

# Capítulo 11. Eutrofización y contaminación por residuos mineros en humedales del Mar Menor: comprendiendo los procesos biogeoquímicos para plantear posibles actuaciones de manejo

## *Chapter 11. Eutrophication and metal pollution by mining waste in coastal wetlands of the Mar Menor: understanding biogeochemical processes with a view to introducing management strategies*

José Álvarez-Rogel<sup>1</sup>, María Nazaret González-Alcaraz<sup>1,2</sup>, Héctor Miguel Conesa Alcaraz<sup>1</sup>, María del Carmen Tercero Gómez<sup>1</sup>, Isabel Párraga-Aguado<sup>1</sup>, Antonio María-Cervantes<sup>1</sup> y Francisco José Jiménez-Cárceles<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Área de Edafología y Química Agrícola, E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 48, Cartagena, 30203 Murcia, España. Correo electrónico de contacto: jose.alvarez@upct.es

<sup>2</sup> Dirección actual: Department of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, VU University, De Boelelaan 1085, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands. Correo electrónico de contacto: nazaret.gonzalez@upct.es; m.n.gonzalezalcaraz@vu.nl

<sup>3</sup> BIOCYMA, Consultora en Medio Ambiente y Calidad, S.L., C/ Cisne N° 6, 4º E 3009, Murcia, Spain

- 11.1. Introducción y antecedentes
- 11.2. Breve descripción de los humedales objeto de estudio
  - 11.2.1. La Marina del Carmolí
  - 11.2.2. El saladar de Lo Poyo
- 11.3. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en el papel de los humedales frente a la eutrofización
  - 11.3.1. Una breve síntesis de los ciclos del N y el P
  - 11.3.2. Resultados experimentales
- 11.4. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en la dinámica de metales en humedales y medidas de fitomanejo
- 11.5. Principales conclusiones y retos futuros
- 11.6. Agradecimientos
- 11.7. Bibliografía

## Resumen

En este capítulo se resumen los resultados de diversos experimentos realizados con suelos (afectados y no afectados por residuos de minería) y plantas procedentes de dos humedales de la costa del Mar Menor: la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo. Se estudiaron los mecanismos biogeoquímicos que determinan la capacidad de estos ambientes para actuar como filtros verdes frente a las aguas eutrofizadas cargadas en nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), valorando el efecto de las plantas y del encalado de los suelos sobre dicha capacidad. También se cuantificó la transformación de  $\text{NO}_3^-$  en óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), un gas de efecto invernadero, y se discutieron los efectos negativos que pueden tener estos ambientes como emisores de dicho gas, que contribuye al calentamiento global, frente a los positivos para depurar las aguas que vierten al Mar Menor. Por otro lado, se analizaron los mecanismos implicados en la movilidad de los metales pesados en el sistema suelo-agua-planta en zonas afectadas por residuos mineros y se evaluaron alternativas de manejo para reducir los riesgos asociados a dichos metales. Como síntesis de las lecciones aprendidas podemos decir que: a) el papel de los humedales costeros del Mar Menor para depurar las aguas cargadas de  $\text{NO}_3^-$  se produce a costa de emitir altas concentraciones de  $\text{N}_2\text{O}$  a la atmósfera a través de la desnitrificación y la de depurar  $\text{PO}_4^{3-}$  a costa de almacenar fósforo en los suelos; b) en suelos inundados la contribución de la vegetación (en particular carrizo, *Phragmites australis*) a la eliminación de  $\text{NO}_3^-$  está más relacionada con crear un ambiente favorable para la actividad de los microorganismos en el entorno de sus raíces que en absorber dichos  $\text{NO}_3^-$ ; c) en suelos en fase de secado la absorción de  $\text{NO}_3^-$  por el carrizo gana en importancia, contribuyendo a reducir la concentración de  $\text{NO}_3^-$  disponible para la formación y emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  a la atmósfera a través del proceso de desnitrificación; d) muchas zonas de los humedales estudiados presentan una elevada concentración de metales pesados en sus suelos debido a la presencia de residuos mineros, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud de las personas; e) la solubilidad y movilidad de los metales depende del metal, de la humedad del suelo y de la presencia/ausencia de plantas (así como de la especie de planta), por lo que las medidas de manejo que impliquen la adición de enmiendas y la implantación de vegetación deben ser planificadas para cada caso particular conociendo con todo detalle las condiciones biogeoquímicas que van a existir tras las actuaciones que se realicen.

## Abstract

*This chapter summarizes the results of a number of experiments carried out with soils (affected and unaffected by mining waste) and plants collected from two wetlands of the Mar Menor lagoon: the Marina del Carmolí and the Lo Poyo salt marsh. The biogeochemical mechanisms responsible for the capacity of these wetlands to act as green filters against eutrophic water with a high nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) and phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) content were studied. The effect of plants and liming on this capacity were also evaluated. In an experiment, the transformation of  $\text{NO}_3^-$  into  $\text{N}_2\text{O}$  (a greenhouse gas) by denitrification was evaluated, and the negative consequences of  $\text{N}_2\text{O}$  for global warming were discussed in relation with the positive effect of these wetlands in purifying eutrophic water that reaches the Mar Menor. The mechanisms influencing the solubility and mobility of heavy metals in the soil-water-plant system were also studied, and some proposals were suggested for the management of wetlands polluted by mine wastes. The lessons learned can be summed up as: a) the role of coastal wetlands of the Mar Menor in purifying eutrophic water with high  $\text{NO}_3^-$  content implies high  $\text{N}_2\text{O}$  emissions to the atmosphere, whilst their role in purifying  $\text{PO}_4^{3-}$  implies that their soils act as phosphorus sinks; b) in flooded soils, the main role of plants (mainly *Phragmites australis*, common reed) in reducing  $\text{NO}_3^-$  concentrations in eutrophic water is to promote microbial activity in the rhizosphere, which favours denitrification, the absorption of  $\text{NO}_3^-$  by plants playing a secondary role; c) when soils are drying, however, the role of  $\text{NO}_3^-$  absorption by *Phragmites* becomes more significant, this absorption reducing the  $\text{NO}_3^-$  available for  $\text{N}_2\text{O}$  formation and emission via denitrification; d) extensive zones of the wetlands are affected by extremely high heavy metal concentrations in soil due to the presence of mining waste, which poses a risk for the environment and human health; e) the solubility and mobility of metals are specific for each metal and are influenced by soil moisture levels and the presence of different plant species; hence, the implementation of management strategies that imply the use of remedial actions and replanting must be planned on a case-by-case basis and only after a detailed analysis of the resulting biogeochemical conditions has been carried out.*

