, 4(1) (2002) 59-72.
- [10] H.Sa. Lim, W. Limb, J.Y. Hu, A. Ziegler, S.L. Ong, Comparison of filter media materials for heavy metal removal from urban stormwater runoff using biofiltration systems, *J. Environ. Manage.* 147(1) (2015) 24-33.
- [11] K.R. Reddy, T. TaoXie, S. Dastgheibi, Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials, *J. Environ. Chemical Eng.* 2(1) (2014) 282-292.
- [12] J.A. Reyes-López, J. Ramírez-Hernández, O. Lázaro-Mancilla, C. Carreón-Díaz, M. Martín-Loeches, Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México, *Waste Manage.* 28(1) (2008) 33-39.
- [13] H. Pin-jing, X. Jun-feng, S. Li-ming, L. Guo-jian, L. Duu-Jong, Dissolved organic matter (DOM) in recycled leachate of bioreactor landfill, *Water Res.* 40 (2006) 1465-1473.
- [14] H. Shouliang, X. Beidou, Y. Haichan, H. Liansheng, F. Shilei, L. Hongliang, Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different land fill ages. *J. Environ. Sci.* 20 (2008) 492-498.

- [15] D. Kulikowska, Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Manage.* 49 (2016) 196-203.
- [16] G. Ahlberg, O. Gustafsson, P. Wedel, Leaching of metals from sewage sludge during one year and their relationship to particle size, *Environ. Pollut.* 144(2) (2006) 545-553.
- [17] D. Baldantoni, A. Leone, P. Iovieno, L. Morra, M. Zaccardelli, A. Alfani, Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers, *Chemosphere* 80(9) (2010) 1006-1013
- [18] M.B. Almendro-Candel, J. Navarro-Pedreño, M.M. Jordán Vidal, I. Gómez, I. Meléndez-Pastor, Use of municipal waste compost to reclaim limestone quarries mine spoils as soil amendments: effects on Cd and Ni. *J. Geochem. Explor.* 144 (2014) 263-366.
- [19] I.L. Pepper, H. Zerghi, J.P. Brooks, C.P. Gerba, Sustainability of land application of class B biosolids. *J. Environ. Qual.* 37(5) (2008) 58-67.
- [20] A. Pérez-Gimeno, J. Navarro-Pedreño, M.B. Almendro-Candel, I. Gómez, M.M. Jordán Vidal, Nitrogen compound pollution associated with the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue under saline irrigation, *J. Soil Sediment.* 16 (2016) 1345-1351.
- [21] D.J. Ashworth, B.J. Alloway, Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc, *Environ. Pollut.* 127(1) (2004) 137-144.
- [22] J.M. Soriano-Disla, I. Gómez, J. Navarro-Pedreño, The Influence of Soil Properties on the Water Pollution (Nitrate, Phosphate and COD) Following a Single Application of Sewage Sludge to 70 Contrasting Agricultural Soils, *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 1783-1790.
- [23] L. Zhang, A. Li, Y. Lu, L. Yan, S. Zhong, C. Deng, Characterization and removal of dissolved organic matter (DOM) from land fill leachate rejected by nanofiltration. *Waste Manage.* 29 (2009) 1035-1040.
- [24] S.M. Raghav, A.M. Abb Eñ Meguid, H.A. Hegazi, Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC J.* 9 (2013) 187-192.

- [25] N. A. Awang, H.A. Aziz, M.J.K. Bashir, M. Umar, Comparative removal of suspended solids from landfill leachate by *Hibiscus rosa-sinensis* leaf extract and alum. Des. Water Treat. 5 (2013) 2005-2013.
- [26] APHA, Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Ed. American Public Health Association. Washington, D.C, (2005).
- [27] A.A. Borokov, Estadística matemática. Ed. Hayka, Moscow (1988).
- [28] E. Noerfitriyani, D.M. Hartono, S.S. Moersidik, I. Gusniani, Leachate characterization and performance evaluation of leachate treatment plant in Cipayung landfill, Indonesia. Earth Environ. Sci. 106 (2018) 012086.
- [29] BRGM, Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the European Union. DG Environment, European Commission, (2001), 79.
- [30] F.A. Magnaye, P.D. Gaspillo, J.L. Auresenia, Biological Nitrogen and COD Removal of Nutrient-Rich Wastewater Using Aerobic and Anaerobic Reactors, J. Water Resour. Prot. 1 (2009) 376-380.

**Table 1** Characteristics of the composted sewage sludge (SW) and limestone outcrop residue (LR).

Parameters	Units	SW		LR	
		Mean	SD	Mean	SD
$\varnothing > 2$ mm	%	-	-	59.6	-
0.5 mm $< \varnothing < 2$ mm	%	-	-	21.8	-
0.063 mm $< \varnothing < 0.5$ mm	%	-	-	13.5	-
$\varnothing < 0.063$ mm	%	-	-	5.0	-
Hydraulic conductivity	cm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	383.7	708.9	833.4	0
Bulk density	g cm <sup>-3</sup>	0.5	-	1.6	-
pH <sub>w</sub>	-	5.6	0.1	9.1	0.1
Electrical conductivity (25 °C)	μS cm <sup>-1</sup>	9800.0 <sup>a</sup>	52.3	67.8 <sup>b</sup>	3.3
Total organic matter	%	68.0	1.3	1.1	0.1
Oxidizable organic matter	%	27.1	2.7	0.4	0.1
N Kjeldahl	%	2.5	0.1	0.018	0.002
Phosphorous	g kg <sup>-1</sup>	21.7	0.8	0.996	0.366
Potassium	mg kg <sup>-1</sup>	5413.2	151.6	1285.5	125.8
Sodium	mg kg <sup>-1</sup>	5134.2	41.9	1025.2	79.0
Calcium	g kg <sup>-1</sup>	5.0	0.1	293.3	13.9
Magnesium	g kg <sup>-1</sup>	2.2	0.2	3.5	0.5
Iron	g kg <sup>-1</sup>	3.7	0.2	10.0	2.5
Manganese	mg kg <sup>-1</sup>	95.8	12.2	27.0	1.5
Copper	mg kg <sup>-1</sup>	192.0	10.2	7.2	1.4
Zinc	mg kg <sup>-1</sup>	640.5	22.3	31.5	1.1
Nickel	mg kg <sup>-1</sup>	20.2	0.6	8.2	0.8
Chrome	mg kg <sup>-1</sup>	30.6	0.8	16.8	1.7
Cadmium	mg kg <sup>-1</sup>	0.6	0.1	0.3	0.1
Lead	mg kg <sup>-1</sup>	71.5	7.4	1.4	0.2

Determinations done with dry wastes for all the parameters

<sup>a</sup> Electrical conductivity in 1:10 w/v water extraction

<sup>b</sup> Electrical conductivity in 1:5 w/v water extraction

**Table 2** COD (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>), BDO<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) and SSs (mg L<sup>-1</sup>) determined in the irrigation water

Week	NS			S		
	COD mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	BDO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	SS mg L <sup>-1</sup>	COD mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	BDO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	SS mg L <sup>-1</sup>
1	0.0	2	0.2	152.8	6	18.5
2	12.5	0	3.2	91.7	0	115.8
3	6.3	8	2.1	54.2	4	122.5
4	5.8	0	1.9	35.8	0	177.0
5	12.5	12	0.0	37.5	13	72.6
6	0.0	9	0.0	34.4	22	180.0
7	8.3	16	0.0	33.3	18	115.7
8	4.2	13	0.3	39.6	15	211.3
9	0.0	18	1.9	29.2	19	153.4
10	12.5	7	0.0	58.3	18	108.6
11	8.3	6	0.0	39.6	8	73.2
12	4.2	16	0.0	16.7	16	79.2
Mean	6.2	9	1	51.9	12	119.0
SD	4.8	6	1	36.9	8	54.7

**Table 3** Chemical oxygen demand (mg O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>)

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	428.5	684.9	674.0	301.0	496.4	442.7	429.2	291.7	315.6	399.0	238.0	215.6
	SD	209.5	352.8	162.4	178.6	52.9	17.1	36.2	55.8	60.1	200.5	64.0	70.6
SW-S	Mean	373.3	854.7	879.2	795.4	445.3	406.3	451.6	352.1	357.8	449.0	279.7	272.4
	SD	325.3	615.5	331.7	347.8	107.4	123.5	125.4	26.7	153.2	157.0	15.1	61.5
LR-NS	Mean	66.3	16.1	9.4	10.5	9.9	10.4	8.3	12.5	5.2	32.3	12.0	5.7
	SD	24.1	10.0	5.5	4.3	6.0	6.1	4.5	2.9	5.0	7.1	2.0	6.0
LR-S	Mean	147.6	68.8	22.9	36.4	41.1	37.2	41.1	46.4	27.6	56.3	43.2	25.0
	SD	102.6	57.9	10.5	9.4	21.7	10.0	7.9	4.3	8.4	4.2	3.9	3.8
F value	Irrigation	0.5	0.4	1.4	7.1	0.1	0.1	1.6	9.3*	0.6	0.3	4.9*	2.6
ANOVA	Waste	4.7*	16.7 **	67.7***	28.8***	213.9***	163.7***	68.4***	355.2***	60.4***	35.5***	196.8***	94.8***
	Irr.xWaste	0.0	0.1	1.1	5.7*	1.8	1.0	0.6	0.7	0.1	0.1	0.1	0.6

F value ANOVA: Descriptive statistics (mean value and standard deviation) and ANOVA F test of two ways were used to analyze the statistical significance of the results. \* 95%, \*\* 99% and \*\*\* 99.9%

**Table 4** Biological oxygen demand (BDO<sub>5</sub> in mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>)

Treatment	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	41.5	7.0	19.8	13.8	22.0	22.0	22.8	14.8	22.3	16.8	17.8	18.3
	SD	14.5	6.2	5.3	2.5	2.9	1.8	2.2	1.3	2.5	2.9	3.9	1.7
SW-S	Mean	48.5	8.5	25.3	21.8	15.5	21.3	22.3	17.3	22.8	18.5	19.8	19.0
	SD	15.3	4.4	9.6	15.7	6.1	3.9	3.0	2.5	4.2	5.0	1.0	3.5
LR-NS	Mean	19.5	0.0	7.0	6.0	12.3	16.0	8.8	8.5	17.0	12.0	17.8	12.8
	SD	7.2	0.0	4.6	4.0	5.6	4.8	0.5	5.8	4.0	6.0	1.5	5.6
LR-S	Mean	20.0	0.0	9.3	7.5	11.0	15.0	16.5	13.3	13.5	15.3	14.3	14.3
	SD	5.4	0.0	4.2	5.2	8.3	4.6	5.9	2.9	4.4	3.6	5.7	5.5
F value	Irrigation	0.4	0.2	1.5	2.4	1.7	0.2	4.2	4.2	0.6	1.2	0.2	0.3
ANOVA	Waste	19.4***	16.5**	20.9***	7.5*	5.6*	9.6*	31.8***	8.5*	14.3**	3.1	2.4	5.5*
	Irr.xWaste	0.3	0.2	0.3	1.4	0.8	0.0	5.6*	0.4	1.1	0.1	2.4	0.0

F value ANOVA: Descriptive statistics (mean value and standard deviation) and ANOVA F test of two ways were used to analyze the statistical significance of the results. \* 95%, \*\* 99% and \*\*\* 99.9%

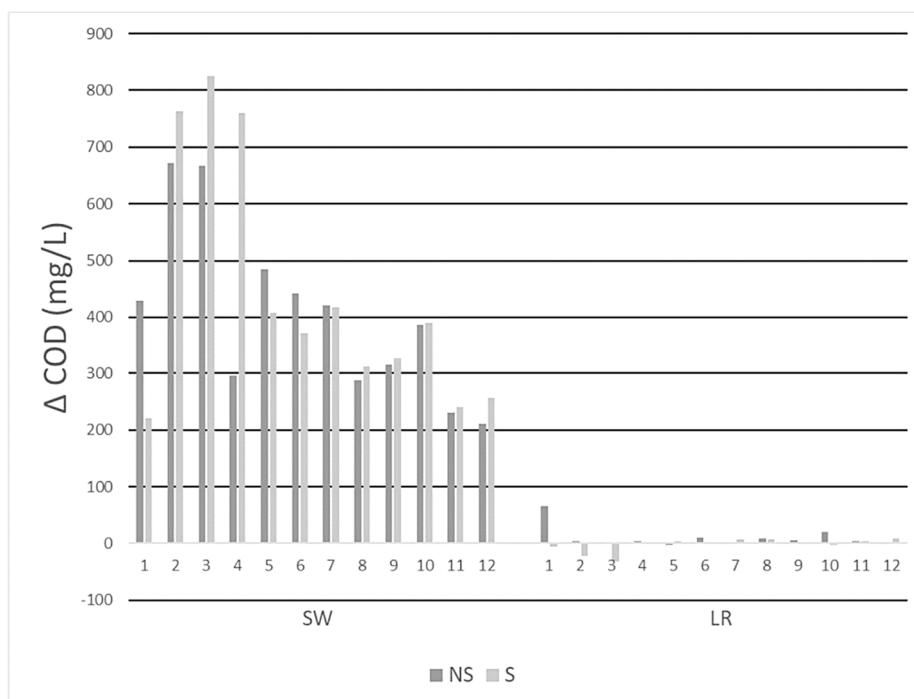
**Table 5** Suspended solids (mg L<sup>-1</sup>).

Treat.	Week	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SW-NS	Mean	63.9	61.2	74.9	32.1	44.0	38.7	53.6	15.2	84.0	16.8	22.4	21.4
	SD	25.5	24.0	34.0	14.4	26.1	4.6	10.7	8.8	29.6	14.1	11.4	9.0
SW-S	Mean	155.1	140.5	144.4	153.3	59.8	98.4	91.5	57.2	110.4	67.7	74.7	82.8
	SD	51.8	109.6	93.3	84.9	34.6	18.5	33.7	36.2	18.1	20.0	33.0	31.6
LR-NS	Mean	53.6	60.9	161.4	88.9	35.7	11.9	17.4	5.0	36.1	6.7	9.5	4.7
	SD	27.3	18.9	49.2	58.3	36.8	14.2	22.4	0.5	16.8	10.2	17.4	5.4
LR-S	Mean	90.9	55.5	77.7	121.2	120.8	89.8	119.8	129.9	164.0	76.3	65.0	68.9
	SD	28.2	26.1	29.9	134.3	190.8	45.7	78.7	33.8	72.2	67.4	39.6	22.3
F value	Irrigation	13.6*	1.6	0.1	3.3	1.0	28.5***	9.8**	60.0***	14.3**	10.9**	14.7**	39.4***
ANOVA	Waste	4.5	2.1	0.1	0.1	0.3	1.8	0.0	0.1	0.1	0.0	0.6	2.3
	Irr.xWaste	2.4	2.1	7.2*	1.1	0.5	0.5	2.0	1.0	6.2*	0.2	0.0	0.1

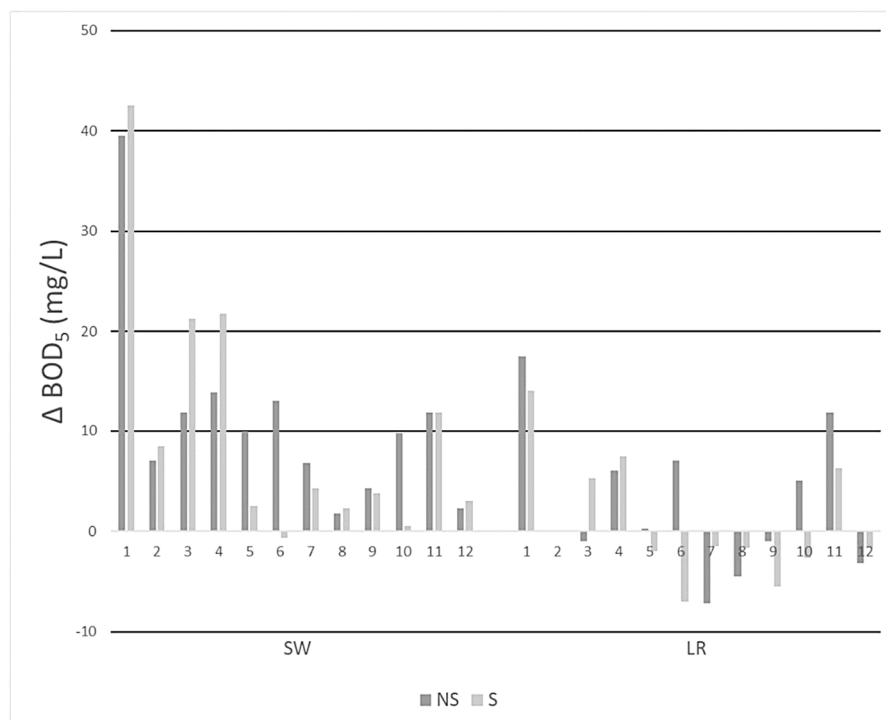
F value ANOVA: Descriptive statistics (mean value and standard deviation) and ANOVA F test of two ways were used to analyze the statistical significance of the results. \* 95%, \*\* 99% and \*\*\* 99.9%



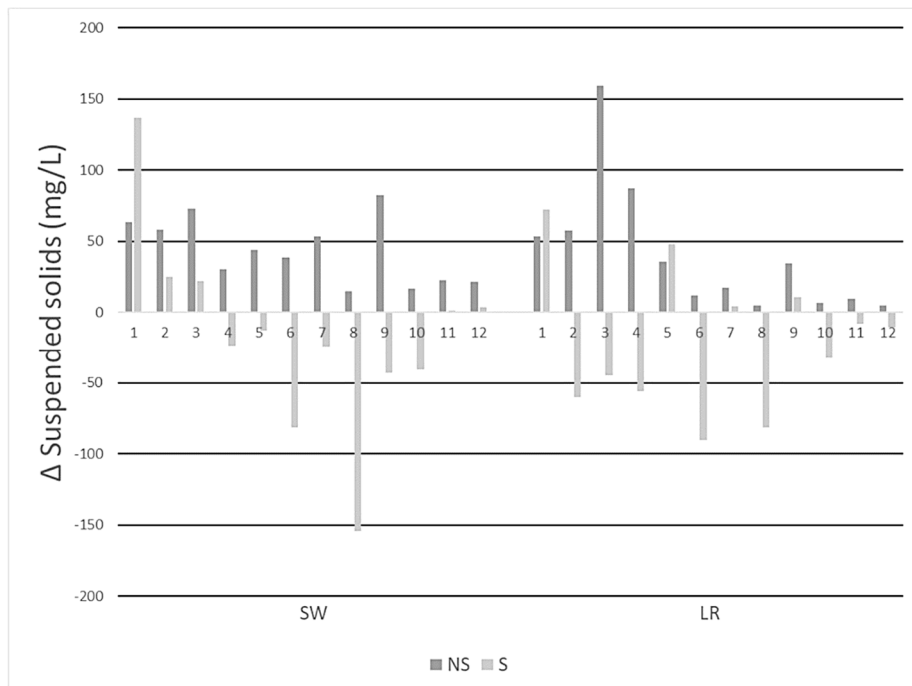
**Fig. 1.** Balance of COD between output water and input water.



**Fig. 2.** Balance of BOD<sub>5</sub> between output water and input water.



**Fig. 3.** Balance of SS between output water and input water.



## **4. RESUMEN DE MATERIALES Y MÉTODOS**

---



#### 4. RESUMEN DE MATERIALES Y MÉTODOS

A la hora de plantear la restauración de un área degradada de gran extensión, y que esta sea económica y medioambientalmente viable, es necesario tener en cuenta varios factores como la disponibilidad del material, sus características y su facilidad de transporte y de aplicación.