## 11.1. Introducción y antecedentes

Entre los principales problemas que sufre la laguna del Mar Menor y su entorno se encuentran los vertidos de aguas eutrofizadas cargadas en nutrientes procedentes de efluentes agrícolas y urbanos y la presencia de enclaves con residuos mineros procedentes de las antiguas explotaciones de la Sierra de la Unión-Cartagena (Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007). Los trabajos realizados en la zona, tanto por la administración regional como por los centros de investigación de la Comunidad Autónoma de Murcia, son muy numerosos, lo que ha llevado a que se haya generado abundante bibliografía.

En este capítulo revisaremos, fundamentalmente, los trabajos publicados entre 2010 y 2015 por el Grupo de Investigación Agroquímica, Tecnología y Manejo de Suelos y Sustratos de la E.T.S. de Ingeniería Agronómica (ETSIA) de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). Miembros de dicho Grupo comenzaron trabajando en los humedales del entorno del Mar Menor a mediados de la década de 1990 y han abordado el tema desde diferentes puntos de vista: se han estudiado la vegetación y los suelos; se han analizado los gradientes edáficos y las relaciones suelo-vegetación; se ha determinado el nivel de afectación por metales pesados de los suelos y la cubierta vegetal; y se han tipificado y cuantificado los niveles de nutrientes en las aguas que vierten a los humedales y el papel de los humedales como filtros verdes. Referencias a todos estos trabajos se pueden encontrar en varias revisiones publicadas en el año 2011 (Álvarez-Rogel *et al.*, 2011; González-Alcaraz *et al.*, 2011b; Conesa *et al.*, 2011a, 2011b; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2011).

Una vez que se tenía información sobre cómo eran el suelo, el agua y la vegetación de estos ambientes en condiciones de campo, se trató de averiguar cómo ocurrían los procesos bioquímicos en ellos y para esto se planificaron una serie de experimentos que se llevaron a cabo bajo condiciones controladas, tratando siempre de reproducir lo que se había observado previamente en campo. El planteamiento era conocer los mecanismos que determinan el comportamiento de los nutrientes y los metales, y su relación con el régimen hídrico y la presencia de plantas, para utilizar ese conocimiento, en combinación con los datos de campo, como base en la búsqueda de alternativas de manejo.

Los resultados que se van a presentar a continuación incluyen una síntesis de dichos trabajos experimentales y, como en revisiones anteriores, se encuentran ya publicados en revistas científicas internacionales que se irán referenciando.

## 11.2. Breve descripción de los humedales objeto de estudio

Los dos humedales en los que hemos desarrollado la mayoría de los trabajos han sido la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo (Figura 11.1), ambos pertenecientes al término Municipal de Cartagena. Ambos forman parte del Espacio Natural Protegido (LIC ES6200006) Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor.

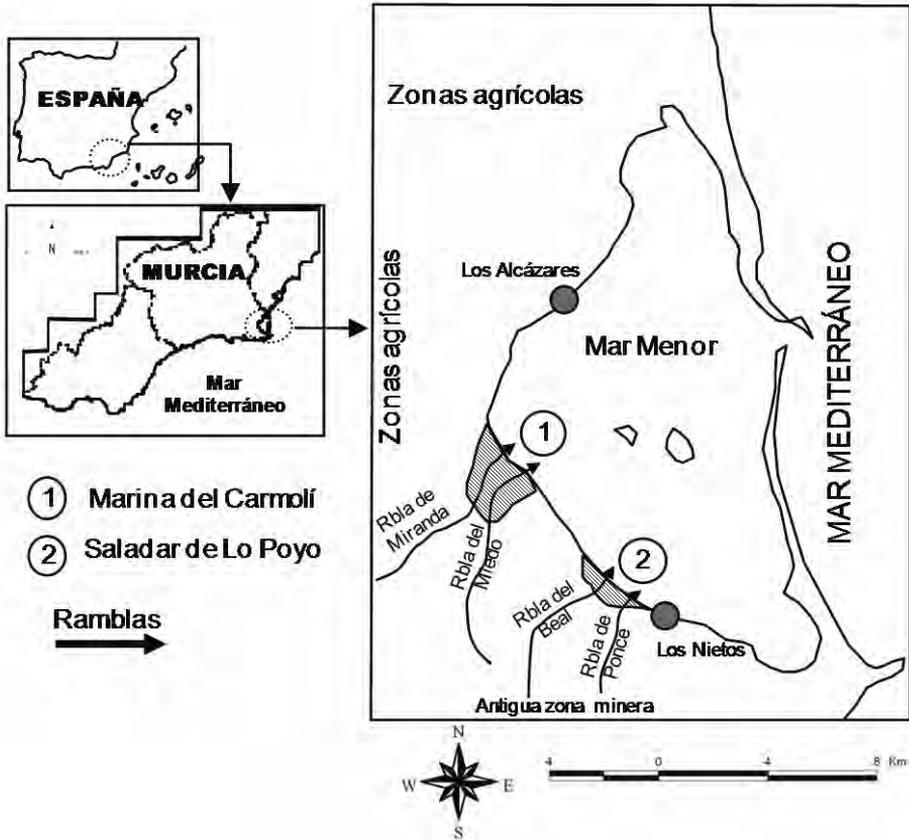


Figura 11.1. Situación de los humedales objeto de estudio en el entorno del Mar Menor.

### 11.2.1. La Marina del Carmolí

La Marina del Carmolí (30690000E, 4175000N; 37° 42' 02''N, 0° 51' 7''W) tiene una superficie de 318,6 hectáreas y a ella llegan tres ramblas del Campo de Cartagena. Una es la Rambla del Miedo, que nace junto a un antiguo lavadero de mineral de la Sierra Minera de La Unión-Cartagena, por lo que se encuentra afectada por residuos mineros con elevado contenido en metales pesados que ha introducido al humedal en diversas avenidas (Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, 2008; Conesa *et al.*, 2014). Además, hasta hace algunos años esta rambla recibía descargas de agua de la depuradora de El Algar-La Loma-Los Urrutias (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006). Actualmente, el cauce que más agua aporta al humedal es la Rambla de Miranda, que atraviesa zonas de agricultura intensiva del Campo de Cartagena y recibe las aguas de drenaje de algunas de sus explotaciones agrícolas (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; González-Alcaraz *et al.*, 2012b). La tercera rambla de la zona es la Rambla del Albujión, cuyos desbordamientos hasta principios de los años noventa constituían el mayor aporte hídrico de aguas continentales al saladar, pero que desde su encauzamiento desemboca directamente al Mar Menor. García-

Pintado *et al.* (2007) documentaron que La Rambla del Albujón recibía aguas procedentes de cultivos de regadío del Campo de Cartagena y de vertidos de depuradoras urbanas, aunque serían necesarios estudios más actuales para determinar si esto continúa ocurriendo y si es así como se ve afectada la calidad del agua de la rambla.

La vegetación del humedal se distribuye dependiendo de las condiciones de inundación y de salinidad del suelo (Álvarez-Rogel *et al.*, 2000), apareciendo diferentes hábitat protegidos (Directiva Hábitat 92/43/CEE). La mayoría de las especies son plantas halófitas (adaptadas a la salinidad del suelo) entre las que destacan dos especies de almarjos (*Arthrocnemum macrostachyum* (Moris.) Moris) y *Sarcocornia fruticosa* (L.) A. J. Scott), la siempreviva (*Limonium spp*) y el albardín (*Lygeum spartum* L.). También existen áreas sin apenas vegetación, que corresponden a los suelos afectados por residuos mineros en la zona en la que la Rambla del Miedo penetra en el humedal. En las ramblas y zonas adyacentes el carrizal de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel (carrizo) está muy extendido.

### 11.2.2. El saladar de Lo Poyo

El saladar de Lo Poyo (30 692918E, 4171066N; 37° 39' 57"N, 0° 48' 46"W) tiene una superficie de 210,6 hectáreas (Figura 11.1). El impacto más importante que sufre este humedal es la presencia de millones de toneladas de residuos mineros procedentes de las explotaciones mineras de la Sierra de La Unión-Cartagena, que sepultaron los antiguos suelos bajo una capa que llega a alcanzar más de dos metros de espesor. El origen principal de estos residuos es la Rambla del Beal, el cauce principal que llega al saladar y que lo atraviesa por su tercio norte, en cuyo nacimiento se ubicaba un lavadero de mineral cuyos residuos se vertieron directamente a la rambla durante varios años. La Rambla de Ponce, que llega al saladar por su extremo sur, también está afectado por residuos de minería, pero su aporte es menor. Las concentraciones de metales pesados que se alcanzan en algunos sectores del saladar, y en los sedimentos sumergidos de la línea de costa, son extremadamente elevadas (188-530 mg kg<sup>-1</sup> As, 11-51 mg kg<sup>-1</sup> Cd, 56-137 mg kg<sup>-1</sup> Cu, 708-5640 mg kg<sup>-1</sup> Mn, 4990-11600 mg kg<sup>-1</sup> Pb, y 3550-20600 mg kg<sup>-1</sup> Zn) y parte de dichos metales se transfieren a los organismos (Álvarez-Rogel *et al.*, 2004; María-Cervantes *et al.*, 2009; Conesa *et al.*, 2011c).

La vegetación de las zonas más salinas y húmedas incluye formaciones monoespecíficas, o casi monoespecíficas de carrizo, junco (*Juncus maritimus*) y almarjos. En la zona más afectada por los residuos mineros la cobertura vegetal es muy escasa, apareciendo mucha superficie de suelo desnudo, lo que favorece la dispersión de las partículas cargadas de metales y metaloides por la erosión hídrica y eólica. En el saladar se realizan numerosas actividades, muchas de ellas en las zonas desprovistas de vegetación, entre las que destaca el aeromodelismo. También se han visto personas practicando actividades deportivas como golf, atletismo, ciclismo, fútbol, así como pesca, windsurf, etc. Todo esto lleva aparejado el paso de vehículos que provocan nubes de polvo, sobre todo en verano cuando coincide la mayor sequedad del suelo con la mayor afluencia de visitantes, lo que incrementa el riesgo de exposición a las partículas contaminantes (Figura 11.2). Por tanto, es urgente llevar a cabo acciones de remediación que reduzcan los riesgos asociados a la presencia de los residuos mineros.



**Figura 11.2.** Nubes de polvo levantada por un vehículo en el saladar de Lo Poyo durante el verano de 2014, cuando el suelo se encontraba completamente seco.

### 11.3. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en el papel de los humedales frente a la eutrofización

Los trabajos experimentales para estudiar los mecanismos implicados en la depuración de aguas eutrofizadas en los humedales del Mar Menor se han dirigido fundamentalmente a los ciclos del nitrógeno y del fósforo, que son los máximos responsables de la eutrofización (la cual se puede definir como un excesivo enriquecimiento de nutrientes en un ecosistema). El proceso provoca un desarrollo muy acentuado de determinado tipo de organismos y microorganismos acuáticos, lo que puede llevar a un agotamiento del oxígeno disuelto en el agua que causa, entre otros, la muerte de los peces. Datos de campo obtenidos en los humedales del Mar Menor y su entorno dan una idea del problema en la zona. En la Rambla de Miranda, justo en el punto de entrada de este cauce a la Marina del Carmolí, González-Alcaraz *et al.* (2012b) midieron concentraciones de N total cercanas a los  $200 \text{ mg L}^{-1}$  (el 90% en forma de  $\text{NO}_3^-$ ) y de P total de hasta  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ . Para darnos una idea de la magnitud del problema, citar que la Directiva 91/271/CEE (sobre vertidos de aguas residuales urbanas realizadas en zonas sensibles a la eutrofización), determina umbrales máximos de N total entre 10 y  $15 \text{ mg L}^{-1}$  y de P total de 1 a  $2 \text{ mg L}^{-1}$ . Las cantidades de P medidas en la Rambla del Miedo cuando recibía vertidos de depuradora superaban los  $15 \text{ mg L}^{-1}$ , aunque probablemente estas cantidades hayan disminuido desde que cesaron dichos vertidos.