Para ello, en el primer artículo se hace un estudio de las principales propiedades físicas, químicas y biológicas, así como de los costes de 12 residuos y materiales, tanto orgánicos como inorgánicos, para así poder plantear y optimizar su uso en rehabilitación de suelos (en cuanto a sus propiedades físicas, químicas y biológicas) o formando parte de infraestructuras verdes.

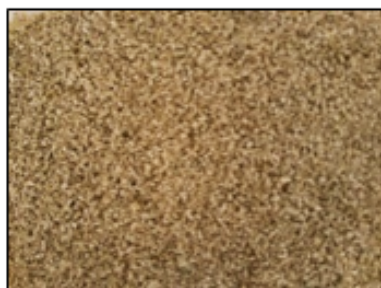
En las figuras 4.1 y 4.2 se muestran los materiales seleccionados para realizar el estudio de costes y disponibilidad.



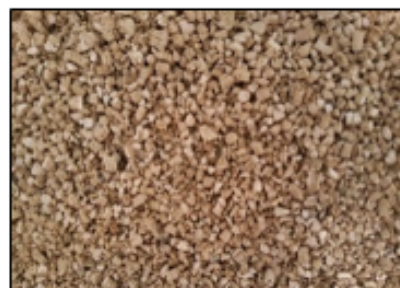
Lava volcánica  
VCS



Zahorra  
LOC



Vermiculita exfoliada  
ExV



Perlita expandida  
ExP

**Figura 4.1** Residuos y materiales inorgánicos. Fuente: Elaboración propia



Figura 4.2 Residuos y materiales orgánicos. Fuente: Elaboración propia

La cercanía fue un factor determinante en la selección de todos estos materiales. Es por ello que, el compost de lodo a estudiar procedía de la E.D.A.R. (Estación depuradora de aguas residuales) de Aspe (Alicante), la zahorra de las canteras de Hondón de las Nieves (Alicante) y los restos de palmera de los jardines de Elche. Los demás materiales se obtuvieron a partir de varias empresas de jardinería.

En primer lugar, se realizó la caracterización físico-química de los materiales seleccionados, según las normas UNE de suelos y sustratos de cultivo y los métodos de análisis indicados en el Real Decreto 824/2005 y Real Decreto 506/2013 que deroga al anterior. Así pues, la determinación del pH se realizó según la norma UNE-EN 13037:2012 en extracto 1/5 (v/v), la densidad de acuerdo a las normas UNE-EN 13040:2008, UNE-EN 13041:2001 y UNE-EN 13041:2012 y la conductividad eléctrica a 25°C en extracto 1/5 (v/v) según la norma UNE-EN 13038:2012. El análisis de los cationes solubles (Na, K, Ca, Mg) se realizó midiéndolos por espectrofotometría de absorción-emisión atómica en los extractos obtenidos de los sustratos en relación 1/5 (v/v) según la norma UNE-EN 13652:2002.

La materia orgánica se determinó como Loss on Ignition (LOI) a 400°C según el método desarrollado por Schulte y Hopkins en 1996 (Schulte y Hopkins, 1996) y el contenido en nitrógeno mediante la técnica Kjeldahl, que consiste en una digestión ácida del material con ácido sulfúrico para su posterior destilación y valoración.

A los resultados obtenidos del análisis de las cinco muestras individuales de cada material, se les aplicó estadística descriptiva para obtener la media y la desviación estándar. Posteriormente se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) de una y dos vías para comparar los resultados analíticos de todos los materiales y determinar si existen diferencias significativas en sus propiedades. Del mismo modo, se utilizó este análisis para evaluar las diferencias dentro de cada uno de los dos grupos de residuos según sean materiales orgánicos o inorgánicos.

El estudio de los costes para el uso de los diferentes materiales depende de muchos factores, siendo algunos de ellos:

- La ubicación del material y la zona donde va a ser aplicado, su accesibilidad, así como el volumen (suponiendo la aplicación con relación al suelo en proporciones volumétricas), son factores que afectan directamente a los costes de transporte.
- Los tratamientos a los que han de ser sometidos previamente a su aplicación a los suelos o a su uso en infraestructuras verdes.
- El valor en sí del propio material.

Debido a lo complejo de considerar tantos factores, fue necesario establecer unos límites. Para ello, se seleccionaron materiales que cumplieran con una serie de premisas:

- Que estuvieran disponibles alrededor de un punto central de la zona donde fuera a llevarse a cabo la restauración o a usarse en infraestructuras verdes.
- Que el coste de transporte fuera el mismo para todos ellos en un radio de 50 km de ese punto (siendo el volumen un factor clave).
- Los residuos-materiales debían estar acondicionados adecuadamente para poder ser utilizados sin necesidad de ningún tratamiento previo.
- Y por último, que el coste de aplicación (maquinaria, trabajadores, etc.) de todos ellos fuera el mismo.

Sobre la base de todas las consideraciones anteriores, el coste se estimó fundamentalmente teniendo en cuenta el valor económico de los productos. Se solicitó precio, en unidades de volumen, a 4 proveedores diferentes, pero en algún caso, como la zahorra o los restos de poda de palmera, era irrisorio puesto que su utilización surge de la necesidad de gestionar adecuadamente esos residuos. También en este estudio se aplicó estadística descriptiva y análisis de la varianza, así como test F ANOVA.

A la vista de los resultados obtenidos, el compost de lodo se planteó como una buena opción orgánica en la restauración de áreas extensas, tanto por sus propiedades como por su disponibilidad y coste. Como material inorgánico alternativo y económicamente viable, se seleccionó la zahorra, cuyas características eran similares a las de un material inerte. Ambos materiales fueron acondicionados, por lo que el compost de lodo seleccionado, procedente de la estación depuradora de aguas residuales de Aspe (sureste de España), fue secado al aire, homogeneizado y tamizado a un tamaño inferior a 4 mm. Por su parte, la zahorra, procedente de las canteras calizas de Hondón de las Nieves, también en el sureste español, era una mezcla de carbonato cálcico con partículas, siendo en su conjunto de un tamaño inferior a 2 mm.

Se volvió a caracterizar los dos materiales seleccionados para hacer los estudios de lixiviación, compost de lodo y zahorra, según las normas UNE de suelos y sustratos de cultivo y los métodos de análisis indicados en el Real Decreto 824/2005 y Real Decreto 506/2013, de igual forma a como se hizo en el primer experimento. Adicionalmente se analizó la materia orgánica mediante la oxidación con dicromato potásico en medio ácido y posterior valoración con sal de Mohr (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1986) y la determinación elemental (Na, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Cd, Pb, Ni) por espectrofotometría de absorción-



emisión atómica en los extractos acuosos 1/5 (v/v) de los sustratos según Norma UNE 13652:2002.

Los resultados obtenidos en la caracterización de los dos materiales se muestran en la tabla 4.1.

**Tabla 4.1** Caracterización del compost de lodo (SW) y la zahorra (LR). Determinaciones referidas a peso seco

Parámetros	Unidades	SW		LR	
		Media	SD	Media	SD
Ø > 2 mm	%	-	-	59,6	-
0,5 mm < Ø < 2 mm	%	-	-	21,8	-
0,063 mm < Ø < 0,5 mm	%	-	-	13,5	-
Ø < 0,063 mm	%	-	-	5,0	-
Conductividad hidráulica	cm <sup>3</sup> /h	383,7	708,9	833,4	0
Densidad compactada	g/cm <sup>3</sup>	0,5	-	1,6	-
pH <sub>w</sub>	-	5,6	0,1	9,1	0,1
Conductividad eléctrica (25°C)	µS/cm	9800,0	52,3	67,8	3,3
Materia orgánica total (LOI)	%	68,0	1,3	1,1	0,1
Materia orgánica oxidable	%	27,1	2,7	0,4	0,1
N Kjeldahl	%	2,5	0,1	0,018	0,002
Fósforo	g/kg	21,7	0,8	966,4	36,6
Potasio	mg/kg	5413,2	151,6	1285,5	125,8
Sodio	mg/kg	5134,2	41,9	1025,2	79,0
Calcio	g/kg	5,0	0,1	293,3	13,9
Magnesio	g/kg	2,2	0,2	3,5	0,5
Hierro	g/kg	3,7	0,2	10,0	2,5
Manganeso	mg/kg	95,8	12,2	27,0	1,5
Cobre	mg/kg	192,0	10,2	7,2	1,4
Zinc	mg/kg	640,5	22,3	31,5	1,1
Níquel	mg/kg	20,2	0,6	8,2	0,8
Cromo	mg/kg	30,6	0,8	16,8	1,7
Cadmio	mg/kg	0,6	0,1	0,3	0,1
Plomo	mg/kg	71,5	0,1	0,3	0,1

SD: desviación estándar

Una vez conocidas las propiedades de los dos materiales, y con la finalidad de realizar estudios de lixiviación, se planteó la experiencia que se muestra en la figura 4.3, desarrollada en el invernadero del campus de Elche de la Universidad Miguel Hernández, en condiciones controladas de humedad (60% de humedad relativa) y temperatura ( $20 \pm 5^\circ\text{C}$ )

Para ello se dispusieron 16 columnas de PVC, de 10,5 cm de diámetro y 45 cm de altura que se rellenaron hasta los 30 cm con el material seleccionado. La mitad de las columnas se rellenó con compost de lodo y la otra mitad con zahorra.

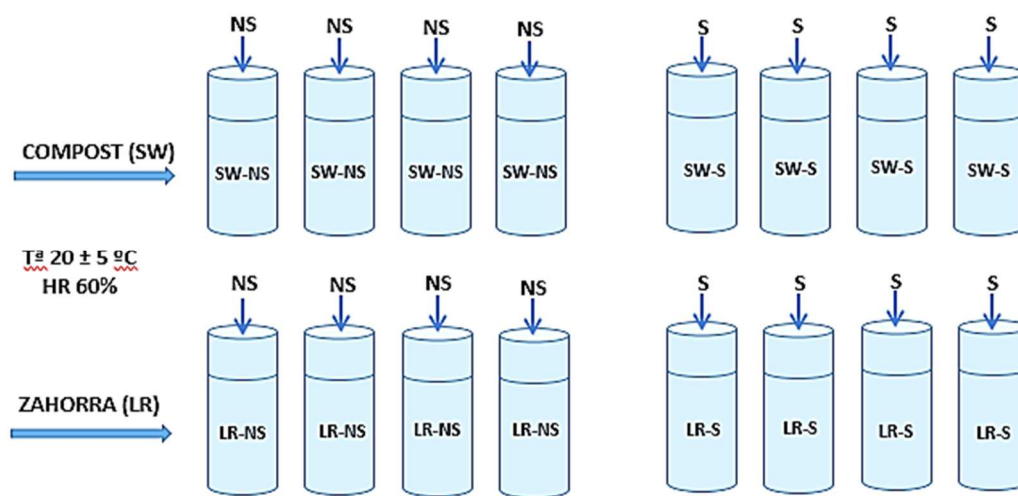


Figura 4.3 Planteamiento experimental en invernadero UMH Fuente: Elaboración propia

Al inicio de cada semana, simulando las fuertes lluvias que ocasionalmente tienen lugar en la zona mediterránea, las columnas se regaron por inundación con 2000 mL de agua. A la mitad de las columnas de cada material se le añadió agua salina (S) procedente de la Acequia Mayor del Pantano (AMP) de Elche y a la otra mitad agua no salina (NS) (agua de la red de abastecimiento), siendo sus características generales muy parecidas, pero extremas en sus propiedades, a los dos tipos comunes de agua disponibles para riego en el sureste español. Todo ello dio lugar a cuatro tratamientos SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

Semanalmente y durante las 12 semanas que se prolongó el experimento (abril-julio), se recogieron a las 24 h los lixiviados de las 16 columnas, que eran analizados inmediatamente, junto con las muestras de agua salina y no salina con que cada semana se

regaban las columnas. Las principales características de estas últimas, promedio de las 12 semanas de experimento, se pueden ver en la tabla 4.2.

**Tabla 4.2** Características de las aguas de riego, salina (S) y no salina (NS)

Variables	Unidades	NS		S	
		Media	CI	Media	CI
pH	-	8,11	0,15	8,16	0,08
Conductividad eléctrica 25°C	mS/cm	0,80	0,07	17,96	1,02
Na <sup>+</sup>	mg/L	87,69	12,98	3339,69	320,96
K <sup>+</sup>	mg/L	3,63	0,88	47,92	16,30
Ca <sup>2+</sup>	mg/L	27,43	6,74	228,91	32,78
Mg <sup>2+</sup>	mg/L	19,89	3,97	180,16	15,55
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	0,03	0,05	0,49	0,26
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	2,42	0,45	45,70	3,74
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0,05	0,02	0,48	0,34
Cl <sup>-</sup>	mg/L	144,32	12,75	5566,98	450,80
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	104,00	28,23	1231,11	111,23
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L	0,78	0,42	7,08	11,67
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	131,17	17,13	375,06	13,04

CI: intervalo de confianza

Se cuantificó el volumen de lixiviado y se realizaron análisis de las formas nitrogenadas (nitratos, nitritos y amonio), de los cationes solubles (Na, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni, Cd, Pb), de cloruros, sulfatos, bicarbonatos, fosfatos, sólidos en suspensión y de indicadores de carga orgánica como son la DQO (demanda química de oxígeno) y la DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxígeno).

Los análisis de aguas y lixiviados se realizaron siguiendo los procedimientos de ensayo propuestos por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21<sup>st</sup>ed (APHA, AWWA y WEF, 2005). Los nitratos se determinaron por el método de la segunda derivada de Sempere *et al.* (1993) y los nitritos de acuerdo al método 4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (APHA, AWWA y WEF, 2005) mediante la formación de un colorante azo púrpura rojizo a pH 2-2,5, por acoplamiento de la sulfanilamida diazotizada con diclorhidrato de N-(1-naftil)-

etilendiamina (diclorhidrato de NED). El amonio también se analizó siguiendo las indicaciones del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500-NH<sub>3</sub> D, basado en la formación del compuesto indofenol, de color azul intenso, por reacción de los iones de amonio al reaccionar con una solución de hipoclorito sódico y fenol.

Los cationes solubles se analizaron mediante espectrofotometría de absorción-emisión atómica y los cloruros por argentometría, según el procedimiento 4500-Cl<sup>-</sup> (APHA, AWWA y WEF, 2005), por formación de un precipitado rojo de cromato de plata. El análisis de los sulfatos se basa en la formación de coloides de BaSO<sub>4</sub> al reaccionar con BaCl<sub>2</sub> que se comparan fotométricamente con una recta patrón, procedimiento 4500-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> E (APHA, AWWA y WEF, 2005). Los fosfatos solubles se determinaron utilizando el método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico 4500-P C (APHA, AWWA y WEF, 2005) y los bicarbonatos por valoración con ácido clorhídrico, 2320 B (APHA, AWWA y WEF, 2005).

Al mismo tiempo se abordó el estudio de los sólidos en suspensión, la DQO (demanda química de oxígeno) y la DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxígeno) en los lixiviados para intentar definir la posible contaminación de tipo orgánico debida al uso del compost de lodo y de la zahorra, así como aquella que pudiera ser aportada por las aguas de riego (Tabla 4.3).

Como en los parámetros anteriores, los análisis se realizaron según el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA y WEF, 2005). Los sólidos en suspensión se determinaron filtrando un volumen de muestra, muy bien homogeneizada, a través de un filtro de fibra de vidrio previamente pesado, secando el filtro con el residuo en estufa a 105±2°C hasta peso constante. Por gravimetría se obtuvieron los sólidos en suspensión. La determinación de la DQO consiste en la oxidación de la materia orgánica de la muestra con una mezcla de dicromato potásico y ácido sulfúrico, y posterior valoración del dicromato que no ha reaccionado con sal de Mohr (sulfato ferroso amónico). El ensayo para la determinación de la DBO<sub>5</sub> consiste en la incubación de las muestras de agua en botellas topacio herméticamente cerradas con un medidor de presión (Oxítóp), en condiciones de oscuridad, con agitación constante, a 20±1°C, durante 5 días. Los microorganismos de la muestra consumen oxígeno y desprenden CO<sub>2</sub> que se absorbe sobre NaOH, generando una presión negativa que es leída por el Oxítóp y transformado el dato en mg/L de DBO. Se toman 5 lecturas que permiten determinar la DBO durante los 5 días que dura la incubación.

**Tabla 4.3** DQO, DBO<sub>5</sub> y Sólidos en suspensión determinados en las aguas de riego, salina (S) y no salina (NS)

Semana	NS			S		
	DQO mg O <sub>2</sub> / L	DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> / L	SS mg/L	DQO mg O <sub>2</sub> / L	DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> / L	SS mg/L
1	0,0	2	0,2	152,8	6	18,5
2	12,5	0	3,2	91,7	0	115,8
3	6,3	8	2,1	54,2	4	122,5
4	5,8	0	1,9	35,8	0	177,0
5	12,5	12	0,0	37,5	13	72,6
6	0,0	9	0,0	34,4	22	180,0
7	8,3	16	0,0	33,3	18	115,7
8	4,2	13	0,3	39,6	15	211,3
9	0,0	18	1,9	29,2	19	153,4
10	12,5	7	0,0	58,3	18	108,6
11	8,3	6	0,0	39,6	8	73,2
12	4,2	16	0,0	16,7	16	79,2
<b>Media</b>	6,2	9	1	51,9	12	119,0
<b>SD</b>	4,8	6	1	36,9	8	54,7

SD: desviación estándar

A lo largo de la experimentación, a los resultados obtenidos se les aplicó un análisis de estadística descriptiva, calculando los valores medios ( $\bar{x}$ ) y la desviación estándar (SD), así como la prueba de t de Student para la determinación de las diferencias entre varianzas muestrales y la obtención del intervalo de confianza para estimar la diferencia entre medias. También se realizó el análisis de la varianza (F ANOVA) para comprobar la existencia de diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) o no. Para el tratamiento estadístico se usó la hoja Excel Microsoft © y SPSS v.23, comprobando previamente la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.



## **5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

---





## 5. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presenta una visión general de los Resultados y Discusión recogidos en las publicaciones que componen esta Tesis Doctoral.

### **THE USE OF WASTES (ORGANIC AND INORGANIC) IN LAND RESTORATION IN RELATION TO THEIR CHARACTERISTICS AND COST**

La caracterización de los materiales orgánicos e inorgánicos estudiados se muestra en las tablas 5.1 y 5.2 (orgánicos en azul e inorgánicos en verde).

**Tabla 5.1** Propiedades de los materiales orgánicos e inorgánicos: densidad, materia orgánica (LOI), nitrógeno, pH y conductividad eléctrica (CE)

	Densidad (g/cm <sup>3</sup> )		LOI (g/kg dw)		N (g/kg dw)		pH <sub>20°C</sub>		CE (25°C) (μS/cm)	
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
<b>SSC</b>	1,12	0,01	706,8	1,4	29,86	0,76	6,3	0,1	2836	48
<b>BrP</b>	0,98	0,03	848,4	28,4	11,67	3,43	6,6	0,1	452	50
<b>BIP</b>	1,10	0,04	887,5	24,0	10,44	0,51	6,8	0,1	535	38
<b>FeP</b>	0,98	0,03	908,7	1,7	11,30	0,45	6,3	0,1	366	15
<b>CEH</b>	1,22	0,03	522,2	22,8	15,38	0,52	6,8	0,2	651	6
<b>STH</b>	0,31	0,02	946,8	1,8	4,84	0,12	5,6	0,3	580	27
<b>PTC</b>	1,17	0,06	931,6	3,2	12,06	0,57	5,3	0,0	1231	41
<b>PBa</b>	1,22	0,04	962,1	1,2	1,99	0,10	4,4	0,1	314	35
<b>ExV</b>	0,55	0,01	24,5	1,9	0,04	0,01	9,3	0,2	191	23
<b>ExP</b>	0,35	0,01	4,7	0,4	0,07	0,01	10,3	0,2	301	16
<b>LOC</b>	2,61	0,01	15,9	0,7	0,42	0,05	9,2	0,1	417	26
<b>VCS</b>	2,17	0,07	6,1	0,6	0,20	0,03	9,0	0,0	357	21
<b>F</b>	1705***		6215***		2672***		1016***		2611***	
<b>F<sub>org</sub></b>	350***		529***		1563***		210***		2782***	
<b>F<sub>inorg</sub></b>	4615***		373***		196***		112***		96***	

\*\*\* Significativo para el nivel de probabilidad 0,001. dw: peso seco; SD: desviación estandar; SSC: compost de lodo, BrP: turba rubia, BIP: turba negra, FeP: turba fertilizada, CEH: humus de lombriz, STH: paja de cereal, PTC: hoja de palmera, PBa: corteza de pino, ExV: vermiculita exfoliada, ExP: perlita expandida, LOC: zahorra y VCS: lava volcánica.