Todos los experimentos que se van a describir se llevaron a cabo en el invernadero del Grupo de Investigación, ubicado en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro, de la ET-

SIA-UPCT. Los trabajos se realizaron a diferentes escalas: macetas, columnas o contenedores, con suelos afectados o no afectados por residuos mineros, con presencia o ausencia de plantas, y utilizando agua traída de la Rambla de Miranda o Rambla del Miedo, o agua preparada para simular a éstas. En todos los casos los experimentos consistieron en someter a los suelos a periodos de inundación-desección de duración variable y analizar la dinámica del nitrógeno (N) y el fósforo (P) (así como de diversos parámetros físico-químicos que no se van a detallar aquí) en el sistema suelo-agua-planta-atmósfera. Para más detalles sobre la metodología y los resultados se pueden consultar las publicaciones que se vayan citando a lo largo del texto.

### 11.3.1. Una breve síntesis de los ciclos del N y el P

Antes de analizar los experimentos sobre el papel de los humedales en el ciclo del N y del P, haremos un breve repaso los ciclos de dichos elementos en el sistema suelo-agua-atmósfera.

En la atmósfera el N se encuentra como  $N_2$ ,  $N_2O$  o  $NO$ . Es importante indicar que el  $N_2O$  es uno de los gases que contribuye al efecto invernadero y por tanto el aumento de su concentración puede contribuir al calentamiento global (según el panel intergubernamental sobre cambio climático (IPCC, 2001) el potencial del  $N_2O$  para contribuir al calentamiento global en 100 años es casi 300 veces superior al del  $CO_2$ ). En el agua, el N puede encontrarse en dos formas: disuelto o formando parte de partículas en suspensión. Las formas solubles de N son: a) nitrógeno disuelto inorgánico (NDI), que incluye fundamentalmente nitratos ( $NO_3^-$ ) y amonio ( $NH_4^+$ ); b) nitrógeno disuelto orgánico (NDO), que incluye compuestos como aminoácidos, proteínas y urea. En el suelo, el N puede estar: a) formando parte de la materia orgánica; b) en el agua que circula por los poros, en forma de NDI o NDO; c) en forma gaseosa, en el aire que circula por los poros.

En un ambiente no eutrofizado, el  $NO_3^-$  proviene de la mineralización de la materia orgánica. Cuando ésta se mineraliza en presencia de oxígeno en suelos aireados por la actividad de los microorganismos aerobios, lo primero que se forma es  $NH_4^+$  (amonificación), que es transformado después en  $NO_3^-$  (nitrificación) por las bacterias nitrificantes. Sin embargo, cuando el suelo se inunda (como sucede en los humedales) el nivel de oxígeno disminuye, lo que provoca que la nitrificación se ralentice o sea inhibida. Además, cuando el oxígeno es escaso ciertos microorganismos especializados pueden utilizar el  $NO_3^-$  en su metabolismo transformándolo en formas de nitrógeno gaseoso ( $N_2O$  y  $N_2$ ) que se desprenden a la atmósfera. Este proceso, denominado desnitrificación, es el que proporciona a los humedales su capacidad de depurar aguas con alto contenido de  $NO_3^-$ . Por supuesto, el  $NO_3^-$  también puede ser absorbido por las plantas.

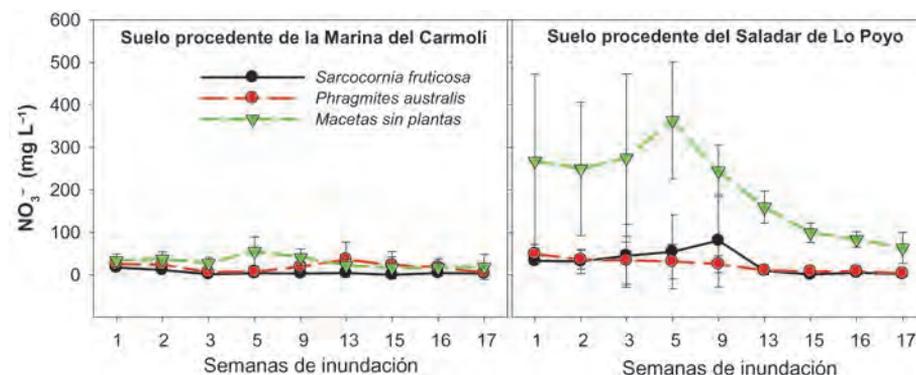
El P del suelo proviene, en primer lugar, de las rocas y minerales que lo contienen. Es un elemento esencial para las plantas, aunque habitualmente su concentración es escasa y puede llegar a suponer una seria limitación para el crecimiento vegetal. Cuando se producen aportes externos de P (por ejemplo provenientes de vertidos de depuradoras urbanas, o de actividades agrícolas o industriales) a los medios acuáticos, se desencadenan problemas de eutrofización. Las formas solubles de fósforo son principalmente fosfatos inorgánicos ( $PO_4^{3-}$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $H_2PO_4^-$ , dependiendo del pH), aunque también son abundantes las formas de nitrógeno orgánico disuelto entre las que se encuentran fosfolípidos, ácidos nucleicos y otros. Cuando el agua eutrofizada entra en contacto con el suelo, el fósforo puede quedar retenido a los componentes de éste por diferentes mecanismos: a) adsorción a partículas del suelo (arcillas, materia orgánica,

complejos arcillo-húmicos) a través de puentes de cationes; b) precipitación como fosfatos de calcio (apatitos) o coprecipitación con carbonatos; c) adsorción a los óxidos e hidróxidos metálicos y d) inmovilización biológica al ser absorbido por los organismos.

### 11.3.2. Resultados experimentales

A) *Experimentos en macetas*. González-Alcaraz *et al.* (2011c, 2012a) estudiaron los mecanismos que contribuyen a reducir las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  del agua cuando los humedales están afectados por residuos mineros y en qué medida las plantas contribuyen a dicha reducción. Para esto, se utilizaron macetas de 13,5 x 14 cm que se rellenaron con suelos afectados por residuos mineros de pH básico (pH≈7,8) y ligeramente ácido (pH≈6,2), recogidos en la Marina del Carmolí y en el saladar de Lo Poyo respectivamente. Un tercio de las macetas se plantaron con el almarjo *Sarcocornia fruticosa*, otro tercio con carrizo, y el resto se dejaron sólo con el suelo. Las plantas utilizadas se recolectaron de la Marina del Carmolí. Todas las macetas se inundaron durante 15 semanas con agua traída de la Rambla de Miranda (carbono orgánico disuelto (COD) ≈ 26 mg L<sup>-1</sup>,  $\text{PO}_4^{3-}$  ≈ 23 mg L<sup>-1</sup>,  $\text{NO}_3^-$  ≈ 180 mg L<sup>-1</sup>) y luego se dejaron secar durante dos semanas. Durante el experimento se hizo un seguimiento de diversos parámetros químicos y físico-químicos y de las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  del agua que inundaba las macetas.

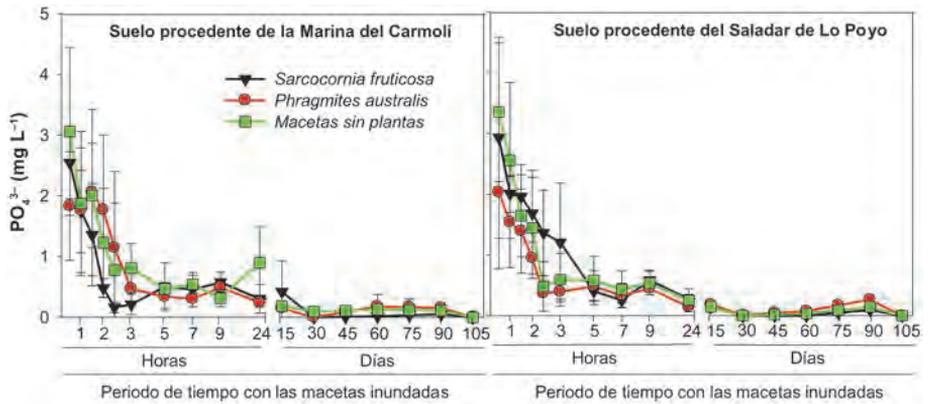
Los resultados mostraron que al segundo día de inundación las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  del agua habían disminuido entre un 70 y un 90% con respecto a las iniciales, excepto en las macetas con pH≈6,2 sin plantas, en las que las concentraciones no comenzaron a disminuir hasta pasadas cinco semanas (Figura 11.3). La rapidez en la retirada de  $\text{NO}_3^-$ , y el hecho de que los resultados fueran similares tanto sin plantas como en presencia de *Sarcocornia* y de carrizo, indicaron que la desnitrificación fue el principal mecanismo responsable de la depuración del agua, teniendo la absorción por las plantas un papel secundario. Sin embargo, los resultados obtenidos en las macetas de pH≈6,2 indicaron que la presencia de vegetación puede jugar un



**Figura 11.3.** Evolución de las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en el agua de los poros de suelos afectados por residuos mineros de la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo, en presencia y ausencia de plantas. Los valores son la media de tres repeticiones y las barras el error estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2011).

importante papel bajo determinadas condiciones, más allá de los  $\text{NO}_3^-$  que puedan absorber. Esto se debe a que la rizosfera (el suelo del entorno de las raíces) proporciona un ambiente que favorece la presencia de microorganismos, que son los responsables de la desnitrificación según se ha explicado anteriormente. En el experimento, el papel mejorante de la rizosfera tuvo más relevancia en un ambiente más desfavorable para la actividad microbiana, como fueron los suelos de  $\text{pH}\approx 6,2$  (arenosos y con muy escaso contenido en materia orgánica), en los que la concentración de metales solubles en el agua de los poros fue mayor (por ejemplo: el Zn soluble en las macetas de  $\text{pH}\approx 7,8$  estuvo entre 0,5 y 5  $\text{mg L}^{-1}$ , y en las de  $\text{pH}\approx 6,2$  entre 27 y 70  $\text{mg L}^{-1}$ ).

Con respecto al fósforo, las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  en el agua habían disminuido entre un 80 y un 90% en todos los tratamientos en las primeras tres horas después de inundar las macetas, independientemente de la presencia de plantas (Figura 11.4). Por tanto, el papel de las plantas en la retirada de  $\text{PO}_4^{3-}$  del agua fue irrelevante. Los principales componentes del suelo que retuvieron el  $\text{PO}_4^{3-}$  fueron los óxidos metálicos de Fe/Mn y los compuestos de Ca/Mg. A lo largo de las 15 semanas que las macetas estuvieron inundadas, las plantas indujeron cambios en las condiciones biogeoquímicas de los suelos y provocaron transferencias de fósforo entre dichos componentes. En los tratamientos con *Sarcocornia* parte del fósforo ligado inicialmente a los óxidos de metales fue transferido a los compuestos de Ca/Mg. Por contra, en los tratamientos con carrizo parte del fósforo inmovilizado inicialmente como compuestos de Ca/Mg fue transferido a los óxidos metálicos.