**Tabla 5.2** Cationes solubles (Na, K, Ca y Mg) analizados en los residuos-materiales

	Na (mg/ kg dw)		K (mg/kg dw)		Ca (mg/kg dw)		Mg (mg/kg dw)	
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
<b>SSC</b>	162,9	16,4	168,5	4,1	201,0	8,8	104,7	2,6
<b>BrP</b>	73,0	2,4	12,1	0,9	35,9	2,5	19,4	1,2
<b>BIP</b>	82,9	4,5	21,9	0,8	51,5	2,2	15,5	0,7
<b>FeP</b>	51,8	4,8	25,1	1,3	14,8	2,0	4,5	0,6
<b>CEH</b>	48,7	2,1	74,7	3,5	93,9	0,5	62,0	2,2
<b>STH</b>	345,9	23,7	970,8	82,1	211,6	11,4	84,2	8,1
<b>PTC</b>	188,5	21,9	648,3	36,7	359,4	14,3	196,1	9,0
<b>PBa</b>	67,6	8,5	49,3	5,1	32,4	4,2	0,01	0,00
<b>ExV</b>	69,3	5,8	2,9	0,2	4,5	0,3	4,3	0,2
<b>ExP</b>	150,6	27,3	14,8	2,8	9,7	2,8	4,5	0,3
<b>LOC</b>	14,7	0,9	0,6	0,1	12,9	2,3	0,9	0,1
<b>VCS</b>	12,3	2,6	1,0	0,1	7,3	0,2	2,0	0,3
<b>F</b>	239***		716***		1660***		1373***	
<b>F<sub>org</sub></b>	291***		641***		1325***		1122***	
<b>F<sub>inorg</sub></b>	107***		114***		20***		257***	

\*\*\* Significativo para el nivel de probabilidad 0,001. dw: peso seco; SD: desviación estandar; SSC: compost de lodo, BrP: turba rubia, BIP: turba negra, FeP: turba fertilizada, CEH: humus de lombriz, STH: paja de cereal, PTC: hoja de palmera, PBa: corteza de pino, ExV: vermiculita exfoliada, ExP: perlita expandida, LOC: zahorra y VCS: lava volcánica.

Tal y como era de esperar se observaron grandes diferencias entre los materiales orgánicos e inorgánicos. La elevada cantidad de materia orgánica (LOI) en los materiales orgánicos fue la principal diferencia. El LOI más elevado se midió en PBa (corteza de pino) con 962,1 g/kg dw mientras que el más bajo en ExP (perlita expandida) (4,7 g/kg dw), independiente de que en los compuestos inorgánicos todas las concentraciones de materia orgánica eran muy bajas en comparación con los orgánicos. En cuanto al nitrógeno, si bien era considerablemente superior en todos los materiales orgánicos, fue especialmente elevado en el caso de SSC (compost de lodo). Estos son datos a tener muy en cuenta a la hora de abordar la restauración de zonas degradadas puesto que puede haber una lixiviación de las formas nitrogenadas hacia zonas vulnerables a los nitratos (Vinten *et al.*, 1998; Jordán *et al.*, 2006; Santibáñez *et al.*, 2007).

Se observaron diferencias en cuanto al contenido de nutrientes en los sustratos orgánicos que estaban tratados o compostados (SSC, BrP, BIP, FeP, CEH) con respecto a los que no lo estaban (STH, PTC, PBa). Por ejemplo, la concentración de nitrógeno resultó ser seis veces superior en compost de lodo que en paja de cereal e incluso 15 veces superior que en corteza de pino. Además, el contenido de potasio soluble en STH y PTC estaba muy por encima del resto de materiales orgánicos, observándose el mismo comportamiento en el caso del sodio y del calcio. La conductividad eléctrica más elevada se obtuvo para el SSC, resultando por tanto ser el material de mayor salinidad, al contrario que la corteza de pino y la turba fertilizada con los valores más bajos de conductividad eléctrica. La densidad más alta se determinó en CEH y PBa, mientras que la más baja fue en STH.

Así pues, aunque los compuestos orgánicos contienen nutrientes y pueden ser buenos enmendantes en suelos degradados, su contenido salino es preocupante, sobre todo cuando se aplican en regiones áridas o semiáridas (Reddy y Crohn, 2012), puesto que puede dificultar la restauración de la cubierta vegetal y la rehabilitación de suelos.

En cuanto a los materiales inorgánicos (LOC, VCS, ExV, ExP), la zahorra fue la que presentó una mayor densidad ( $2,61 \text{ g/cm}^3$ ), lo que puede resultar interesante cuando se plantea su aplicación sobre superficies, dificultando así la erosión eólica del terreno. Además, aunque el contenido de materia orgánica en los compuestos orgánicos fue muy superior a los inorgánicos, ExV y LOC tenían un LOI ligeramente superior a ExP y VCS. Tal y como se puede apreciar en la tabla 5.2, la concentración de sodio soluble en la perlita expandida era muy similar a la del compost de lodo, siendo muy elevada si se compara con los demás compuestos inorgánicos. El resto de cationes solubles (K, Ca, Mg) estaban en muy baja concentración en comparación con el grupo de los materiales orgánicos.

Un parámetro también importante es el pH, próximo a 7 en todos los materiales orgánicos, mientras que los inorgánicos presentaron una naturaleza básica. Esto es importante porque la variación del pH del suelo puede cambiar la disponibilidad de los nutrientes para las plantas e incluso liberar elementos tóxicos en los suelos.

Una vez obtenidas las características de todos los materiales se procedió a hacer un estudio de mercado. En la tabla 5.3 se muestran los costes de todos los residuos y materiales, obtenidos según descripción previa en el apartado de materiales y métodos.

**Tabla 5.3** Precio de los materiales-residuos (€/L)

	Precio medio (€/L)	SD
<b>SSC</b>	0,006	0,000
<b>BrP</b>	0,528	0,090
<b>BIP</b>	0,157	0,013
<b>FeP</b>	0,303	0,044
<b>CEH</b>	1,024	0,172
<b>STH</b>	0,165	0,055
<b>PTC</b>	0,001	0,001
<b>PBa</b>	0,139	0,023
<b>ExV</b>	0,498	0,096
<b>ExP</b>	0,521	0,109
<b>LOC</b>	0,005	0,002
<b>VCS</b>	4,477	1,184
<b>F</b>	12,613	***
<b>F<sub>org</sub></b>	21,547	***
<b>F<sub>inorg</sub></b>	12,178	***

SSC: compost de lodo, BrP: turba rubia, BIP: turba negra, FeP: turba fertilizada, CEH: humus de lombriz, STH: paja de cereal, PTC: hoja de palmera, PBa: corteza de pino, ExV: vermiculita exfoliada, ExP: perlita expandida, LOC: zahorra y VCS: lava volcánica

Desde el punto de vista económico y a la vista de los valores reflejados en la tabla 5.3, parecen una buena opción el compost de lodo (SSC) y los restos de palmera (PTC), ambos orgánicos, y la zahorra (LOC), inorgánica. SSC parece ser una buena alternativa si se tiene en cuenta su disponibilidad a bajo coste y su elevado contenido en materia orgánica y nitrógeno.

Por todo ello, el compost de lodo se plantea como una excelente opción en restauración de suelos, así como una forma medioambientalmente beneficiosa de darle una utilidad a un producto generado en abundancia (Wong y Ho, 1994; Veeresh *et al.*, 2003; Hartley *et al.*, 2010). Sin embargo, es importante tener en cuenta el riesgo de una posible contaminación asociada al compost (Navarro-Pedreño *et al.*, 2004; Eldridge *et al.*, 2009), por la presencia de metales pesados y de la salinidad. De hecho, hay investigaciones que ponen de manifiesto el aumento de la presencia de determinados metales en los lixiviados y su

movilidad en el suelo (Hartley *et al.*, 2010). Se vio que una alternativa económicamente rentable al uso del compost es la zahorra, puesto que es un residuo de carbonato cálcico cuyo comportamiento parece ser similar al de un material inerte.

De forma general, el uso de materiales orgánicos tiene por finalidad aportar nutrientes y materia orgánica a los suelos y, consecuentemente, aumentar su disponibilidad para las plantas (Lag-Brotons *et al.*, 2015), así como influir en la estructura y propiedades físicas de los suelos.

En cuanto a la aplicación de materiales inorgánicos e inertes, su empleo se plantea fundamentalmente para mejorar la textura y estructura de los suelos, modificar el pH (Zornoza *et al.*, 2013) y, por tanto, mejorar la disponibilidad de nutrientes. Al ser inertes su aplicación no supone un riesgo de contaminación, sobre todo de las aguas.

La selección de uno u otro material ha de estar basada en los requerimientos físicos y químicos de la zona a restaurar, así como tener en cuenta los problemas medioambientales que se pueden generar.

**NITROGEN COMPOUND POLLUTION ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE UNDER SALINE IRRIGATION**

Una vez seleccionados los materiales a utilizar para los estudios de lixiviación, se planteó la experiencia con columnas de PVC en el invernadero en condiciones controladas, según ha sido descrito en el apartado de resumen de materiales y métodos. El volumen de los lixiviados se midió semanalmente y sus valores vienen indicados en la tabla 5.4.

**Tabla 5.4** Volumen de lixiviado por semana de riego (mL)

Tratamiento	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S	
	Media	CI	Media	CI	Media	CI	Media	CI
<b>1</b>	1598a	243	1583a	210	1620b	36	1630b	66
<b>2</b>	1660a	55	1630a	149	1825b	24	1845b	51
<b>3</b>	1668a	95	1635a	51	1825b	51	1780b	48
<b>4</b>	1763a	55	1643ab	223	1788a	75	1813b	53
<b>5</b>	1695a	17	1703a	64	1695a	54	1798a	30
<b>6</b>	1808a	10	1755a	39	1815a	52	1795a	31
<b>7</b>	1785a	19	1705a	49	1833a	60	1738a	36
<b>8</b>	1813a	17	1740a	22	1840a	47	1780a	78
<b>9</b>	1695a	17	1703a	64	1695a	54	1798a	30
<b>10</b>	1803a	13	1718b	54	1834b	37	1805a	34
<b>11</b>	1783a	15	1720a	36	1815a	41	1825a	26
<b>12</b>	1788a	22	1723a	55	1850a	29	1798a	57

Valores con letras diferentes (a-b) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; CI intervalo de confianza, SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Inicialmente el volumen de lixiviado en los tratamientos con zahorra (LR) fue mayor que con compost de lodo (SW), observándose diferencias significativas, el compost de lodo retenía aproximadamente 100 mL más de agua de riego que la zahorra. Sin embargo, a partir de la cuarta semana se igualaron esos volúmenes.

En cuanto a la presencia de especies nitrogenadas en los lixiviados procedentes de los cuatro tratamientos, los resultados vienen reflejados en las tablas 5.5 (amonio), 5.6 (nitritos) y 5.7 (nitratos).

**Tabla 5.5** Concentración de amonio en los lixiviados, cada semana, y concentración aportada por las aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		NS	S
	Media	CI	Media	CI	Media	CI	Media	CI		
1	52,01a	14,29	37,71a	7,61	0,27b	0,18	0,25b	0,13	nd	1,15
2	14,99a	6,14	17,03b	0,99	0,14c	0,10	1,06d	0,27	0,06	1,12
3	18,30a	4,58	20,31a	4,66	0,01b	0,02	0,22c	0,16	nd	0,21
4	2,13a	2,12	2,00a	1,74	nd	-	0,06b	0,08	nd	0,14
5	0,39a	0,77	1,49b	1,15	0,08c	0,25	0,21d	0,05	0,01	0,14
6	0,23a	0,27	0,09a	0,43	0,02b	0,02	0,20a	0,02	0,04	0,31
7	0,19a	0,07	0,51b	0,43	0,04c	0,06	0,34b	0,53	0,22	0,40
8	0,02a	0,05	0,17a	0,12	nd	-	0,04a	0,05	nd	0,15
9	0,03a	0,06	0,16b	0,17	nd	0,01	0,14b	0,06	0,04	0,27
10	0,08a	0,07	0,46b	0,37	0,03a	0,03	0,25b	0,10	0,09	0,57
11	0,02a	0,02	0,31b	0,44	nd	0,01	0,12c	0,04	0,03	0,23
12	0,03a	0,08	0,21b	0,05	0,01c	0,01	0,17b	0,05	0,05	0,24

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; CI intervalo de confianza, SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zorra-agua no salina, LR-S zorra-agua salina

Tal y como se vio en la caracterización de las aguas de riego en la tabla 4.2 del apartado resumen de materiales y métodos, el agua salina (S) aportó una mayor cantidad de nitrógeno, en cualquiera de las tres formas estudiadas ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), que la aportada por el agua no salina (NS). De forma general se apreciaron diferencias significativas en los tratamientos con agua salina y no salina, sobre todo en el caso de los nitratos. La salinidad, debida a la presencia de cloruros y sodio en las aguas, puede dar lugar a que los cloruros reemplacen a los nitratos y a los nitritos en el complejo de cambio de los materiales, y el sodio al amonio. Transcurridas las primeras semanas, que es cuando esos procesos de intercambio son más

significativos (especialmente en los tratamientos con agua salina), es de prever un equilibrio en los materiales y la activación de la actividad biológica del medio, dando lugar a variaciones en el contenido de nitrógeno en los lixiviados (independientemente de lo que pueda ser aportado por parte de las aguas de riego).

La presencia de amonio en los lixiviados estuvo influenciada por el SW, sobre todo en las primeras semanas, cuando se midieron elevadas concentraciones que empezaron a disminuir hasta ser, a partir de la cuarta semana, muy bajas. En el caso del compost, la presencia de amonio en los lixiviados estuvo determinada por su concentración en las aguas de riego, así como en el propio material.

**Tabla 5.6** Concentración de nitritos en los lixiviados, cada semana, y concentración aportada por las aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		NS	S
	Media	CI	Media	CI	Media	CI	Media	CI		
1	3,45a	5,45	18,89a	2,09	0,30c	0,24	0,85d	0,02	0,02	0,28
2	4,76a	4,08	18,72b	0,80	0,19c	0,03	3,17d	0,06	0,03	1,96
3	1,80a	1,45	19,33b	7,55	0,11c	0,05	0,60d	0,08	0,04	0,51
4	2,13a	2,66	2,00a	3,02	0,06b	0,04	0,33c	0,09	0,07	0,30
5	0,29a	0,21	3,78a	0,58	nd	-	0,16b	0,10	nd	0,09
6	0,69a	0,11	0,49a	0,31	0,12b	0,09	0,50a	0,09	0,03	0,20
7	0,53a	0,09	0,71a	0,64	0,13b	0,09	0,50a	0,47	0,06	0,21
8	0,34a	0,21	0,78b	0,22	0,06c	0,01	1,04b	0,09	0,08	1,08
9	0,35a	0,21	0,43a	0,20	0,07b	0,02	0,28a	0,02	0,09	0,27
10	0,29a	0,13	0,52a	0,43	0,07b	0,02	0,19c	0,05	0,06	0,17
11	0,29a	0,10	0,58a	0,25	0,11b	0,04	0,55a	0,09	0,06	0,48
12	0,27a	0,13	0,44b	0,14	0,12b	0,14	0,30a	0,15	0,06	0,19

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; CI intervalo de confianza, SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

El comportamiento de los nitritos (tabla 5.6) fue muy similar al del amonio (tabla 5.5). Al inicio de la experiencia fue el SW el que determinó su presencia en los lixiviados mientras



que, posteriormente, el factor que condicionó su concentración en los mismos fue su presencia en el agua de riego. En ambos casos, amonio y nitritos, el agua de riego fue un factor determinante que favoreció su presencia en los lixiviados, lo que nos indica que, en el medio han tenido lugar procesos biológicos que no se han visto limitados por la ausencia de oxígeno (el drenaje funcionó adecuadamente sin producirse fenómenos de encharcamiento en las columnas).

**Tabla 5.7** Concentración de nitratos en los lixiviados, cada semana, y concentración aportada por las aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

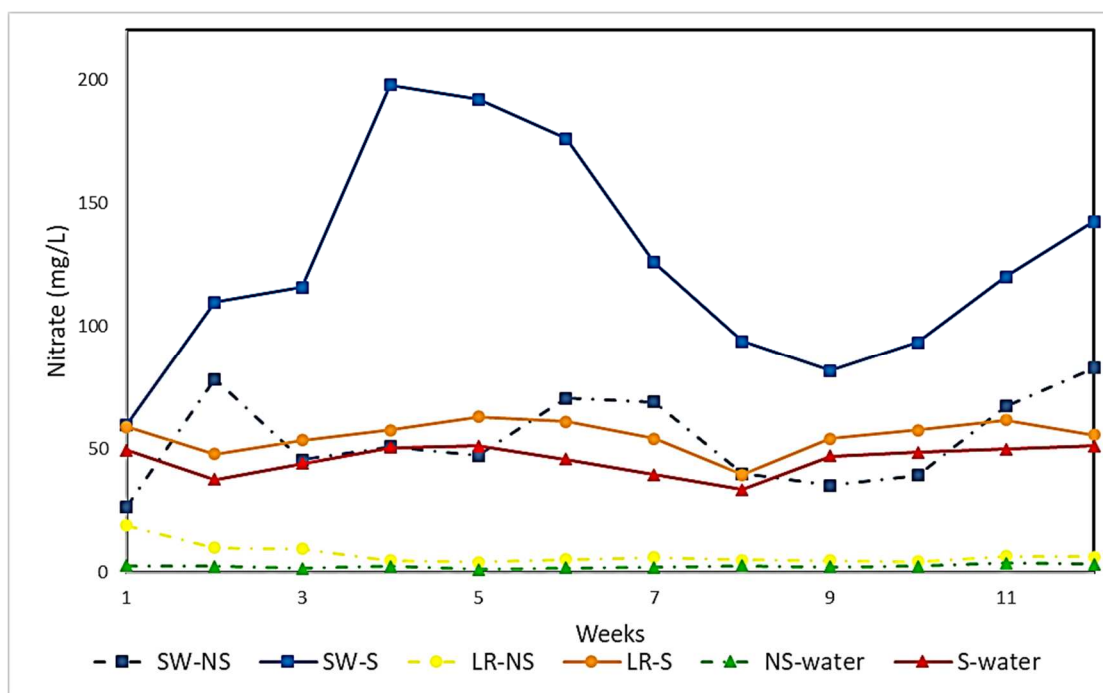
Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		NS	S
	Media	CI	Media	CI	Media	CI	Media	CI		
<b>1</b>	26,60a	13,80	59,70b	15,40	19,00a	4,30	59,01b	4,50	2,80	49,4
<b>2</b>	48,40a	5,60	109,70b	18,90	10,00c	1,10	48,90d	5,40	2,50	37,7
<b>3</b>	47,60a	33,30	115,90a	76,50	9,50b	2,80	53,60a	13,90	1,50	44,20
<b>4</b>	50,90a	45,80	197,80b	83,30	4,90c	1,40	57,70a	12,40	2,70	50,61
<b>5</b>	47,20a	20,30	192,10b	46,60	4,30c	2,10	63,10a	16,30	1,30	51,10
<b>6</b>	70,50a	17,70	176,10b	32,70	5,30c	2,10	61,00a	11,50	1,80	45,80
<b>7</b>	69,10a	24,00	126,00b	43,50	6,20c	1,40	54,20a	24,30	2,10	39,50
<b>8</b>	39,90a	12,40	93,80b	38,70	5,20c	1,20	39,60a	5,70	2,80	33,40
<b>9</b>	35,30a	1,10	81,80b	39,50	4,80c	2,30	54,20b	12,20	2,34	47,10
<b>10</b>	39,40a	10,80	93,50b	28,20	4,30c	0,90	57,70a	14,90	2,50	48,60
<b>11</b>	67,20a	25,50	120,20b	24,00	6,50c	1,00	61,80a	20,70	3,70	50,01
<b>12</b>	82,90a	27,50	142,50b	320,3	6,30c	1,70	55,60a	16,00	3,30	51,10

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; CI intervalo de confianza, SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Se midió una concentración de nitratos (tabla 5.7) en los lixiviados muy superior a la determinada para amonio y nitritos. El SW favoreció su presencia en las aguas de lavado mientras que, en los tratamientos con zahorra, el agua de riego fue la que determinó su concentración en las mismas. En ambos casos, la concentración de nitratos en los lixiviados fue superior a la que se cuantificó en las aguas de riego. Además, los nitratos son fácilmente

lixiviables a lo largo del perfil de los tratamientos con zahorra por lo que, es razonable pensar que el factor determinante de la concentración de nitratos en los lixiviados fuera el agua de riego. Por todo lo visto, es evidente considerar que no se produjo retención de ninguna de las especies nitrogenadas en la zahorra.