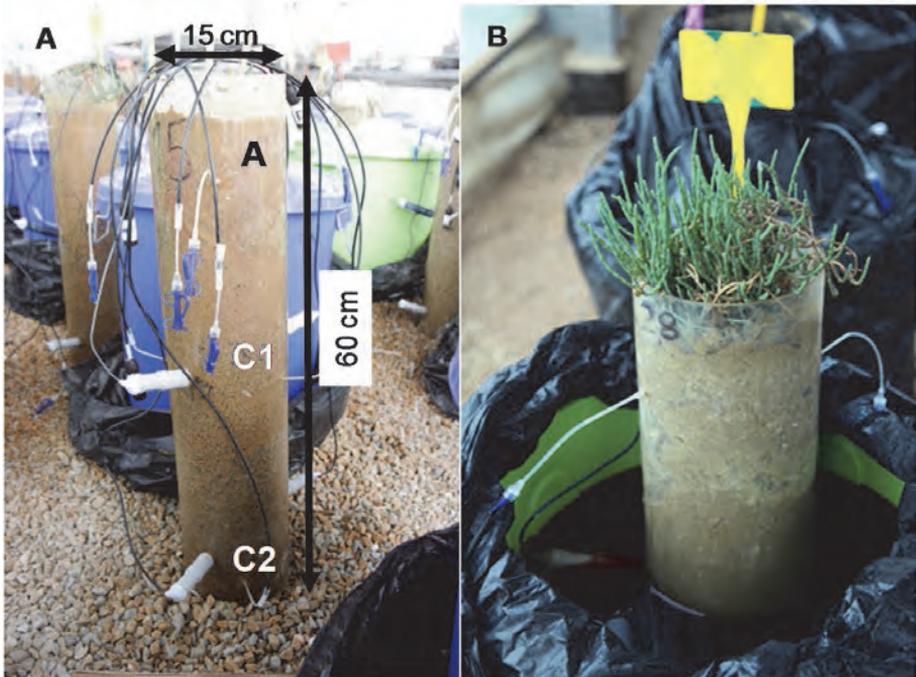


**Figura 11.4.** Evolución de las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  en el agua de los poros de suelos afectados por residuos mineros de la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo, en presencia y ausencia de plantas. Los valores son la media de tres repeticiones y las barras el error estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2012).

Por tanto, los resultados de estos experimentos indicaron que la revegetación de los humedales afectados por residuos mineros de  $\text{pH}$  ligeramente ácido en la costa del Mar Menor contribuiría a mejorar su capacidad para actuar como filtros verdes y reducir el aporte de  $\text{NO}_3^-$  a la laguna. También se demostró que el suelo es un depurador muy efectivo frente al fosfato que llega a los humedales con el agua eutrofizada, independientemente de la presencia de vegetación.

Sin embargo, la capacidad de estos ambientes para actuar como sumideros de fósforo a largo plazo depende de sus contenidos en óxidos metálicos y compuestos de Ca/Mg y del efecto que provocan las especies vegetales predominantes sobre las condiciones biogeoquímicas de los suelos.

B) *Experimentos en columnas.* Tras los experimentos descritos se llevaron a cabo otros nuevos desarrollados en columnas de 15 cm de ancho x 60 cm de alto (González-Alcaraz *et al.*, 2013a; Figura 11.5). Se trataba corroborar si el comportamiento observado en macetas era aplicable a diferentes profundidades del perfil del suelo, por lo que se monitorizaron tres profundidades que representaban tres horizontes edáficos: A: 0-15 cm; C1: 15-40 cm; y C2: 40-60 cm. Aquí se utilizaron de nuevo suelos afectados por residuos mineros ligeramente ácidos (pH = 6,4) con bajo contenido en  $\text{CaCO}_3$  ( $\approx 6 \text{ g kg}^{-1}$ ) y alta concentración de metales totales ( $\text{Cd} \approx 0,016 \text{ g kg}^{-1}$ ;  $\text{Cu} \approx 0,18 \text{ g kg}^{-1}$ ;  $\text{Mn} \approx 3,51 \text{ g kg}^{-1}$ ;  $\text{Pb} \approx 6,75 \text{ g kg}^{-1}$ ;  $\text{Zn} \approx 52,3 \text{ g kg}^{-1}$ ), procedentes de La Marina del Carmolí, y se plantaron también *Sarcocornia* y carrizo. En estos trabajos se introdujo una variable nueva, que fue el encalado de los suelos adicionando lodo de mármol (con  $\approx 90\%$  de carbonato cálcico-magnésico y pH  $\approx 8,9$ ) a una dosis del 2%, como enmienda para mejorar las condiciones. Las columnas se sometieron a un régimen hídrico que simulaba subidas y bajadas del nivel freático: horizonte A, nunca bajo el agua; horizonte C1, unas 4-5 semanas bajo el agua y unas 4-5 fuera del agua al bajar el nivel freático; C2: continuamente bajo el agua. Este ciclo



**Figura 11.5.** A) Columnas experimentales que simulan el perfil de un suelo con tres horizontes (A-C1-C2). Se aprecian también los sensores utilizados para la toma de datos y muestras de agua de poro durante el experimento. B) A la derecha pueden verse las columnas con *Sarcocornia* colocadas dentro de los contenedores con el agua eutrofizada que se usó para simular las subidas y bajadas del nivel freático.

se repitió dos veces durante 18 semanas. Se utilizó agua eutrofizada preparada que simulaba la encontrada en las ramblas, que contenía, entre otros componentes, 234 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y 106 mg L<sup>-1</sup> de COD.

Los resultados mostraron que el encalado elevó el pH de los suelos y favoreció el crecimiento de las plantas: en carrizo la biomasa se duplicó y en *Sarcocornia* fue de hasta 20 veces mayor que sin encalado. El único tratamiento en el que las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del agua se habían reducido hasta casi desaparecer al final del experimento en todas las profundidades de la columna ( $\approx 1 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ ) fue en el de *Sarcocornia* con lodo de mármol. Esto se atribuyó, principalmente, a una desnitrificación más intensa favorecida por una mayor actividad de los microorganismos gracias a un entorno rizosférico más favorable, al haberse producido un mayor crecimiento de las raíces. En los tratamientos con carrizo, con y sin lodo de mármol, las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en las profundidades A y C1 variaron entre 50 y 100 mg L<sup>-1</sup>, por lo que hubo menor efectividad en la depuración del agua, lo que se atribuyó a un peor ambiente rizosférico debido al menor crecimiento de las plantas de carrizo.

Por tanto, este experimento demostró que la efectividad del encalado como estrategia para mejorar la eliminación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en humedales afectados por residuos mineros de pH ligeramente ácido puede mejorarse cuando se estimula lo suficiente el crecimiento de las plantas.