En la figura 5.1 se puede observar como en los tratamientos con LR la concentración de nitratos se mantiene paralela a la de las aguas de riego. Sin embargo, con SW, en el tratamiento SW-S la concentración aumenta hasta un máximo la 4ª semana y se mantiene durante la 5ª y la 6ª para luego disminuir y comenzar a aumentar de nuevo al final del experimento. En el tratamiento SW-NS las elevadas concentraciones se dan en las semanas 2, 6, 7, observándose otro aumento en las semanas 11 y 12. Esto supone ciclos de 4 semanas lo que podría asociarse a la actividad biológica del compost.



SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina, S agua salina, NS agua no salina

Figura 5.1 Evolución de la concentración de nitratos en el tiempo (12 semanas)

Todo lo visto previamente lleva a pensar que la presencia de las especies nitrogenadas en los lixiviados es debida a dos factores: su concentración en las aguas de riego y la aportada por los propios materiales, debido a su actividad biológica o a un intercambio iónico.

En el caso de la zahorra, al tener muy baja cantidad de materia orgánica y nitrógeno, esa actividad biológica es casi inexistente pudiendo actuar como un material inerte. Sin embargo, el compost adicionó más nitratos que las propias aguas de riego, por lo que la actividad biológica (nitrificación) dio lugar al aumento de los nitratos en los lixiviados. Este efecto se incrementó al combinar SW y S. En los dos tratamientos, SW-S y SW-NS, se observó una evolución de los nitratos similar a la observada por Santibáñez *et al.* en 2007 en las minas chilenas.

La combinación de agua salina con compost de lodo dio lugar a un aumento de los compuestos nitrogenados en los lixiviados, por lo que es necesario controlar cuando la primera se usa como agua de riego y el segundo en restauración de suelos, puesto que pueden ocasionar la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

Por otro lado, no se evidenció que la zahorra diera lugar a ninguna variación en la concentración de los compuestos nitrogenados de los lixiviados, confirmando así su comportamiento inerte en lo que se refiere a la contaminación nitrogenada, que dependerá únicamente de la calidad de las aguas de riego.

**ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE FOR SOIL RESTORATION: SALINITY AND TRACE ELEMENTS POLLUTION**

A partir de la experiencia en invernadero en condiciones controladas con columnas de lixiviación de PVC, según se ha descrito en el apartado resumen de materiales y métodos, se obtuvo, entre otros resultados, el volumen de lixiviados medidos semanalmente en cada tratamiento (tabla 5.4). Durante las primeras semanas el volumen de lixiviado en los tratamientos con LR fue mayor que con SW. Una posibilidad es que el compost de lodo pueda incrementar su capacidad de retención de agua (Raveendran *et al.*, 1994), lo que sería lógico según los resultados que se muestran en la tabla 5.4. No obstante, después de un tiempo se igualaron prácticamente los volúmenes de lixiviados obtenidos y, aunque durante las primeras semanas el compost de lodo retuvo aproximadamente 100 mL más de agua que la zahorra, no se vio que esto modificara la tendencia apreciada en la composición de los lixiviados.

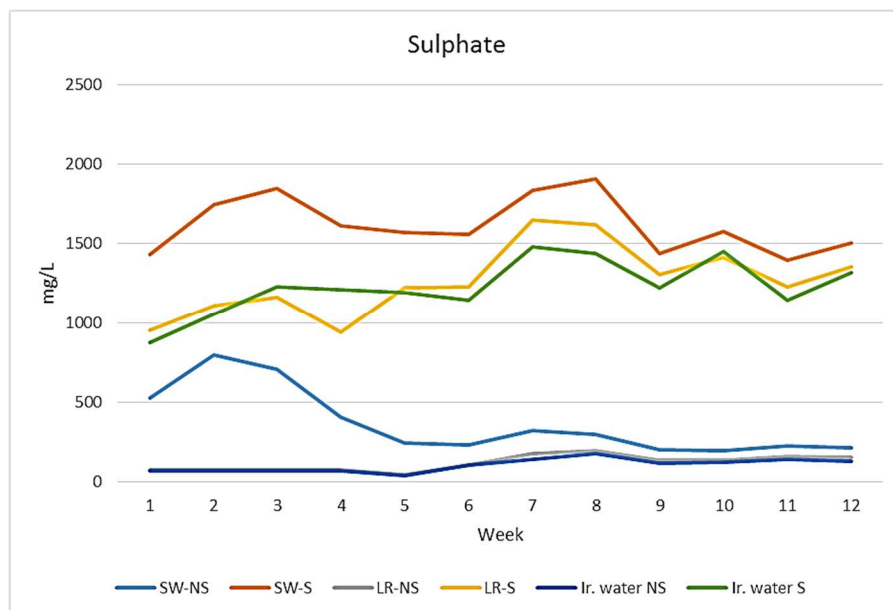
Se midió la concentración de los iones presentes de los lixiviados ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) y los resultados mostraron tendencias diferentes asociadas a la distinta calidad de las aguas utilizadas (salina, S, y no salina, NS) en combinación con los materiales utilizados (compost de lodo, SW, y zahorra, LR): SW-NS, SW-S, LR-NS y LR-S.

En las tablas 5.8 y 5.9 se muestran las concentraciones de los aniones determinadas en los lixiviados y en las aguas de riego a lo largo de las 12 semanas que duró el experimento. La presencia de cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) en los lixiviados estaba claramente condicionada por la calidad del agua y de los tratamientos. En los tratamientos con agua salina (SW-S, LR-S), la concentración de  $\text{Cl}^-$  en los lixiviados fue mucho mayor. Por el contrario, la presencia de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) estaba influenciada por el SW (SW-S, SW-NS), aunque al final de la experiencia esa influencia disminuyó, tal y como se muestra en la figura 5.2, donde se puede observar la evolución de las concentraciones de los sulfatos a lo largo de las 12 semanas de experiencia.

**Tabla 5.8** Cloruros y sulfatos en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Cl <sup>-</sup>						SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	367a	6116b	131a	5840b	141	5784	530a	1434a	76b	951a	69	877
2	408a	5286b	147a	5165b	175	4813	798a	1745a	79b	1109a	71	1053
3	351a	4997b	143c	4688b	153	4338	706a	1847b	78c	1164a	69	1228
4	221a	5497b	124a	5429b	124	5299	405a	1612b	79c	941b	74	1212
5	216a	5696b	137a	5531b	133	5210	246a	1570b	50c	1221b	40	1193
6	211a	5756b	158a	5537b	185	5009	233a	1561b	109c	1231b	107	1147
7	174a	6042b	149a	5987b	158	5624	321a	1833b	179c	1650b	146	1483
8	193a	7381b	156a	7556b	140	7096	300a	1905b	199c	1618b	180	1441
9	170a	6907b	149a	6449b	143	6035	203a	1438b	139c	1308b	121	1225
10	169a	6605b	151a	6281b	134	6080	197a	1577b	137c	1414b	123	1451
11	172a	6583b	139a	6326b	124	5722	225a	1397b	160c	1226d	146	1144
12	158a	6527b	140a	6297b	123	5792	215a	1504b	153c	1353d	132	1319
<b>TOTAL</b>	<b>2810</b>	<b>73393</b>	<b>1581</b>	<b>71086</b>	<b>1733</b>	<b>66802</b>	<b>4379</b>	<b>19423</b>	<b>1438</b>	<b>15186</b>	<b>1278</b>	<b>14773</b>

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

**Figura 5.2** Evolución de la concentración de sulfatos en el tiempo (12 semanas)

Tal y como se puede ver en la tabla 5.9, el comportamiento de los fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y de los bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) a lo largo de las 12 semanas fue opuesto. La concentración de fosfatos estuvo determinada por el compost de lodo, siendo la concentración de este anión en el agua de riego baja. Aparentemente, el agua no salina facilitó la lixiviación de los  $\text{PO}_4^{3-}$  puesto que el tratamiento SW-NS mostró las máximas concentraciones de este ion en las aguas de lavado. Por el contrario, la concentración de bicarbonatos en los lixiviados dependía de su concentración de las aguas de riego.

**Tabla 5.9** Fosfatos y bicarbonatos en lixiviados y en aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	$\text{PO}_4^{3-}$						$\text{HCO}_3^-$					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	19,7a	8,2a	0,5b	0,4b	nd	6,5	142a	334b	128a	307b	128	399
2	18,2a	7,9a	0,5b	0,9b	0,3	1,3	133a	289b	115a	299b	113	346
3	20,2a	12,2a	0,7b	1,2b	0,8	2,2	128a	236b	117a	324b	109	365
4	27,1a	13,1a	1,1b	1,7b	1,5	2,2	115a	214b	120a	344b	119	390
5	37,7a	17,1a	1,3b	2,1b	1,3	2,2	110a	234b	101a	333b	94	378
6	36,1a	29,9a	0,4b	1,1b	1,3	1,0	117a	229b	120a	338b	129	399
7	29,2a	19,4a	0,6b	1,4b	0,4	1,0	125a	232b	128a	324b	129	383
8	20,8a	16,7a	0,5b	1,5b	0,4	2,0	112a	224b	119a	299b	112	337
9	19,0a	12,6a	0,1b	0,6b	nd	1,3	167a	283b	129a	331b	133	350
10	14,2a	14,8a	0,2b	0,8b	0,2	1,5	135a	269b	127a	333b	142	358
11	11,2a	10,9a	0,9b	2,0b	1,4	2,3	146a	281b	178a	337b	191	379
12	15,9a	14,4a	1,4b	2,3b	1,8	2,7	135a	280b	157a	326b	168	363
<b>TOTAL</b>	269	177	8	16	9	26	1565	3105	1539	3895	1567	4447

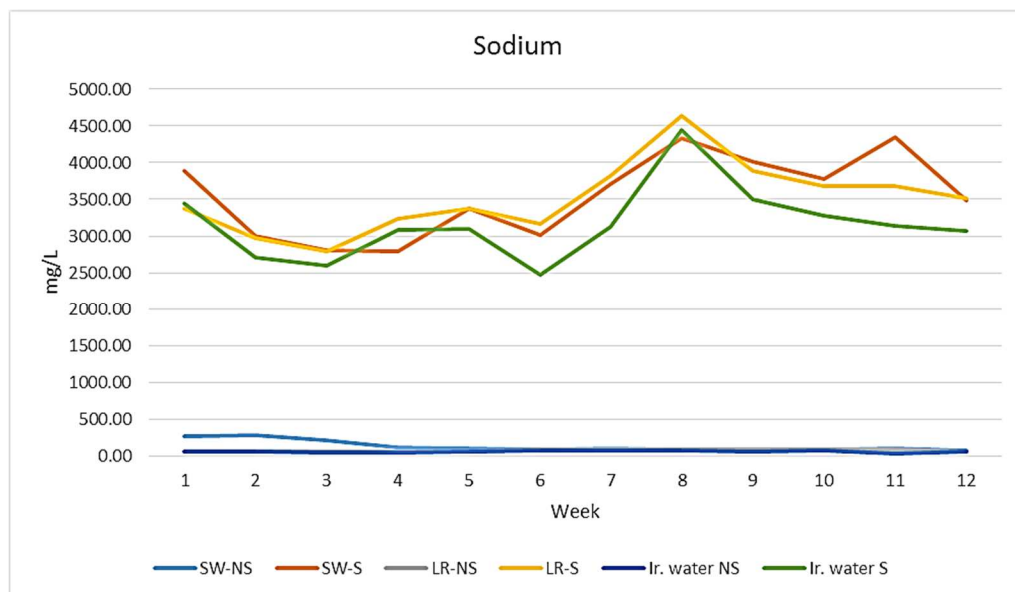
Valores con letras diferentes (a-b) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Los principales cationes asociados habitualmente a la salinidad son sodio ( $\text{Na}^+$ ), potasio ( $\text{K}^+$ ), calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) cuya evolución en el experimento en función de los tratamientos se puede observar en las tablas 5.10 y 5.11.

**Tabla 5.10** Sodio y potasio en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Na <sup>+</sup>						K <sup>+</sup>					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	265a	3894b	57c	3374b	54	3439	235a	292a	2b	25c	2	41
2	276a	3005b	57c	2967b	52	2707	300a	381a	2b	23c	3	27
3	207a	2809b	59c	2797b	44	2599	213a	337a	2b	30c	3	33
4	109a	2787b	59c	3232b	46	3090	94a	225a	3b	31c	3	31
5	100a	3370b	62a	3370b	60	3093	101a	114a	2b	32c	3	32
6	85a	3017b	81a	3171b	68	2471	43a	82a	3b	30c	3	30
7	98a	3702b	87a	3816b	73	3127	36a	87b	3c	48a	3	44
8	87a	4337b	86a	4639b	68	4451	22a	69b	3c	54b	3	53
9	87a	4008b	88a	3886b	62	3506	19a	62b	3c	49d	3	45
10	86a	3779b	79a	3687b	65	3279	16a	53b	3c	39d	3	38
11	101a	4350b	84a	3682b	34	3136	21a	118b	5c	88ab	6	113
12	67a	3487b	63a	3518b	63	3064	33a	107b	6c	98b	6	85
<b>TOTAL</b>	1568	42545	862	42139	689	37962	1133	1927	37	547	41	572

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes (P<0,05) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina



**Figura 5.3** Evolución de la concentración de sodio en el tiempo (12 semanas)

Al inicio del experimento, SW afectó a la concentración de sodio. Además, su aporte por parte del agua de riego, especialmente en las semanas 5-12, afectó a su concentración en los lixiviados. Este efecto se puede observar en la figura 5.3. Se vio una tendencia similar para el potasio, sin embargo, hasta la semana 7-8 el agua de riego no determinaba su comportamiento.

El calcio y el magnesio mostraron comportamientos parecidos (tabla 5.11). Su concentración en los lixiviados estaba controlada por su presencia en las aguas de riego a partir de las semanas 5-6 hasta el final del experimento. Otros investigadores como Ahmad *et al.* en 2008 describieron resultados similares. Además, tal y como era de esperar, debido a las propias características del material, residuo de carbonato cálcico, la zahorra afectó a la concentración de calcio en los lixiviados a partir de la semana 5. El tratamiento LR-NS mostró mayores concentraciones de este elemento que el tratamiento SW-NS desde la mitad del experimento hasta el final.

**Tabla 5.11** Calcio y magnesio en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en mg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Ca <sup>2+</sup>						Mg <sup>2+</sup>					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	293a	591a	47b	475a	32	345	142a	339b	7c	174a	11	232
2	281a	552a	26b	195a	15	158	233a	421a	11b	159a	14	173
3	223a	480a	26b	193a	17	172	178a	389a	10b	166a	13	165
4	100a	385a	26b	212a	20	200	100a	385a	26b	212a	10	200
5	147a	343a	26b	275a	14	231	88a	324a	12b	197a	13	186
6	61a	288b	29c	248b	18	171	47a	221b	7c	208b	8	197
7	20a	268b	41c	263b	33	257	34a	198b	13a	199b	17	207
8	21a	256b	41c	251b	35	239	21a	160b	17a	185b	18	170
9	10a	220b	38c	233b	36	250	20a	153b	19a	162b	20	150
10	13a	214b	36c	224b	23	210	17a	133b	16a	158b	17	149
11	22a	217b	38a	238b	45	256	17a	136b	16a	164b	17	163
12	38a	293b	48a	278b	38	258	28a	186b	25a	187b	29	174
<b>TOTAL</b>	1219	4107	422	3085	326	2747	925	3045	179	2171	187	2166

Valores con letras diferentes (a-c) son significativamente diferentes (P<0,05) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina



En general, el agua salina aportó más iones favoreciendo su lixiviación a través de los materiales, pudiendo ser esta una fuente importante de contaminación. Además, el compost de lodo, sobre todo al inicio del experimento, incrementó la concentración de sales en los lixiviados hasta que el agua de riego ya hubo lavado todo el perfil y su propia naturaleza fue la que determinó la concentración de iones en los lixiviados, excepto en el caso de los fosfatos, cuya concentración parece depender del SW.

La concentración de elementos traza en los lixiviados, cuando se detectaron, fue muy baja. De forma general, el compost de lodo favoreció la presencia de metales pesados, y la influencia del agua de riego solo se apreció cuando esos elementos estuvieron presentes en ella. En las tablas 5.12, 5.13, 5.14 y 5.15 se puede observar que Fe, Mn, Cu y Zn son los elementos que aparecen en los lixiviados en mayor concentración, siendo esta muy baja, y en el caso del Cd, se detectó en contadas ocasiones. El Mn fue lavado en las primeras etapas del experimento, al igual que el Zn, que fueron disminuyendo su presencia en los lixiviados, siendo este efecto mucho más pronunciado en el caso de la zahorra que en el SW. En el caso del cromo, níquel y plomo, parece que su concentración en los lixiviados estuvo determinada por la calidad del agua de riego. En cualquier caso, la concentración de elementos traza en los lixiviados fue en todos los casos inferior a 1 mg/L.

**Tabla 5.12** Hierro y manganeso en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en µg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Fe						Mn					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
<b>1</b>	30a	60a	nd	33a	14	12	90a	197a	2b	3b	2	4
<b>2</b>	81a	171a	31a	33a	38	27	103a	223a	4b	3b	8	6
<b>3</b>	88a	161a	33a	25a	31	31	131a	360a	3b	5b	6	43
<b>4</b>	77a	127a	53a	38a	54	46	65a	193a	3b	4b	7	nd
<b>5</b>	76a	100a	42a	42a	37	24	62a	205a	nd	nd	nd	2
<b>6</b>	85a	126a	33a	39a	30	31	57a	201b	3	3	6	2
<b>7</b>	87a	135a	40a	40a	44	37	41a	147b	nd	2	nd	nd
<b>8</b>	79a	128a	41a	46a	46	51	10a	14a	2b	1b	1	nd
<b>9</b>	86a	114a	47a	51a	54	48	14a	39a	nd	nd	nd	nd
<b>10</b>	85a	122a	46a	57a	49	69	5	nd	nd	nd	nd	nd
<b>11</b>	38a	76a	9b	24b	24	25	3	nd	nd	nd	nd	nd
<b>12</b>	43a	70a	19b	34b	35	36	2	nd	nd	nd	nd	nd
<b>TOTAL</b>	855	1390	394	462	456	437	573	1579	17	21	30	21

Valores con letras diferentes (a-b) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

**Tabla 5.13** Cobre y zinc en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en µg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Cu						Zn					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	33a	67a	4b	6b	1	5	49a	111a	nd	5b	nd	7
2	52a	99a	6b	2b	nd	1	71a	147a	5b	5b	4	5
3	51a	132a	nd	1c	nd	nd	75a	192a	nd	nd	nd	nd
4	43a	110a	nd	nd	nd	nd	49a	130a	nd	nd	nd	nd
5	50a	102b	nd	nd	nd	nd	49a	85a	nd	nd	nd	nd
6	56a	121b	2c	nd	7	nd	77a	115a	1b	3b	3	7
7	52a	112b	1c	nd	2	nd	40a	83a	2b	2b	6	8
8	34a	72b	1c	nd	3	nd	36a	77b	5c	6c	5	8
9	35a	75b	nd	nd	6	nd	28a	48a	nd	3b	4	3
10	32a	74b	1c	nd	nd	nd	24a	59a	1b	2b	1	nd
11	28a	57b	3c	nd	7	nd	23a	57a	2b	2b	2	6
12	31a	59b	9b	nd	4	nd	22a	44a	9a	1b	3	2
<b>TOTAL</b>	497	1080	27	9	30	6	543	1148	16	29	28	46

Valores con letras diferentes (a-c) son significativamente diferentes (P<0,05) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

**Tabla 5.14** Cadmio y cromo en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en µg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Cd						Cr					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
1	2a	3a	nd	nd	nd	1	12a	19a	5b	18a	13	22
2	1a	1a	nd	nd	nd	nd	18a	32a	8b	14a	9	17
3	1a	1a	nd	nd	nd	1	19a	24a	15a	21a	14	22
4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	8a	13a	1b	6ab	nd	3
5	nd	1	nd	nd	nd	nd	2a	4a	nd	1a	nd	nd
6	nd	1	nd	nd	nd	nd	2a	3a	nd	4a	nd	4
7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	12a	21b	6c	11a	4	8
8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	18a	20a	17a	25a	19	25
9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	20a	18a	20a	29b	6	28
10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9a	12a	4b	13a	7	10
11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9a	21b	1c	4d	1	7
12	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1a	2a	nd	3a	nd	3
<b>TOTAL</b>	0	2	0	0	0	2	76	168	77	131	73	149

Valores con letras diferentes (a-d) son significativamente diferentes (P<0,05) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

**Tabla 5.15** Níquel y plomo en lixiviados y aguas de riego no salina (NS) y salina (S) en µg/L

Sem.	TRATAMIENTOS											
	Ni						Pb					
	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S	SW-NS	SW-S	LR-NS	LR-S	NS	S
<b>1</b>	9a	13a	2b	14a	1	14	25a	28a	22a	28a	23	30
<b>2</b>	14a	8a	9a	13a	11	9	27a	22a	25a	32a	34	31
<b>3</b>	11a	20a	3b	9ab	13	8	28a	25a	23a	34a	20	44
<b>4</b>	9a	15a	2b	10a	1	9	32a	36a	19b	39a	43	36
<b>5</b>	5a	10b	1c	3c	nd	nd	29a	41b	30b	22a	25	26
<b>6</b>	5a	13a	1b	3b	nd	6	22a	26a	20a	30a	13	28
<b>7</b>	5a	9a	1b	5ab	nd	3	23a	30a	20a	19a	8	30
<b>8</b>	6a	13b	nd	7a	3	13	21a	27a	13a	26a	24	48
<b>9</b>	7a	10a	1b	14a	nd	8	24a	29a	21a	33a	28	35
<b>10</b>	8a	13a	2b	11a	1	12	28a	34a	20a	36a	38	39
<b>11</b>	7a	13a	2b	11a	5	2	24a	23a	21a	33a	29	33
<b>12</b>	6a	11b	2c	9a	nd	8	21a	26a	20a	28a	13	23
<b>TOTAL</b>	17	122	17	63	35	92	304	347	254	360	298	403

Valores con letras diferentes (a-c) son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) para el periodo de muestreo; SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Así pues, la disponibilidad de compuestos salinos en los lixiviados parece depender del tiempo (Yazdanpanah y Mahmoodabadi, 2013), la frecuencia del riego y el volumen de agua adicionada. En este experimento se mantuvieron constantes las dos últimas variables, frecuencia y cantidad, para comparar el efecto de los materiales en la calidad del agua y sus implicaciones medioambientales. Parece que el compost de lodo añade sales a los lixiviados debido su propia naturaleza pero que, con el tiempo, la presencia de esas sales pasó a estar determinada por la calidad del agua de riego (S, NS). En general, los biosólidos favorecen las concentraciones de nutrientes como el potasio, magnesio, fósforo y azufre (Brännvall *et al.*, 2014) y eso es lo que se observó con el SW en la primera parte de nuestro experimento.

La salinidad del agua de riego determinó la composición de los lixiviados y afectó a la concentración de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$ , aunque SW incorporó cantidades importantes de sales. SW favoreció la presencia de potasio en los lixiviados, sin embargo, no es habitual la contaminación por la lixiviación de este elemento (Brady and Weil, 2004).

Se observó que la concentración de  $\text{HCO}_3^-$  en los lixiviados fue debida a su presencia en el agua de riego, al contrario que en el caso de los fosfatos en que estuvo claramente determinada por el uso de compost de lodo, quizá por los procesos de mineralización del

mismo. Galbally *et al.* (2013) encontraron evidencias del aumento de la concentración de fosfatos en las aguas subterráneas asociadas al uso de productos orgánicos. Por el contrario, la zahorra se comportó como un material inerte, lo que puede ser interesante desde el punto de vista medioambiental.

El efecto más relevante que supuso el uso de la zahorra fue el aumento de la concentración de Ca debido a su composición.

Ambos materiales siguieron una tendencia similar hasta las semanas 5-7 en que se produjo el lavado del perfil, por lo que el riesgo de salinización y contaminación, tanto de las aguas superficiales como subterráneas, puede ser importante durante las primeras etapas de la restauración de una zona degradada, sobre todo si el material utilizado es el SW. No obstante, se ha de considerar que ese riesgo varía en función del suelo, de su pH y textura. Posteriormente, la calidad del agua de riego fue la que determinó el riesgo de contaminación salina.

En cuanto a la contaminación por metales pesados de las aguas, podría tener su origen en el uso de compost de lodo, en todo caso condicionado por su composición (tabla 1 del apartado “Resumen de materiales y métodos”). Sin embargo, alguno de los elementos traza estudiados (Cr, Ni y Pb) fueron detectados en las aguas de riego lo que pudo determinar su presencia en los lixiviados.

El potencial redox y el pH pueden controlar la solubilidad de estos elementos (Navarro-Pedreño *et al.*, 1997). En cuanto al potencial redox, este se puede ver afectado por la humedad en las columnas que, según los volúmenes de lixiviados medidos (tabla 5.4), se mantuvo semejante durante todo el experimento. Es por ello que el pH es el factor determinante de la solubilidad, favoreciendo la zahorra un pH básico del medio mientras que el compost de lodo pudo favorecer la solubilidad de esos elementos debido a su pH ligeramente ácido.

**OXIGEN DEMAND OF WATERS ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP AS FILTRATION SYSTEM**

Mediante el análisis de la varianza F ANOVA se observaron diferencias estadísticamente significativas en los tres parámetros estudiados, SS (sólidos en suspensión), DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxígeno) y DQO (demanda química de oxígeno), bien sea por la calidad del agua de riego utilizada o bien debido a los materiales utilizados como sistemas de filtración. Sin embargo, estas diferencias no se observaron mayoritariamente cuando se consideraron ambos factores conjuntamente (riego-material). Los resultados obtenidos vienen reflejados en las tablas 5.16, 5.17 y 5.18.

**Tabla 5.16** Demanda química de oxígeno (mg O<sub>2</sub>/L)

Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		F ANOVA		
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Riego	Material	RxM
<b>1</b>	428,5	209,5	373,3	325,3	66,3	24,1	147,6	102,6	0,5	4,7*	0,0
<b>2</b>	684,9	352,8	854,7	615,5	16,1	10,0	68,8	57,9	0,4	16,7**	0,1
<b>3</b>	674,0	162,4	879,2	331,7	9,4	5,5	22,9	10,5	1,4	67,7***	1,1
<b>4</b>	301,0	178,6	795,4	347,8	10,5	4,2	36,4	9,4	7,1	28,8***	5,7*
<b>5</b>	496,4	52,9	445,3	107,4	9,9	6,0	41,1	21,7	0,1	213,9***	1,8
<b>6</b>	442,7	17,1	406,3	123,5	10,4	6,1	37,2	10,0	0,1	163,7***	1,0
<b>7</b>	429,2	36,2	451,6	125,4	8,3	4,5	41,1	7,9	1,6	68,4***	0,6
<b>8</b>	291,7	55,8	352,1	26,7	12,5	2,9	46,4	4,3	9,3*	355,2***	0,7
<b>9</b>	315,6	60,1	357,8	153,2	5,2	5,0	27,6	8,4	0,6	60,4***	0,1
<b>10</b>	399,0	200,5	449,0	157,0	32,3	7,1	56,3	4,2	0,3	35,5***	0,1
<b>11</b>	238,0	64,0	279,7	15,1	12,0	2,0	43,2	3,9	4,9*	196,8***	0,1
<b>12</b>	215,6	70,6	272,4	61,5	5,7	6,0	25,0	3,8	2,6	94,8***	0,6

F ANOVA: Estadística descriptiva (valor medio y desviación estándar) y F ANOVA de dos vías para analizar la significancia estadística de los resultados: \* 95%, \*\* 99% y \*\*\*99,9%. SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

**Tabla 5.17** Demanda bioquímica de oxígeno (mg O<sub>2</sub>/L)

Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		F ANOVA		
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Riego	Material	RxM
1	41,5	14,5	48,5	15,3	19,5	7,2	20,	5,4	0,4	19,4***	0,3
2	7,0	6,2	8,5	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	16,5**	0,2
3	19,8	5,3	25,3	9,6	7,0	4,6	9,3	4,2	1,5	20,9***	0,3
4	13,8	2,5	21,8	15,7	6,0	4,0	7,5	5,2	2,4	7,5*	1,4
5	22,0	2,9	15,5	6,1	12,3	5,6	11,0	8,3	1,7	5,6*	0,8
6	22,0	1,8	21,3	3,9	16,0	4,8	15,0	4,6	0,2	9,6*	0,0
7	22,8	2,2	22,3	3,0	8,8	0,5	16,5	5,9	4,2	31,8***	5,6*
8	14,8	1,3	17,3	2,5	8,5	5,8	13,3	2,9	4,2	8,5*	0,4
9	22,3	2,5	22,8	4,2	17,0	4,0	13,5	4,4	0,6	14,3**	1,1
10	16,8	2,9	18,5	5,0	12,0	6,0	15,3	3,6	1,2	3,1	0,1
11	17,8	3,9	19,8	1,0	17,8	1,5	14,3	5,7	0,2	2,4	2,4
12	18,3	1,7	19,0	3,5	12,8	5,6	14,3	5,5	0,3	5,5*	0,0

F ANOVA: Estadística descriptiva (valor medio y desviación estándar) y F ANOVA de dos vías para analizar la significancia estadística de los resultados: \* 95%, \*\* 99% y \*\*\*99,9%. SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Tal y como era de esperar debido a la mínima cantidad de materia orgánica de la zahorra, la DQO (tabla 5.16) y la DBO<sub>5</sub> (tabla 5.17) fueron considerablemente mayores en las muestras de SW que en las de LR. Hasta 10 veces superior la DQO en los tratamientos con SW que con LR. La composición orgánica del compost de lodo influye en la presencia de materia orgánica disuelta en los lixiviados (Soriano-Disla *et al.*, 2012) pudiendo ser la razón de los valores más elevados de DQO y DBO<sub>5</sub> determinados en los lixiviados de los tratamientos SW-S y SW-NS.

Tal y como se puede ver en la tabla 4.3 del apartado “Resumen de materiales y métodos”, el agua de riego salina aportó una cantidad considerable tanto de DQO como de DBO<sub>5</sub> y de SS, sin embargo, estadísticamente, lo que realmente determinó la presencia de esos parámetros en los lixiviados fue el tipo de material. No obstante, después de las primeras semanas, las diferencias en los tratamientos con ambos materiales se fueron reduciendo, sobre todo para la DBO<sub>5</sub>, y desde la sexta-séptima semana hasta el final del

experimento fue el agua de riego la que determinó el contenido de SS en los lixiviados (tabla 5.18), sobre todo el agua de riego salina.

**Tabla 5.18** Sólidos en suspensión (mg/L)

Tratam.	SW-NS		SW-S		LR-NS		LR-S		F ANOVA		
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Riego	Material	RxM
1	63,9	25,5	155,1	51,8	53,6	27,3	90,9	28,2	13,6*	4,5	2,4
2	61,2	24,0	140,5	109,6	60,9	18,9	55,5	26,1	1,6	2,1	2,1
3	74,9	34,0	144,4	93,3	161,4	49,2	77,7	29,9	0,1	0,1	7,2*
4	32,1	14,4	153,3	84,9	88,9	58,3	121,2	134,3	3,3	0,1	1,1
5	44,0	26,1	59,8	34,6	35,7	36,8	120,8	190,8	1,0	0,3	0,5
6	38,7	4,6	98,4	18,5	11,9	14,2	89,8	45,7	28,5***	1,8	0,5
7	53,6	10,7	91,5	33,7	17,4	22,4	119,8	78,7	9,8**	0,0	2,0
8	15,2	8,8	57,2	36,2	5,0	0,5	129,9	33,8	60,0***	0,1	1,0
9	84,0	29,6	110,4	18,1	36,1	16,8	164,0	72,2	14,3*	0,1	6,2*
10	16,8	14,1	67,7	20,0	6,7	10,2	76,3	67,4	10,9**	0,0	0,2
11	22,4	11,4	74,7	33,0	9,5	17,4	65,0	39,6	14,7**	0,6	0,0
12	21,4	9,0	82,8	31,6	4,7	5,4	68,9	22,3	39,4***	2,3	0,1

F ANOVA: Estadística descriptiva (valor medio y desviación estándar) y F ANOVA de dos vías para analizar la significancia estadística de los resultados: \* 95%, \*\* 99% y \*\*\*99,9%. SW-NS compost de lodo-agua no salina, SW-S compost de lodo-agua salina, LR-NS zahorra-agua no salina, LR-S zahorra-agua salina

Para poder estudiar el efecto de la zahorra y el compost de lodo sobre la DQO, la DBO<sub>5</sub> y los SS, y su eficiencia como sistemas de filtración, es importante conocer la diferencia entre las concentraciones de esos parámetros en las aguas de entrada (agua de riego) y las aguas de salida (lixiviados). Para que ese efecto fuera más visual se elaboraron las figuras 5.4, 5.5 y 5.6, donde se representa la evolución de esos incrementos a lo largo del tiempo considerando ambos materiales. Un incremento negativo indica la eficiencia del compost o de la zahorra puesto que ha disminuido la concentración inicial de alguno de los parámetros estudiados. Por el contrario, un valor positivo supone un aporte por parte del SW o de la LR.

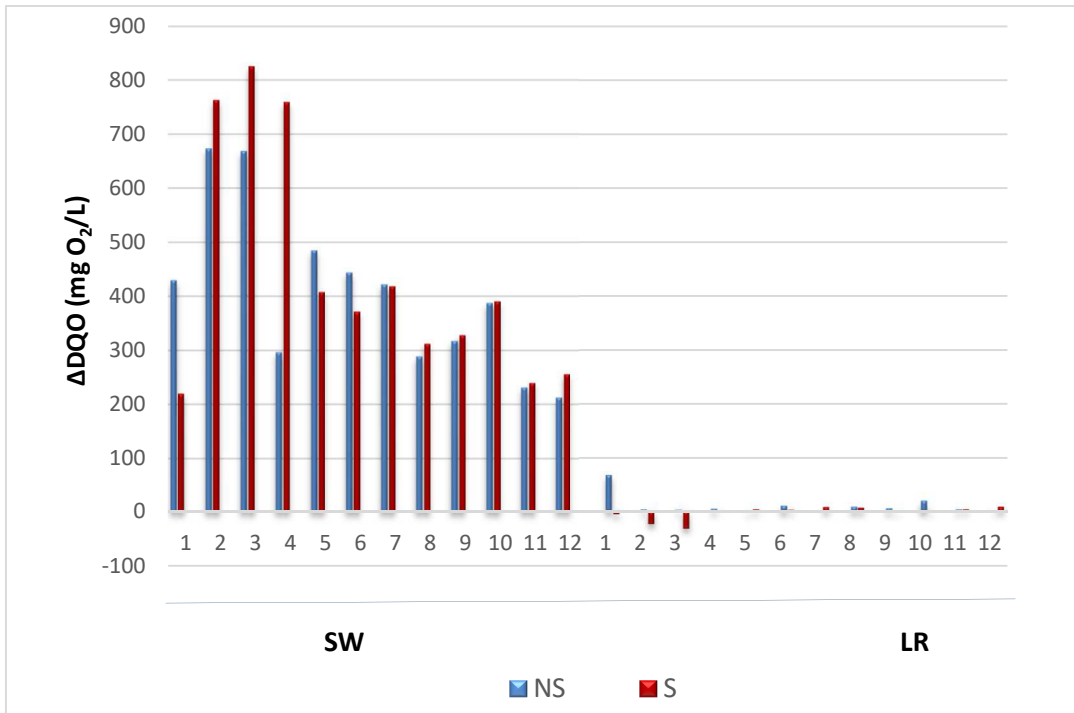


Figura 5.4 Balance de la DQO entre el agua de entrada y el agua de salida en mg O<sub>2</sub>/L