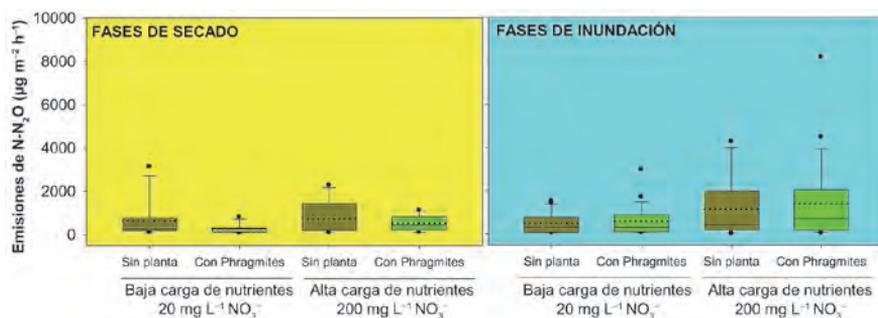
C) *Experimentos en contenedores*. Con el fin de abordar otros aspectos sobre la dinámica de nutrientes en los humedales del Mar Menor, se reprodujo el ecosistema en contenedores de mayor tamaño (habitualmente llamados mesocosmos) (Tercero *et al.*, 2015; Álvarez-Rogel *et al.*, 2015). Se prepararon 12 mesocosmos, que consistieron en cajones de metacrilato de 100x50x50 cm con un grifo de drenaje en la parte inferior, que se rellenaron con una capa de 15 cm arena en el fondo (horizonte subsuperficial) y, sobre ella, 25 cm de suelo salino de textura fina (horizonte superficial) (Figura 11.6). En 6 de los mesocosmos se colocaron plantas de carrizo. Tanto los suelos como las plantas utilizadas fueron recogidas de la Marina del Carmolí. Los mesocosmos se inundaban durante un mes y se drenaban al mes siguiente abriendo los grifos. Esto se repitió seis veces durante un año. Se usaron dos tipos de agua: con alta (200 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; 10 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>;



**Figura 11.6.** Mesocosmos experimentales (con y sin *Phragmites australis*). Se aprecia uno de los bidones para la recogida del agua de drenaje al final de cada fase de inundación.

100 mg L<sup>-1</sup> COD) y baja (concentraciones 10 veces menor) carga de nutrientes. Regularmente se hizo un seguimiento de diversos parámetros físico-químicos y se extrajeron muestras de agua de los poros del suelo para el análisis de diversas formas de N. En este caso, también se tomaron muestras de los gases emitidos desde la superficie del suelo para medir las concentraciones de N<sub>2</sub>O desprendido a la atmósfera y evaluar en qué medida estos humedales pueden contribuir al calentamiento global en relación con su capacidad para depurar aguas eutrofizadas.

Los resultados indicaron que carrizo favoreció la aireación y entrada de O<sub>2</sub> en el horizonte subsuperficial del suelo por medio del aerénquima (un tejido para introducir oxígeno a las raíces que permite a esta especie vivir en suelos inundados), excepto en verano cuando las temperaturas extremadamente altas (T<sup>a</sup> máxima en el suelo ≈30 °C) dificultaron la actividad de las plantas. Esto provocó que las condiciones físico-químicas en los mesocosmos con plantas fueran diferentes a los de los mesocosmos sin plantas (para más detalles ver Tercero *et al.*, 2015). A pesar de ello, en todos los casos se produjo una reducción del 70% o más entre la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del agua de inundación y la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del agua de drenaje. Esto indicó que todos los tratamientos fueron altamente efectivos en la depuración, tanto con alta carga como con baja carga de nutrientes e independientemente de la presencia de plantas. Se detectaron picos de producción de N<sub>2</sub>O al inicio de cada periodo de inundación, sobre todo en los tratamientos con alta carga de nutrientes, lo que indicó una fuerte desnitrificación. Durante las fases de inundación carrizo no pareció jugar un papel relevante en las emisiones de N<sub>2</sub>O, ya que dichas emisiones fueron similares con y sin planta. Sin embargo, durante los secados la tendencia fue que los tratamientos con planta tuvieran menos emisiones (Figura 11.7), lo que se atribuyó a que la absorción de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por parte de la planta se vio estimulada cuando el suelo se secaba y de esta forma la cantidad de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> disponible para la desnitrificación disminuyó. Se estimó que unas 100 T ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de N en forma de N<sub>2</sub>O eran emitidas a la atmósfera en las condiciones más desfavorables de agua eutrofizada con alta concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, lo que corresponde, aproximadamente, a las 78,3 T año<sup>-1</sup> de N (el 85% como N de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) que González-Alcaraz *et al.* (2012b) estimaron que penetraron a la Marina del Carmolí a través de la Rambla de Miranda entre septiembre de 2005 y noviembre de 2006.



**Figura 11.7.** Gráfico de cajas y bigotes para las emisiones de N en forma de N<sub>2</sub>O a la atmósfera en los mesocosmos experimentales. Cada caja incluye los datos entre los percentiles 25 y 75 (los valores fuera de ese rango se representan con puntos negros). Las líneas continuas dentro de las cajas son la mediana y las discontinuas la media. Modificado de Álvarez-Rogel *et al.* (2015).

Por tanto, a partir de estos resultados experimentales se puede afirmar, una vez más, que la presencia de vegetación modifica las condiciones del suelo en el entorno de sus raíces (rizosfera) y esto afecta al comportamiento biogeoquímico del suelo y a su respuesta frente a los contaminantes. Aunque la eutrofización provoca elevadas tasas de emisión de  $N_2O$  a la atmósfera, este aspecto negativo puede quedar compensado por el papel positivo que desempeñan los humedales para reducir la entrada de  $NO_3^-$  al Mar Menor. La presencia de carrizo puede tener un efecto positivo para reducir las emisiones de  $N_2O$  a la atmósfera cuando los humedales están en proceso de secado, ya que en esa fase la absorción de  $NO_3^-$  por parte de las plantas contribuye más activamente a reducir las concentraciones de  $NO_3^-$  del agua. Nuestros resultados apoyan la propuesta de Ruíz y Velasco (2010), que recomendaron la poda de los carrizales que colonizan las ramblas al inicio del verano, cuando los caudales son mínimos, una vez que las plantas han alcanzado su máxima biomasa aérea y han acumulado las mayores cantidades de nutrientes. De esta forma se contribuiría a retirar las máximas cantidades de N del sistema suelo-planta y, al mismo tiempo, a reducir las emisiones de  $N_2O$  a la atmósfera.