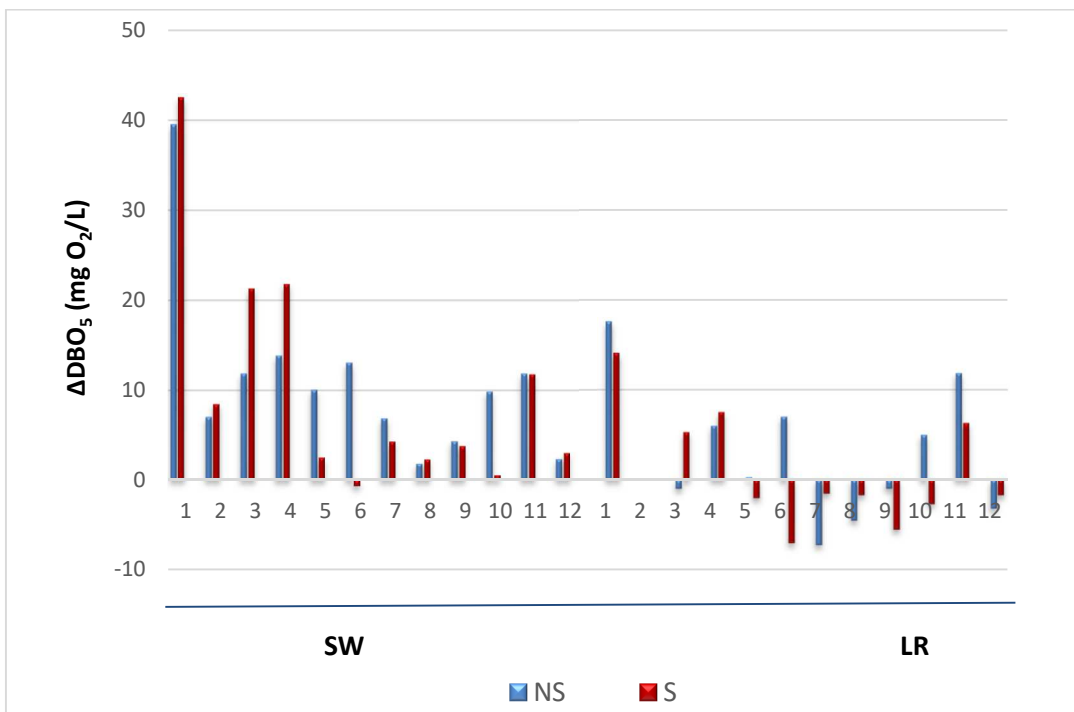
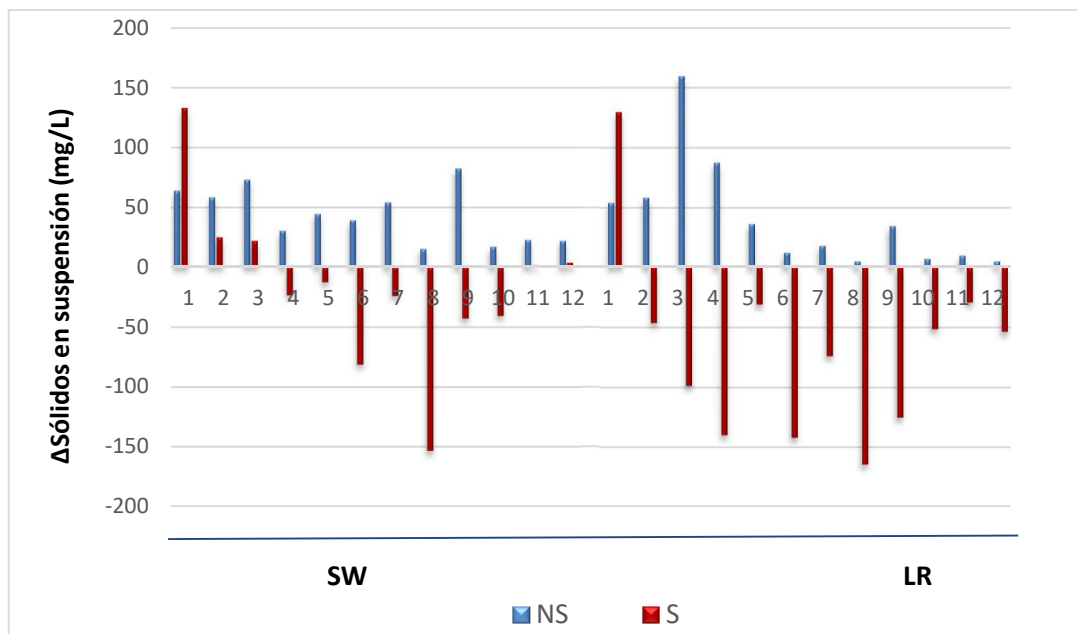


Figura 5.5 Balance de la DBO<sub>5</sub> entre el agua de entrada y el agua de salida en mg O<sub>2</sub>/L





**Figura 5.6** Balance de los SS entre el agua de entrada y el agua de salida en mg/L

Se observó como el sistema de filtración con LR disminuyó los niveles de DBO<sub>5</sub> y de SS, resultando además el sistema con SW igualmente efectivo, en el caso de los sólidos en suspensión, que la zavorra. De hecho, la disminución de los sólidos en suspensión podría verse incrementada a lo largo del tiempo, lo que era hasta cierto punto de esperar teniendo en cuenta estudios previos de otros investigadores (Noerfitriyani *et al.*, 2018). De hecho, tal y como recomienda la Agencia Europea del Medio Ambiente (BRGM, 2001), el uso de este tipo de materiales en rehabilitación de suelos es adecuado, siempre y cuando no exista riesgo de contaminación medioambiental, fundamentalmente de las aguas.

Sin embargo, el compost procedente del lodo de depuradora incrementa los niveles de DQO y DBO<sub>5</sub> durante el periodo de 12 semanas de ensayo. Esto llevaría a considerar que el uso de SW supondría un riesgo de contaminación orgánica de las aguas, tanto subterráneas como superficiales. Sin embargo, al final de los 3 meses de estudio se observó que las diferencias entre ambos residuos, orgánico e inorgánico, se redujo. Es posible que los filtros de SW se hubieran comportado como un reactor anaeróbico estimulado por la humedad y la actividad biológica (Magnaye *et al.*, 2009). Además, en el caso de los filtros con LR, es posible que aumente la actividad biológica debido a la acumulación de las sustancias orgánicas filtradas, lo que puede afectar a los valores medidos previamente.

Así pues, debido a que el periodo de estudio ha sido breve, el comportamiento y las tendencias observadas en ambos filtros no han quedado bien definidas. Es posible que se desarrollen procesos que den lugar a medios con actividad biológica, reactividad química y cambios que puedan favorecer el desarrollo de organismos y el crecimiento de la vegetación. Es por ello que podrían considerarse sistemas de filtros verdes donde sería interesante estudiar otros factores, como el efecto de la biota sobre la composición de los lixiviados.

## **6. CONCLUSIONES GENERALES**

---



## 6. CONCLUSIONES GENERALES

Las conclusiones generales obtenidas a partir de las experiencias realizadas y detalladas en las publicaciones que componen esta Tesis Doctoral, vienen resumidas en los siguientes apartados.

### ***THE USE OF WASTES (ORGANIC AND INORGANIC) IN LAND RESTORATION IN RELATION TO THEIR CHARACTERISTICS AND COST***

De forma general, las características de los materiales estudiados los hacen adecuados para su uso en restauración y rehabilitación de suelos. Sin embargo, cuando se van a aplicar a grandes extensiones de terreno, el coste económico es fundamental.

Teniendo en cuenta tanto las propiedades físicas y químicas de los materiales estudiados, así como su precio y, cuando el aporte de materia orgánica es una consideración a tener muy presente, el uso de compost de lodo y de restos de palmeras son las opciones más adecuadas de entre los materiales orgánicos estudiados. Sin embargo, debido a su elevado contenido en nitrógeno y nutrientes, de entre los dos, parece más aconsejable la elección del compost de lodo.

Por el contrario, cuando lo más importante es el mínimo coste económico, la zavorra es una buena alternativa, siendo su comportamiento el de un material prácticamente inerte.

### ***NITROGEN COMPOUND POLLUTION ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE UNDER SALINE IRRIGATION***

En los estudios de lixiviación realizados para comprobar el riesgo de contaminación por especies nitrogenadas de las aguas subterráneas, se ha observado que el tipo de agua de riego no influye en la concentración de nitratos, nitritos y amonio de los lixiviados procedentes de la zavorra.

Por el contrario, cuando el material utilizado es el compost de lodo, aumenta la presencia de nitrógeno en los lixiviados. Es más, cuando hay un buen drenaje y el riego se

realiza con agua salina, la concentración de nitratos se incrementa notablemente debido al aportado por parte del agua de riego, del compost y de la actividad biológica de este.

Es por ello que, cuando se va a llevar a cabo rehabilitación de suelos, restauración de canteras o fabricación de tecnosuelos, se ha de tener especial cuidado cuando el material elegido es el compost de lodo. Si no se escoge un agua de riego de calidad apropiada puede suponer un riesgo medioambiental, fundamentalmente por el aporte de nitratos.

### ***ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP RESIDUE FOR SOIL RESTORATION: SALINITY AND TRACE ELEMENTS POLLUTION***

El uso de compost de lodo y zahorra en rehabilitación de suelos supone un riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, sobre todo si el agua de riego utilizada es salina.

Tras el experimento desarrollado se concluyó que lo que determinó la calidad de los lixiviados fue el tipo de agua de riego, más que el material utilizado. No obstante, al inicio del experimento y con un drenaje adecuado, se observó un aumento de la salinidad y de los elementos traza en los lixiviados procedentes de los tratamientos con compost de lodo.

En cuanto al fósforo analizado en los lixiviados, fue fundamentalmente aportado por el compost, sobre todo en el tratamiento combinado con agua salina. Por lo tanto, se ha de tener especial cuidado cuando se va a usar en restauración de suelos, pudiendo, en combinación con agua de riego salina, suponer un riesgo importante de contaminación por fosfatos.

Por todo ello es fundamental estudiar las características del compost de lodo, así como la calidad del agua de riego disponible, para evitar el riesgo medioambiental de contaminación por sales, fosfatos y elementos traza.

**OXIGEN DEMAND OF WATERS ASSOCIATED WITH THE USE OF SEWAGE SLUDGE COMPOST AND LIMESTONE OUTCROP AS FILTRATION SYSTEM**

Es muy importante tener en cuenta el riesgo para el medio ambiente que supone el uso de materiales como la zahorra y, sobre todo, el compost de lodo, sobre la calidad de las aguas naturales. El riesgo no es únicamente el derivado de las sustancias potencialmente contaminantes, sino también su influencia sobre la demanda de oxígeno. Especialmente al principio del experimento, el compost dio lugar al aumento de la demanda química de oxígeno (DQO) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en los lixiviados, por lo que es considerado una potencial fuente de contaminación orgánica de aguas tanto subterráneas como superficiales.

La zahorra, residuo inorgánico cuyo comportamiento es similar al de un material inerte, parece una buena opción para ser usada como sistema de filtración, al menos durante el tiempo que duró el experimento. Se observó un efecto positivo sobre la DBO<sub>5</sub>, pero sería necesario hacer ensayos a más largo plazo para confirmar esa tendencia.

Cuando concluyó el experimento, el aspecto de las columnas de zahorra hizo pensar en una transformación del residuo en un medio biológicamente activo, de comportamiento próximo al de un "suelo". Esto podría sugerir la posibilidad de generar "suelos o filtros verdes" usando este material inorgánico como sistema de filtración que, tras la progresiva acumulación de materia orgánica, podría usarse como un medio de cultivo o aplicarse en restauración y rehabilitación de suelos.





## **7. PERSPECTIVAS DE FUTURO**

---



## **7. PERSPECTIVAS DE FUTURO**

Durante el desarrollo de este trabajo he podido profundizar en la problemática que supone la escasa disponibilidad de agua, que en muchos casos está condicionada por su calidad, además de por su cantidad. En la zona del sureste español es más habitual de lo deseable el uso de aguas salinas o de baja calidad para riego, siendo este un problema que previsiblemente se irá acentuando debido al cambio climático. Por ello se planteó minimizar el impacto medioambiental sobre las aguas subterráneas y superficiales de esa contaminación mediante la utilización de sistemas de filtración.

En la búsqueda de materiales adecuados para construir esos sistemas de filtración de aguas, se planteó la posibilidad de aprovechar las propiedades de algunos residuos y materiales habitualmente extraídos, usados y convertidos en residuos al perder la funcionalidad objeto de su extracción. Una adecuada gestión de los mismos los convertiría en recursos, lo que es en definitiva la base del concepto de Economía Circular y el gran reto verde al que ha decidido hacer frente la Unión Europea (Green Deal).

El factor económico es muy importante, si no limitante, a la hora de buscar alternativas de uso, por ello la combinación de propiedades-costes es fundamental, como ha quedado manifestada en esta Tesis.

Mi trabajo se limitó a aquellos materiales y residuos más fácilmente accesibles o con una especial necesidad de adecuada gestión en la zona del sureste español, aunque habría sido también muy interesante haber abordado el estudio de las características de otros productos y su utilización en la línea de los estudiados.

Sin embargo, la aplicación de estos materiales planteó la problemática de que, al filtrar, originaría unos lixiviados que podrían arrastrar sustancias indeseables y consecuentemente contaminarían las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

Por todo ello, si se dispusiera de financiación y de los medios adecuados, se podría ampliar el estudio para completar los resultados obtenidos. De esta forma se podrían abordar cuestiones como las siguientes:

- Sería interesante estudiar una mayor variedad de materiales y residuos, e incluso combinaciones de ellos, cuyas propiedades pudieran ser eficaces al utilizarse como sistemas de filtración de aguas.
- Puesto que los resultados obtenidos han indicado la potencialidad en cuanto al aporte de nutrientes y materia orgánica por parte del compost de lodo, aunque la calidad del agua de riego ha sido un factor limitante, se podría prolongar el estudio en el tiempo, plantear una experimentación a largo plazo para intentar ver hasta cuando continúa la lixiviación de formas nitrogenadas y sales. Sería esperable que esos procesos de nitrificación y de lavado de sales disminuyeran. Incluso, a partir de los resultados obtenidos en nuestro trabajo, se podría centrar el estudio regando con aguas de media-baja calidad, aguas salinas, que son las que más han influido.
- Se podrían optimizar los planes de fertilización por el aporte de nutrientes, como fósforo y nitrógeno, sobre todo en el caso del compost de lodo.
- Cuando se estudió la eficacia del compost de lodo y de la zahorra como sistemas de filtración se observó un crecimiento biológico en la superficie de aquellas columnas de lixiviación rellenas con zahorra. Es posible que hubiera una acumulación de sustancias orgánicas retenidas en los procesos de filtración, dando lugar a una activación biológica del sustrato que pudiera verse incrementada en el tiempo, alterando las propiedades observadas en las aguas. Sería interesante diseñar un experimento durante más tiempo para ver si en un futuro estos materiales podrían haber sufrido procesos de edafización, con una importante actividad biológica, favoreciendo el crecimiento de microorganismos y plantas. Esto sería muy interesante puesto que se podría plantear en campos como la restauración del medio, con materiales de comportamiento aparentemente inerte, económicos, que han de ser adecuadamente gestionados y que tras su uso sirvieran para restaurar zonas creando una cubierta vegetal.
- Los resultados obtenidos serían una fase previa a ensayos a gran escala. Se podrían realizar filtros con estos materiales o combinación de materiales que, en ensayos previos en condiciones controladas hubieran dado unos resultados óptimos.

- También sería interesante considerar las propiedades de filtración observadas con el compost de lodo y la zahorra para ser utilizados como filtros verdes, e incluso plantear el mantenimiento ecológico de instalaciones, que no necesitarían de grandes aportes de agua de riego, puesto que se podría ir depurando la residual producida en las propias instalaciones para abastecer las necesidades básicas de las mismas.



## **8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**





## 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

### 8.1 BIBLIOGRAFÍA

Abid, W., Magdich, S., Mahmoud I.B., Medhioub, K., Ammar, E. 2018. **Date Palm Wastes Co-composted Product: An Efficient Substrate for Tomato (*Solanum lycopersicum L.*) Seedling Production**. Waste and Biomass Valor 9: 45-55. DOI: 10.1007/s12649-016-9767-y

Affeldt, R. 2016. **Building Soil Health with Volcanic Basalt**. Eco Farming Daily. Disponible en: <https://www.ecofarmingdaily.com/build-soil/building-soil-with-volcanic-basalt/#more-566> [Último acceso 24.01.2021]

Agencia Europea del Medio Ambiente. 2017. **Informe de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Noveno informe sobre el estado de ejecución y los programas para la aplicación (conforme al artículo 17) de la Directiva 91/271/CEE del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas**. Comisión Europea. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017DC0749&from=EN> [Último acceso 24.01.2021]

Agencia Europea del Medio Ambiente. 2020. **European bathing water quality in 2019**. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/themes/water/europes-seas-and-coasts/assessments/state-of-bathing-water/european-bathing-water-quality-in-2019> [Último acceso 09.01.2021]

Ahmad, Z., Yamamoto, S., Honna, T. 2008. **Leachability and phytoavailability of nitrogen, phosphorus, and potassium from different bio-composts under chloride- and sulfate-dominated irrigation water**. Journal of Environmental Quality 37(3): 1288-98. DOI: 10.2134/jeq2007.0414

Almendro-Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Gómez Lucas, I., Zorpas, A., Voukkali, I., Loizia, P. 2019. **The Use of Composted Municipal Solid Waste under the Concept of Circular Economy and as a Source of Plant Nutrients and Pollutants**. Municipal Solid Waste Management, Hosam El-Din Mostafa Saleh, IntechOpen, DOI: 10.5772/intechopen.83386

- Alrumman, S.A., El-kott, A.F., Keshk, S.M.A.S. 2016. **Water Pollution: Source & Treatment**. American Journal of Environmental Engineering 6(3): 88-98. DOI: 10.5923/J.AJEE.20160603.02
- Álvarez Calvo, M.L. 2019. **Tratamiento de suelos contaminados por metales mediante combinación de técnicas de fitorremediación con adición de biochar**. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. DOI: 10.20868/UPM.thesis.55865
- Álvarez, C.R., Álvarez, R., Steinbach, H.S. 2001. **Predictions of available nitrogen content in soil profile depth using available nitrogen concentration in surface layer**. Communications in Soil Science and Plant Analysis 32(5-6): 759-769. DOI: 10.1081/CSS-100103907
- Ambientum, 2020. **Agua subterránea**. Disponible en: [https://www.ambientum.com/enciclopedia\\_medioambiental/aguas/agua\\_subterranea.asp](https://www.ambientum.com/enciclopedia_medioambiental/aguas/agua_subterranea.asp) [Último acceso 16.05.2020]
- Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. 2002. **Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences**. Estuaries 25: 704-726. DOI: 10.1007/BF02804901
- APHA, AWWA AND WEF. 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. American Public Health Association, Washington, D. C.
- APROMAR, Asociación Empresarial de Acuicultura de España. 2019. **La acuicultura en España**. Disponible en: <http://apromar.es/sites/default/files/2019/InformeAcui/APROMAR%20Informe%20ACUICULTURA%202019%20v-1-2.pdf> [Último acceso 10.05.2020]
- World Resources Institute (WRI). 2021. **Aqueduct Water Risk Atlas**. Disponible en: [https://www.wri.org/applications/aqueduct/water-risk-atlas/#/?advanced=false&basemap=hydro&indicator=bws\\_cat&lat=23.40276490540795&lng=9.492187500000002&mapMode=view&month=1&opacity=0.5&ponderation=DEF&predefined=false&projection=absolute&scenario=optimistic&scope=baseline&timeScale=annual&year=baseline&zoom=2](https://www.wri.org/applications/aqueduct/water-risk-atlas/#/?advanced=false&basemap=hydro&indicator=bws_cat&lat=23.40276490540795&lng=9.492187500000002&mapMode=view&month=1&opacity=0.5&ponderation=DEF&predefined=false&projection=absolute&scenario=optimistic&scope=baseline&timeScale=annual&year=baseline&zoom=2) [Último acceso 09.01.2021]

- Araus, J. 2004. **The problems of sustainable water use in the Mediterranean and research requirements for agriculture.** *Annals of Applied Biology* 144(3): 259-272. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2004.tb00342.x
- Asamblea General de las Naciones Unidas. 2015. **Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.** Disponible en: [https://www.agenda2030.gob.es/recursos/docs/APROBACION\\_AGENDA\\_2030.pdf](https://www.agenda2030.gob.es/recursos/docs/APROBACION_AGENDA_2030.pdf) [Último acceso 07.06.2020]
- Baker, L.A., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Eilers, J.M. 1991. **Acidic Lakes and Streams in the United States: The Role of Acidic Deposition.** *Science* 252 (5009): 1151-1154. DOI: 10.1126/science.252.5009.1151
- Barea, J., De Armas, H., Caballero, M.J., Carrasco, J.F., Colmenarejo, P., García, L., López de Uralde, J., Losada, S., Marraco, J.M., Martínez, A.R., Montón, R., Del Río, S., Rodríguez, M., Soto, M.A. 2005. **Agua. La Calidad de las aguas en España. Un estudio por cuencas. Greenpeace.** Disponible en: <http://archivo-es.greenpeace.org/espana/Global/espana/report/other/agua-la-calidad-de-las-aguas.pdf>. [Último acceso 10.05.2020]
- Bernal-Calderon, M.P. 2016. **El proceso de fitorremediación. Reciclado de residuos orgánicos en el sistema suelo-planta.** Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=oHAYO35gPVk> [Último acceso 30.05.2020]
- Blanco, D.E., de la Balze, V.M. (eds.). 2004. **Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad.** Publicación No. 19. Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: [https://lac.wetlands.org/wp-content/uploads/sites/2/dlm\\_uploads/2019/09/Turbales-de-la-Patagonia.-Bases-para-su-inventario-y-la-conservaci%C3%B3n-de-su-biodiversidad.-2004.pdf](https://lac.wetlands.org/wp-content/uploads/sites/2/dlm_uploads/2019/09/Turbales-de-la-Patagonia.-Bases-para-su-inventario-y-la-conservaci%C3%B3n-de-su-biodiversidad.-2004.pdf) [Último acceso 24.01.2021]
- Brady, N.C., Weil, R.R. 2004. **The nature and properties of soils. Potassium nature and ecological roles.** Prentice-Hall, Upper Saddle River, p.p. 627-637

- Brännvall, E., Nilsson, M., Sjöblom, R., Skoglund, N., Kumpiene, J. 2014. **Effect of residue combinations on plant uptake of nutrients and potentially toxic elements**. Journal of Environmental Management 132:287-295. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.11.024
- BRGM 2001. **Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the European Union**. DG Environment, European Commission, p. 79
- Broder, T., Blodau, C., Biester, H., Knorr, H. 2012. **Peat decomposition records in three pristine ombrotrophic bogs in southern Patagonia**. Biogeosciences 9: 1479-1491. DOI: 10.5194/bg-9-1479-2012
- Bustamante, M.A. 2017. **Utilización de compost de lodo en agricultura**. Plan Divulga UMH. Universidad Miguel Hernández. Disponible en: <http://www.compostandociencia.com/2017/01/uso-de-compost-de-lodos-de-depuradora-por-la-dra-maria-angeles-bustamante/> [Último acceso 05.10.2020]
- Camargo, J.A., Alonso, A. 2007. **Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático**. Ecosistemas 16(2): 98-110. DOI: 10.7818/ECOS.457
- Casero Rodríguez, D. 2015. **Gestión de Aguas Residuales y Reutilización**. Máster en Ingeniería y Gestión del Agua. Escuela de Organización Industrial EOI. Madrid. 104 p.p. Disponible en: <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/25425/gestion-de-aguas-residuales-y-reutilizacion> [Último acceso 24.10.2020]
- Castán, E., Satti, P., González-Polo, M., Iglesias, M.C., Mazzarino, M.J., 2016. **Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in sandy soils**. Agriculture, Ecosystem and Environment 224: 29-38. DOI: 10.1016/j.agee.2016.03.016
- Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla. 2008. **Manual de Depuración de aguas residuales urbanas**. Alianza por el Agua. Disponible en: <http://idiaqua.eu/web/wp-content/uploads/2018/07/monografico3.pdf> [Último acceso 10.01.2021]

- Chen, J., McConnell, D.B., Robinson, C.A., Caldwell, R.D., Huang, Y. 2002. **Production and Interior Performances of Tropical Ornamental Foliage Plants Grown in Container Substrates Amended with Composts**. *Compost Science & Utilization* 10(3): 217-225. DOI: 10.1080/1065657X.2002.10702083
- Chisti, Y. 2007. **Biodiesel from microalgae**. *Biotechnology Advances* 25(3): 294-306. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2007.02.001
- Comisión Europea. 2014. **Anexo de la Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Hacia una economía circular: un programa de cero residuos para Europa**. Disponible en: [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:50edd1fd-01ec-11e4-831f-01aa75ed71a1.0009.02/DOC\\_2&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:50edd1fd-01ec-11e4-831f-01aa75ed71a1.0009.02/DOC_2&format=PDF) [Último acceso 21.02.2019]
- Conselleria de Política Territorial, Obras Públicas y Movilidad. 2020. **La Calidad del agua**. Disponible en: [http://www.cma.gva.es/areas/educacion/educacion\\_ambiental/educ/publicaciones/ciclo\\_del\\_agua/cicag/2/2\\_5\\_1/main.html](http://www.cma.gva.es/areas/educacion/educacion_ambiental/educ/publicaciones/ciclo_del_agua/cicag/2/2_5_1/main.html) [Último acceso 09.01.2021].
- Correia, O., Clemente, A.S., Correia, A. I., Máguas, C., Carolino, M., Afonso, A.C., Martins-Loução. 2001. **Quarry rehabilitation: a case study**. In: *Ecosystems and Sustainable Development III* (ed. Villacampa, Y, Brebbia, C.A., Usó, J.L.) WIT Press, p.p. 331-346. DOI: 10.2495/ECO010331
- De Bustamante, I, Dorado, M., Tomás, A., Vera, M.S. 1999. **Purification Of Wastewaters By Means Of Non-Conventional Technologies: The Land Application of Patones**. *Geogaceta* 26: 15-18.
- Delgado, L., Catarino, A.S., Eder, P., Litten, D., Luo, Z., Villanueva, A. 2009. **JRC Scientific and technical report. End of Waste Criteria. Final Report**. Institute for Prospective and Technological Studies, European Commission. DOI: 10.2791/28650
- Díaz, M., Larraín, J., Zegers & C. Tapia 2008. **Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla grande de Chiloé, Chile**. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 455-468. DOI: 10.4067/S0716-078X2008000400002

- Diputación de Palencia. 2012. **Manual sobre Depuración en Pequeños Municipios en la Provincia de Palencia.** Itagra.ct. Disponible en: [https://www.diputaciondepalencia.es/system/files/publicacion-pdf/20160621/manual\\_depuracion\\_provincia\\_palencia12-11-10.pdf](https://www.diputaciondepalencia.es/system/files/publicacion-pdf/20160621/manual_depuracion_provincia_palencia12-11-10.pdf) [Último acceso 25.05.2020]
- Echarri, L. 1998. **Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente.** Editorial Teide. ISBN 9788430750382. 714 p.p. Disponible en: <https://www.yumpu.com/es/document/read/16266851/ciencias-de-la-tierra-y-del-medio-ambiente-pdf-index-of> [Último acceso 11.05.2020].
- Eldridge, S.M., Chan, K.Y., Barchia, I., Pengelly, P.K., Katupitiya, S., Davis, J.M. 2009. **A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia.** Agriculture, Ecosystems and Environment 134: 243-250. DOI: 10.1016/j.agee/2009.07.007
- Euractiv. 2015. **Commission push against red tape scores points in Parliament.** Disponible en: <https://www.euractiv.com/section/science-policy/news/commission-push-against-red-tape-scores-points-in-parliament/> [Último acceso 21.02.2019]
- European Environment Agency. 2020. **Use of fresh water resources in Europe.** Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-3/assessment-4> [Último acceso 10.05.2020]
- Eurostat Statistics Explained. 2019. **Estadísticas sobre residuos.** Disponible en: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics) [Último acceso 04.02.2020]
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2013. **Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria.** INFORME SOBRE TEMAS HÍDRICOS 38. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i3015s.pdf> [Último acceso 23.11.2017]
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2015. **Estado mundial del recurso suelo.** Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf> [Último acceso 31.05.2020]

- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2016. **AQUASTAT-Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura. Panoramas regionales.** Disponible en: [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/tables/WorldData-Withdrawal\\_esp.pdf](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/tables/WorldData-Withdrawal_esp.pdf). [Último acceso 06.02.2020]
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2020. **AQUASTAT-Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura. Recursos hídricos.** Disponible en: <http://www.fao.org/aquastat/es/overview/methodology/water-resources/> [Último acceso 16.05.2020]
- Feda. 2019. **Ley de economía Circular de Castilla la Mancha.** Disponible en: <https://www.feda.es/actualidad/normativa-empresarial/item/10529-economia-circular> [Último acceso 09.02.2020]
- Fernández Aldariz, I. 2018. **La Eutrofización.** Greentech. Disponible en: <https://www.greentech.es/eutrofizacion/> [Último acceso 11.10.2020]
- Ferrer Medina, Y., Ortega de Miguel, E., Salas Rodríguez, J.J. 2012. **Tendencias actuales en las tecnologías de tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas.** Ingeniería Civil 168: 131-143.
- Connor, R. 2015. **Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo. Agua para un mundo sostenible.** UNESCO. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823> [Último acceso 16.05.2020]
- Galbally, P., Ryan, D., Fagan, C.C., Finnan, J., Grant, J., McDonnell, K. 2013. **Biosolid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: Impacts on groundwater quality and soil.** Agricultural Water Management 116:193–203. DOI: 10.1016/j.agwat.2012.07.010
- García, C., Roldán, A., Hernández, T. 1997. **Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semiarid Mediterranean environment.** Journal of Environmental Quality 26: 285-291. DOI: 10.2134/jeq1997.00472425002600010040x

- García Lucas, E. 2013. **Estrategias para la recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos: adición de dosis elevadas de residuos orgánicos de origen urbano y su implicación en la fijación de carbono.** Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 363 p.p. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10201/35935> [Último acceso 31.05.2020]
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M.F.P., van Beek, L.P.H. 2012. **Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint.** Nature 488: 197-200. DOI: 10.1038/nature11295
- Google maps. 2020. **Gyali, Nisyros, Grecia.** Disponible en: <https://www.google.com/maps/search/Perlita+minas,+Gyali,+Nisyros,+Grecia./@36.6601003,27.100009,7114m/data=!3m1!1e3> [Último acceso 10.06.2020]
- Gouin, F.R. 1993. **Utilization of sewage sludge compost in horticulture.** HortTechnology 3: 161-163. DOI: 10.21273/HORTTECH.3.2.161
- Guerrero, F., Gascó, J.M., Hernández-Apaolaza, L. 2002. **Use of pine bark and sewage sludge compost as components of substrates for *Pinus Pinea* and *Cupressus Arizona* production.** Journal of Plant Nutrition 25: 129-141. DOI: 10.1081/PLN-100108785
- Hartley, W., Dickinson, N.M., Riby, P., Leese, E., Morton, J., Lepp, N.W. 2010. **Arsenic mobility and speciation in a contaminated urban soil are affected by different methods of green waste compost application.** Environmental Pollution 158: 3560-3570. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.08.015
- Hernández-Apaolaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M., Guerrero, F. 2005. **Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants.** Bioresource Technology 96: 125-131. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.02.028
- Hickleton, P.R., Rodd, V., Warman, P.R. 2001. **The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark composts as components of container growing media.** Scientia Horticulturae 91: 365-378. DOI: 10.1016/S0304-4238(01)00251-5
- Hydrocultura. Agricultura protegida. Creando espacios vivos. 2020. **Vermiculita.** Disponible en: <https://hydrocultura.com/products/vermiculita> [Último acceso 07.06.2020]



- Ingelmo, F., Canet, R., Ibañez, M.A., Pomares, F., García, J. 1998. **Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substitutes for peat and soil.** *Bioresource Technology* 63: 123-129. DOI: 10.1016/S0960-8524(97)00105-3
- Iovieno, P., Morra, L., Leone, A., Pagano, L., Alfani, A. 2009. **Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils.** *Biology and Fertility of Soils* 45: 555-561. DOI: 10.1007/s00374-009-0365-z
- Jiménez Alcaide, R. 2016. **El transporte fluvial en la Unión Europea.** Grupo B ICEX Blog de Transporte y Logística Internacional. Disponible en: <http://grupobicex.blogspot.com/2016/03/el-transporte-fluvial-en-la-union.html> [Último acceso 16.02.2020]
- Jordán, M.M., Almendro-Candel, M.B., Pina, S., García-Orenes, E., García-Sánchez, E., Sabater, M.C., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. 2006. **Sewage sludge application for soil reclamation of limestone quarries. Test in columns using a calcareous mineral rejection.** In: 14th International Soil Conservation Organization Conference (ISCO 2006), Marrakech, Morocco, 14-19 May 2006. Paris: INRA.
- Jordán-Vidal, M. 2005. **Restauración edáfica de áreas degradadas.** Universidad Miguel Hernández. Alicante. 249 p.p. ISBN 8496297314.
- Kopáček, J., Ulrich, K.-U., Hejzlar, J., Borovec, J. y Stuchlík, E. 2001. **Natural inactivation of phosphorus by aluminum in atmospherically acidified water bodies.** *Water Research*. 35: 3783-3790. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00112-9
- Kundzewicz, Z.W., Döll, P. 2009. **Will groundwater ease freshwater stress under climate change?** *Hydrological Sciences Journal* 54: 665–675. DOI: 10.1623/hysj.54.4.665
- La Iglesia Gandarillas, J. 2016a. **Lechos de turba.** Módulo Gestión de Aguas Residuales y Reutilización. Escuela de Organización Industrial EOI. Madrid. Disponible en: <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/25063/lechos-de-turba-modulo-gestion-de-aguas-residuales-y-reutilizacion> [Último acceso 25.05.2020]

- La Iglesia Gandarillas, J. 2016b. **Lagunaje**. Módulo Gestión de Aguas Residuales y Reutilización. Escuela de Organización Industrial EOI. Madrid. Disponible en: <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/24902/lagunaje-aguas-residuales>[Último acceso 25.05.2020]
- Lag-Brotons, A., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J. 2015. **Sewage sludge use in bioenergy production. A case study of its effects on soil properties under *Cynara cardunculus* L. cultivation**. Spanish Journal of Agricultural Research 13(1): e11-001. DOI: 10.5424/sjar/2015131-6145
- Landry J., Bahamonde, N., Garcia Huidobro, J., Tapia, C., Rochefort, L. 2010. **Canadian peatland restoration framework: A Restoration experience in Chilean peat bogs**. Peatlands International 2: 50-53.
- Llinares, M.A., Ortíz, R., Marrero, J.M. 2004. **Riesgo volcánico**. Dirección General de Protección Civil y Emergencias. Ministerio del Interior. España. Disponible en: <https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/VLC-Guia-Riesgo-Volcanico.pdf> [Último acceso 10.06.2020]
- Loveland, P., Webb, J. 2003. **Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: A review**. Soil and Tillage Research 70(1): 1-18. DOI: 10.1016/S0167-1987(02)00139-3
- Maddocks, A., Young, R.S., Reig, P. 2015. **Ranking the World's Most Water-Stressed Countries in 2040**. World Resources Institute (WRI). Disponible en: <https://www.wri.org/blog/2015/08/ranking-world-s-most-water-stressed-countries-2040> [Último acceso 17.02.2020]
- Magnaye, F.A., Gaspillo, P.D., Auresenia, J.L. 2009. **Biological Nitrogen and COD Removal of Nutrient-Rich Wastewater Using Aerobic and Anaerobic Reactors**, Journal of Water Resource and Protection 1: 376-380. DOI: 10.4236/jwarp.2009.15045
- Martín Sánchez, M., Calvo Pérez, M., García Collantes, M.A., García García, E., Morcillo Ortega, J.G., Reyero Cortiña, C., Vidal Fuentes, M.P., Gómez Sáez, S., Esquinas Fernández, A., Alves, D. 2017. **El Agua en la Tierra**. Universidad Complutense de Madrid, UCM. Facultad de Educación-Dpto. Didáctica de las Ciencias Experimentales.

- Martínez Gaspar, F.J, Ojeda Barrios, D.L., Hernández Rodríguez, O.A., Martínez Tellez, J.J., Quezada, G.D.O. 2011. **El exceso de nitratos: un problema actual en la agricultura**. Synthesis 57: 11-16.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I; Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Moral, R. 2002. **Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment**. International Journal of Wildland Fire 11: 107-114. DOI: 10.1071/WF02020
- Metcalf y Eddy, INC. 1998. **Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización**. 3º ed. McGraw-Hill. 1485 p.p. ISBN 84-481-1612-7.
- Miguel, C. 2013. **Los humedales artificiales**. Iagua. Disponible en: <https://www.iagua.es/blogs/carolina-miguel/los-humedales-artificiales-componentes-y-tipos> [Último acceso 19.02.2020]
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2016. **Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en España 2015**. Disponible en: [https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/memoria\\_magrama\\_2015\\_completo\\_tcm30-83965.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/memoria_magrama_2015_completo_tcm30-83965.pdf) [Último acceso 16.02.2020]
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1986. **Métodos Oficiales de Análisis**. Dirección General de Política Alimentaria. Tomo III.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2018. **Informe Anual de Indicadores: Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente 2017**. 211 p.p. Disponible en: [https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informe\\_anual\\_agric\\_pesca\\_ali\\_mm\\_17finalweb221120182\\_tcm30-495934.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informe_anual_agric_pesca_ali_mm_17finalweb221120182_tcm30-495934.pdf) [Último acceso 11.05.2020]
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2020. **Informe Anual de Indicadores: Agricultura, Pesca y Alimentación 2019**. 245 p.p. Disponible en: [https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informeanual2019\\_online\\_tcm30-547983.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informeanual2019_online_tcm30-547983.pdf) [Último acceso 09.01.2021]

Ministerio de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. 2015. Planes de Impulso al Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/planes-y-estrategias/PIMA-Adapta.aspx> [Último acceso 18.02.2020]

Ministerio de Medio Ambiente. 2000. Libro blanco del agua en España. Centro de Publicaciones Secretaría general Técnica Ministerio de Medio Ambiente. 637 p.p. ISBN: 8483201283. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/sintesis\\_tcm30-77435.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/sintesis_tcm30-77435.pdf) [Último acceso 09.01.2021]

Ministerio de Medio Ambiente. 2007. **Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015**. 112 p.p. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/saneamiento-depuracion/planes-instrumentos-financiacion/pnca/> [Último acceso 10.05.2020]

Ministerio de Medio Ambiente. 2020. **La Directiva Marco Europea del Agua. Una nueva perspectiva en política de agua. Cuenca piloto del Júcar**. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/FOLLETO\\_CHJ\\_07\\_tcm30-215654.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/FOLLETO_CHJ_07_tcm30-215654.pdf) [Último acceso 10.05.2020]

Ministerio de Sanidad. 2020. **Informe técnico calidad de las aguas de baño en España 2019**. Disponible en: [https://www.mscbs.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/calidadAguas/aguasBanno/docs/INFORME\\_AB\\_2019\\_13\\_04\\_2020\\_Revisado.\\_Accesible\\_con\\_cubiertas.pdf](https://www.mscbs.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/calidadAguas/aguasBanno/docs/INFORME_AB_2019_13_04_2020_Revisado._Accesible_con_cubiertas.pdf) [Último acceso 09.01.2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2015. **Actuaciones del Plan Pima Adapta Agua 2015**. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/Actuaciones-del-Plan-PIMA-Adapta-Agua-2015.aspx> [Último acceso 18.02.2020]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2016. **Actuaciones del Plan Pima Adapta Agua 2016**. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/Actuaciones-del-Plan-PIMA-Adapta-Agua-2016.aspx> [Último acceso 18.02.2020]

- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2017. **Actuaciones del Plan Pima Adapta Agua 2017**. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/Actuaciones-del-Plan-PIMA-Adapta-Agua-2017.aspx> [Último acceso 18.02.2020]
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2018. **Actuaciones del Plan Pima Adapta Agua 2018**. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/Actuaciones-del-Plan-PIMA-Adapta-Agua-2018.aspx> [Último acceso 18.02.2020]
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2019. **Actuaciones del Plan Pima Adapta Agua 2019**. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/Actuaciones-del-Plan-PIMA-Adapta-Agua-2019.aspx> [Último acceso 18.02.2020]
- Möbius. 2017. **¿Qué es una PTAR-Planta de Tratamiento de Aguas Residuales?**. Disponible en: <http://mobius.net.co/que-es-una-ptar/> [Último acceso 10.01.2021]
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). 2006. **GRACE-Gravity Recovery and climate Experiment**. Disponible en: [http://www.csr.utexas.edu/grace/publications/water\\_litho.pdf](http://www.csr.utexas.edu/grace/publications/water_litho.pdf) [Último acceso 24.03.2017]
- Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Moral, R., Palacios, G., Mataix, J. 1997. **Heavy metals and plant nutrition and development**. Recent Res Devel in Phytochem 1:173-179
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Jordán-Vidal, M.M., Gómez-Lucas, I., García-Sánchez, E., Mataix-Solera, J. 2004. **Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in Alicante province (Spain)**. In: Martin JF, Brebbia CA, Godfrey AE, et al. (eds): Geo-Environment. Southampton, UK: WIT Press, pp 293-302. DOI: 10.2495/GEO040281
- Nelson, W.O., Campbell, P.G.C. 1991. **The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: a literature review**. Environmental Pollution 71 (2-4): 91-130. DOI: 10.1016/0269-7491(91)90030-Z

- Noerfitriyani, E., Hartono, D.M., Moersidik, S.S., Gusniani, I. 2018. **Leachate characterization and performance evaluation of leachate treatment plant in Cipayung landfill, Indonesia.** IOP Conference Earth and Environmental Science 106(1) 012086. DOI: 10.1088/1755-1315/106/1/012086
- Novo, C. 2019. **Una cuarta parte de la población mundial se enfrenta a un estrés hídrico extremo.** iAgua. Disponible en: <https://www.iagua.es/noticias/redaccion-iagua/cuarta-parte-poblacion-mundial-se-enfrenta-estres-hidrico-extremo> [Último acceso 09.01.2021]
- Otto, B., Schleifer, L. 2020. **Domestic Water Use Grew 600% Over the Past 50 Years.** World Resources Institute (WRI). Disponible en: <https://www.wri.org/blog/2020/02/growth-domestic-water-use>. [Último acceso 10.05.2020].
- Pérez-Gimeno, A., Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Gómez, I., Jordán, M.M. 2016. **Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution.** Journal of Soils and Sediments 16: 1012-1021. DOI: 10.1007/s11368-015-1288-y
- Portalfrutícola. 2018. **El potencial fertilizante y económico de los lodos de depuradora para los cultivos agrícolas.** Portalfrutícola.com. Disponible en: <https://www.portalfruticola.com/noticias/2018/10/26/el-potencial-fertilizante-y-economico-de-los-lodos-de-depuradora-para-los-cultivos-agricolas/> [Último acceso 25.10.2020]
- Portmann, F.T., Döll, P., Eisner, S., Flörke, M. 2013. **Impact of climate change on renewable groundwater resources: assessing the benefits of avoided greenhouse gas emissions using selected CMIP5 climate projections.** Environmental Research Letters 8 024023: 14 p.p. DOI: 10.1088/1748-9326/8/2/024023
- Raffo Lecca, E., Ruiz Lizama, E. 2014. **Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno.** Industrial Data 17(1): 71-80. DOI: 10.15381/idata.v17i1.12035
- Ramalho, R.S. 2003. **Tratamiento de aguas residuales.** Editorial Reverté. ISBN: 9788429179750.

- Ramsar. 2010. **Manual 1. Uso racional de los humedales. Conceptos y enfoques para el uso racional de los humedales.** Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza). Cuarta edición. 60 p.p. Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-01sp.pdf> [Último acceso 15.04.2020]
- Raveendran, E., Grieve, I.C., Madamy, I.M. 1994. **Effects of organic amendments and irrigation waters on the physical and chemical-properties of two calcareous soils in Bahrain.** Environmental Monitoring and Assessment 30(2):177-196. DOI: 10.1007/BF00545621
- Red Eléctrica de España. 2020. **e.sios. Sistema de información del operador del sistema.** Disponible en: <https://www.esios.ree.es/es?locale=es> [Último acceso 09.01.2021]
- Reddy, N., Crohn, D.M. 2012. **Compost induced soil salinity: a new prediction method and its effect on plant growth.** Compost Science & Utilization 20(3): 133-140. DOI: 10.1080/1065657X.2012.10737038
- Residuos Profesional. 2013. **Desarrollan una planta piloto de codigestión de lodos de depuradora más eficiente.** Disponible en: <https://www.aguasresiduales.info/expertos/tribuna-opinion/la-gestion-de-los-lodos-de-depuracion-en-espana-un-dNTbb> [Último acceso 25.10.2020]
- Rincón, J.Ma., Callejas, P., Sánchez-Soto, P.J., Jordán, M.M. 2018. **Vitrification and derived glass-ceramic from mining wastes containing vermiculite and lithium aluminium phosphate.** Material Letters 227: 86-89. DOI: 10.1016/j.matlet.2018.05.001
- Ros, M., Hernández, M.T., García, T. 2003. **Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments.** Soil Biology and Biochemistry 35:463-469. DOI: 10.1016/S0038-0717(02)00298-5
- Saga, K., Kokoyama, S., Imou, K., Kaizu, Y. 2008. **A comparative study of the effect of CO<sub>2</sub> emission reduction by several bioenergy production systems.** International Energy Journal 9 (SPEC. ISSUE): 53-60.
- Sainz Sastre, J.A. 2005. **Tecnologías para la sostenibilidad. Procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales.** Fundación EOI. ISBN: 9788488723581. 415 p.p.

Disponible en: <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/19126/tecnologias-para-la-sostenibilidad-procesos-y-operaciones-unitarias-en-depuracion-de-aguas-residuales> [Último acceso 10.12.2020]

- Santibáñez, C., Ginocchio, R., Varnero, M.T. 2007. **Evaluation of nitrate leaching from mine tailings amended with biosolids under Mediterranean type climate conditions.** Soil Biology and Biochemistry 39: 1333-1340. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.009
- Schneider, C., Laizé, C.L.R., Acreman, M.C., Flörke, M. 2013. **How will climate change modify river flow regimes in Europe?** Hydrology and Earth System Sciences 17: 325-339. DOI: 10.5194/hess-17-325-2013
- Schindler, D.W. 1988. **Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems.** Science 239(4836): 149-157. DOI: 10.1126/science.239.4836.149
- Schulte, E.E., Hopkins, B.G. 1996. **Estimation of Organic Matter by Weight Loss-on-Ignition.** SSSA Special Publication 46, SSSA, Madison, 21-31. DOI: 10.2136/SSASPECPUB46.C3
- Sempere, A., Oliver, J., Ramos, C. 1993. **Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy.** Journal of Soil Science 44: 633-639. DOI: 10.1111/J.1365-2389.1993.TB02328.X
- Seoáñez Calvo, M. 2012. **Manual de las Aguas Residuales Industriales.** McGraw-Hill-Madrid. ISBN 9788448183370. 658 p.p.
- Smith, V.H. 2003. **Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem.** Environmental Science and Pollution Research 10: 126-139. DOI: 10.1065/espr2002.12.142
- Song, U., Lee, E.J. 2010. **Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill.** Resources, Conservation and Recycling 54(12): 1109-1116. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.03.005
- Soriano-Disla, J.M., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. 2010. **Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils.** Environmental Earth Sciences 61(8): 1613-1619. DOI: 10.1007/s12665-010-0474-x



- Soriano-Disla, J.M., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J. 2012. **The Influence of Soil Properties on the Water Pollution (Nitrate, Phosphate and COD) Following a Single Application of Sewage Sludge to 70 Contrasting Agricultural Soils.** Water Air and Soil Pollution 223: 1783-1790. DOI: 10.1007/s11270-011-0983-6
- Taylor, R.G., Todd, M.C., Kongola, L., Maurice, L., Nahozya, E., Sanga, H., MacDonald, A.M. 2013. **Evidence of the dependence of groundwater resources on extreme rainfall in East Africa.** Nature Climate Change 3: 374-378. DOI: 10.1038/nclimate1731
- Tejada, M., Benítez, C. 2014. **Effects of crushed maize Straw residues on soil biological properties and soil restoration.** Land Degradation & Development 25: 501-509. DOI: 10.1002/ldr.2316
- Tejada, M., Hernández, M.T., García, C. 2006. **Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties.** Journal of Environmental Quality 35:1010-1117. DOI: 10.2134/jeq2005.0460
- Trapote Jaume, A. 2011. **Depuración de aguas residuales urbanas.** Publicaciones de la Universidad de Alicante. ISBN 9788497171724. 436 p.p.
- Tribunal de Cuentas Europeo. 2015. **Informe especial. Transporte por vías navegables interiores en Europa: sin mejoras significativas en la cuota modal y en las condiciones de navegabilidad desde 2001.** Oficina de publicaciones de la Unión Europea. Nº 01. Disponible en: [https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR15\\_01/SR15\\_01\\_ES.pdf](https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR15_01/SR15_01_ES.pdf) [Último acceso 08.02.2020]
- UNE EN 13037:2012. 2012. **Mejoradores del suelos y sustratos de cultivo. Determinación del pH.**
- UNE EN 13038:2012. 2012. **Mejoradores del suelos y sustratos de cultivo. Determinación de la conductividad eléctrica.**
- UNE EN 13040:2008. 2008. **Mejoradores del suelos y sustratos de cultivo. Preparación de la muestra para ensayos físicos y químicos. Determinación del contenido de humedad y de la densidad aparente compactada en laboratorio.**

UNE EN 13041:2001. 2001. **Mejoradores del suelos y sustratos de cultivo. Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total.**

UNE EN 13041:2012. 2012. **Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo. Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total.**

UNE EN 13652:2002. 2002. **Mejoradores del suelos y sustratos de cultivo. Extracción de nutrientes y elementos solubles en agua.**

Veeresh, H., Tripathy, S., Chaudhuri, D. Ghosh, B.C., Hart, B.R., Powell, M.A. 2003. **Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge.** Environmental Geology 43(5): 513-520. DOI: 10.1007/s00254-002-0656-2

Vico, A., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Agulló, E., Marhuenda-Egea, F.C., Sáez, J.A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moral, R. 2018. **Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge.** Journal of Environmental Management 226: 408-415. DOI: 10.1016/j.envman.2018.08.035

Vico López, A. 2020. **Desarrollo de biofertilizantes a partir de biomasa de palmáceas orientados al secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático.** Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández.

Vinten, A.J.A., Davies, R., Castle, K., Baggs, E.M. 1998. **Control of nitrate leaching from a nitrate vulnerable zone using paper mill waste.** Soil Use and Management 14(1): 44-51. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1998.tb00609.x

Waldemar-Peñarete, M., Silva-Leal, J., Urrutia, C., Daza, M., Torres-Lozada, P. 2013. **Efecto de aplicación de biosólidos sobre las propiedades físicas de un suelo cultivado con caña de azúcar.** Acta Agronómica 62(3): 251-260. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/acag/v62n3/v62n3a08.pdf> [Último acceso 30.05.2020]

- Walker, R.F. 2003. **Comparison of Organic and Chemical Soil Amendments Used in the Reforestation of a Harsh Sierra Nevada Site.** Restoration Ecology 11: 466-474. DOI: 10.1046/j.1526-100X.2003.rec0216.x
- Wang, H., Brown, S.L., Magesan, G.N., Slade, A.H., Quintern, M., Clinton, P.W., Payn, T.W. 2008. **Technological options for the management of biosolids.** Environmental Science and Pollution Research International 15(4): 308-317. DOI: 10.1007/s11356-008-0012-5
- Wong, J.W.C., Ho, G. 1994. **Sewage sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining residue.** Resources, Conservation and Recycling 11(1-4): 297-309. DOI: 10.1016/0921-3449(94)90097-3
- WRI (World Resources Institute). 2021. **Tackling Global Challenges. Water.** Disponible en: <https://www.wri.org/strategic-plan/tackling-global-challenges> [Último acceso 09.01.2021]
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2014. **The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy.** UNESCO. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000225741> [Último acceso 17.02.2020]
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2016. **Afrontar los retos. Estudios de casos e indicadores.** UNESCO. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000244031> [Último acceso 16.02.2020]
- Yazdanpanah, N., Mahmoodabadi, M. 2013. **Reclamation of calcareous saline-sodic soil using different amendments: time changes of soluble cations in leachate.** Arabian Journal of Geoscience 6: 2519-2528. DOI: 10.1007/s12517-011-0505-2
- Zornoza, R., Faz, A., Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A., Gómez-López, M.D., Avilés-Marín, S.M. 2013. **Marble waste and pig slurry increment soil quality and reduce metal availability in a tailing pond.** Terra Latinoamericana 31(2): 105-114.
- Zorpas, A.A. 2008. **Sewage sludge compost evaluation in oats, pepper and eggplant cultivation.** In: Ferres AS (ED) Compost II. Dynamic Soil, Dynamic Plant 2: 103-109.

Zorpas, A.A. 2012. **Sewage sludge compost evaluation and utilization**. In: Zorpas, A.A. and Inglezakis, J.V. Sewage sludge management: From the Past to Our Century. New York: Nova Science Publishers, p.p.173-216.

Zorpas, A.A. 2018. **Bio solid composting and soil applications**. Wastewater and Biosolids Management. London: IWA Publishing, p.p. 107-117. DOI: 10.2166/9781780408231\_0107

Zorpas, A.A. Inglezakis, V. 2009. **Use of natural zeolites for wastewater and solid treatment: an up-to-date review**. In: Wong TV (ed) Handbook of Zeolites: Structure, Properties and Applications. New York: Nova Science Publishers, p.p. 23-50.

## **8.2 LEGISLACIÓN CONSULTADA**

### **8.2.1. Legislación europea**

**Directiva 91/271/CEE** del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 135: 40-52. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:31991L0271> [Último acceso 25.05.2020]

**Directiva 98/15/CE**, de 27 de febrero, por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su Anexo I. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 67: 29-30. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-1998-80424> [Último acceso 25.05.2020]

**Directiva 2000/60/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 327: 1-72. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj?locale=es> [Último acceso 18.05.2020]

**Directiva 2006/118/CE**, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Diario Oficial de la Unión Europea L 372: 19-31. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32006L0118> [Último acceso 25.05.2020]

**Directiva 2008/98/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. Diario Oficial de la Unión Europea L 312: 3-30. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj> [Último acceso 05.10.2020]

**Directiva 2008/105/CE**, de 16 de diciembre, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE. Diario Oficial de la Unión Europea L 348: 84-97. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:32008L0105> [Último acceso 18.05.2020]

**Directiva 2013/39/UE**, de 12 de agosto, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea L 226: 1-17. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX%3A32013L0039> [Último acceso 18.05.2020]

**Directiva 2014/80/UE**, de 20 junio, que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Diario Oficial de la Unión Europea L 182: 52-55. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32014L0080> [Último acceso 25.05.2020]

**Directiva 2014/101/UE**, de 30 de octubre, por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea L 311: 32-35. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX%3A32014L0101> [Último acceso 18.05.2020]

**Directiva 2018/851/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. Diario Oficial de la Unión Europea L 150: 109-140. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0851> [Último acceso 18.05.2020]

**Decisión 2013/480/UE**, de 20 de septiembre por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración y por la que se deroga la Decisión 2008/915/CE. Diario Oficial de la Unión Europea L 266: 1-47. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32013D0480> [Último acceso 18.05.2020]

**Decisión de Ejecución 2015/495/UE**, de 20 de marzo por la que se establece una lista de observación de sustancias a efecto de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas, de conformidad con la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea L 78: 40-42. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32015D0495> [Último acceso 25.05.2020]

**Decisión de Ejecución 2018/840/UE** de la Comisión, de 5 de junio de 2018, por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas, de conformidad con la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, y se deroga la Decisión de Ejecución (UE) 2015/495 de la Comisión. Diario Oficial de la Unión Europea L 141: 9-12. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX:32018D0840> [Último acceso 25.05.2020]

**Decisión de 12 de febrero de 2018 de la Comisión**, por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración, y por la que se deroga la Decisión 2013/480/UE. Diario Oficial de la Unión Europea L 47: 1-91. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX:32018D0229> [Último acceso 18.05.20]

### 8.2.2. Legislación española

**Ley 29/1985**, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado 189: 25123-25135.

Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1985-16661> [Último acceso 18.05.2020]

**Ley 10/2001**, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado 161:

24228-24250. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2001-13042> [Último acceso 18.05.2020]

**Ley 62/2003**, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social

Aguas. Boletín Oficial del Estado 313: 46874-46962. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2003-23936> [Último acceso 18.05.2020]

**Ley 11/2005**, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan

Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado 149: 21846-21856. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2005-10622> [Último acceso 18.05.2020]

**Real Decreto Ley 11/1995**, de 28 de diciembre, por la que se establecen las normas aplicables

al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado 312: 37517-37519. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1995-27963> [Último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto Ley 2/2004**, de 18 de junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio,

del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado 148: 22453-22457. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2004-11438> [Último acceso 18.05.2020]

**Real Decreto Legislativo 1/2001** del Ministerio de Medio Ambiente, de 20 de julio, por el que

se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado 176: 26791-26817. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2001-14276> [Último acceso 18.05.2020]

**Real Decreto 509/1996**, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado 77: 12038-12041. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1996-7159> [Último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto 2116/1998**, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado 251: 34635-34636. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1998-24166> [Último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto 140/2003**, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Boletín Oficial del Estado 45: 7228-7245. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2003-3596> [Último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto 824/2005**, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 171: 25592-25669. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2005-12378> [Último acceso 15.11.2020]

**Real Decreto 1514/2009**, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado 255: 88201-88215. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2009-16772> [último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto 506/2013**, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 164: 51119-51207. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2013-7540> [Último acceso: 15.11.2020]

**Real Decreto 701/2015**, de 17 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica de las Illes Balears. Boletín Oficial del Estado 171: Sec. I: 59879-59881. Disponible en: [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-8045](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-8045) [Último acceso 18.05.2020]



**Real Decreto 817/2015**, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado 219: Sec. I: 80582-80677. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2015-9806> [Último acceso 18.05.2020]

**Real Decreto 1075/2015**, de 27 de noviembre, por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado 300: 118211-118215. Disponible en: [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-13642](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-13642) [Último acceso 25.05.2020]

**Real Decreto 1/2016**, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. Boletín Oficial del Estado 16: 2972-4301. Disponible en: [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2016-439](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2016-439) [Último acceso 18.05.2020]

**Real Decreto 11/2016**, de 8 de enero, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas de Galicia-Costa, de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, del Guadalete y Barbate y del Tinto, Odiel y Piedras. Boletín Oficial del Estado 19: Sec III: 6082-6084. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2016-602> [Último acceso 18.05.2020]

**Orden FOM/2523/2014** de 12 de diciembre, por la que se actualizan determinados artículos del pliego de prescripciones técnicas generales para obras de carreteras y puentes, relativos a materiales básicos, a firmes y pavimentos, y a señalización, balizamiento y sistemas de contención de vehículos. Boletín Oficial del Estado 3: 584-1096. Disponible en: [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-48](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-48) [Último acceso 18.05.2020]

**Resolución de 28 de abril de 1995**, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado 113: 13808-13824. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1995-11343> [Último acceso 18.05.2020]