#### 11.4. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en la dinámica de metales en humedales y medidas de fitomanejo

Tal y como se ha comentado previamente, la presencia de residuos mineros en los humedales costeros del Mar Menor tiene su origen en las antiguas explotaciones mineras de la Sierra de La Unión-Cartagena. Los residuos se vertieron directamente a los cauces y/o eran arrastrados por la erosión aguas abajo, proceso que continúa ocurriendo actualmente ya que millones de toneladas de estos materiales permanecen en los antiguos vertederos y pantanos de almacenamiento y continúan siendo erosionados por el agua y el viento. Entre los trabajos recientes que han estudiado las relaciones suelo-vegetación esta zona se encuentran numerosos realizados por nuestro Grupo de Investigación (por ejemplo, Párraga *et al.*, 2013, 2014). En ellos se ha valorado positivamente el fitomanejo como una opción viable para la recuperación de estas áreas, con atención al uso de halófitos como especies adecuadas para dicha finalidad.

En síntesis, el fitomanejo consiste en aprovechar las potencialidades de la vegetación, preferiblemente nativa, para conseguir la revegetación de los suelos degradados, sin realizar obras de ingeniería que impliquen movimientos de tierras masivos y otras actuaciones de gran coste (Conesa y Schulin, 2010; Conesa *et al.*, 2012). Se trata de elegir las especies más adecuadas a cada situación, buscando siempre aquellas que contribuyan en mayor medida a reducir la movilidad de los metales del suelo y, al mismo tiempo, que trasloquen las menores cantidades de metales a sus partes aéreas, a fin de reducir los riesgos de transferencia a la cadena trófica por la posible ingesta de la fauna. Un ejemplo del uso de estas técnicas fueron algunas actuaciones desarrolladas tras el vertido de lodos piríticos por la rotura de una balsa de residuos de la mina de Aznalcollar en 1998, en particular la creación del corredor verde del Guadiamar (CMA, 2003). En esta zona se hizo una combinación de técnicas consistente en la retirada de parte de los lodos, el uso de enmiendas y la plantación de especies de vegetación autóctona (Peinado *et al.*, 2015).

Por tanto, la adición de ciertas enmiendas a los suelos para mejorar sus condiciones y promover el crecimiento vegetal es parte del fitomanejo, pero dichas enmiendas deben seleccionarse con

extremo cuidado ya que existe riesgo de que contribuyan a incrementar la movilidad de los metales. De hecho, la elección de la combinación enmiendas-plantas es un aspecto clave para garantizar el éxito de las actuaciones, o al menos para garantizar que las actuaciones no agravan el problema. Para tener ciertas garantías de que dicha elección es adecuada, es imprescindible realizar experimentos en condiciones controladas que permitan comprender la dinámica de los metales en el sistema suelo-agua-planta. Esto es particularmente importante cuando se trabaja en humedales, ya que en ellos el agua juega un papel fundamental en el comportamiento de los metales que hace aún más complejo el problema. Para tratar de conocer mejor dicho comportamiento, se han realizado diversos experimentos con suelos afectados por residuos mineros procedentes de los humedales de la Marina del Carmolí y Lo Poyo. A continuación se van a sintetizar algunos de los logros conseguidos.

A) *Experimentos en macetas.* María-Cervantes *et al.* (2010, 2011) trabajaron con los mismos suelos afectados por residuos mineros que los descritos en el apartado 11.3.2.A (recogidos en la Marina del Carmolí con  $\text{pH}\approx 7,8$  y en el saladar de Lo Poyo con  $\text{pH}\approx 6,2$ ), que se sometieron a dos regímenes de inundación diferentes: a) inundación continua durante 100 días y luego 20 días de secado; b) fases alternantes de inundación-deseccación de 30 días cada una, durante 170 días. Los resultados indicaron que, en general, la inundación prolongada redujo las concentraciones de metales solubles, debido a que dichos metales se inmovilizaron en diferentes formas, como carbonatos, sulfuros metálicos y/o compuestos de hierro de tipo *green rust* (la formación de los dos últimos requiere bajos niveles de oxígeno en el medio o ausencia de éste y eso se consigue cuando los suelos permanecen inundados largo tiempo). En los tratamientos con fases alternantes de inundación-deseccación aparecieron picos de concentración de metales durante las fases de secado, que se atribuyeron a la oxidación de los compuestos formados durante las inundaciones y a la liberación de los metales que se asociaron a ellos. Sin embargo, hubo matices con respecto a ese comportamiento general, ya que los resultados no fueron los mismos para los dos tipos de suelo, ni para todos los metales, ni en presencia/ausencia de plantas. En el suelo de  $\text{pH}\approx 6,2$ , la concentración de Cd, Pb, Zn y Mn solubles fue menor en los tratamientos con plantas, lo que se atribuyó, principalmente, a la formación de carbonatos en el suelo rizosférico debido al intercambio gaseoso promovido por las raíces. Sin embargo, en el suelo de  $\text{pH}\approx 7,8$  las plantas provocaron que hubiera mayores concentraciones de metales solubles (sobre todo en los tratamientos con *Sarcocornia*), debido, fundamentalmente, a que indujeron un pH más bajo en la rizosfera atribuible a la producción de ácidos orgánicos.

En otro experimento, González-Alcaraz *et al.* (2011a) rellenaron macetas con suelos de  $\text{pH}\approx 6,4$  (procedente de la Marina del Carmolí) y  $\text{pH}\approx 3,1$  (procedente del saladar de Lo Poyo), que se encalaron con un 2% de lodo de mármol y se plantaron con *Sarcocornia* traída de la Marina del Carmolí. Las plantas crecieron durante 10 meses regadas (pero no inundadas) con agua eutrofizada procedente de la Rambla de Miranda. El encalado disminuyó las concentraciones de Pb, Zn, Cd, Al y Mn solubles, favoreció el crecimiento de las plantas y promovió que dichas plantas acumularan más metales en las raíces y menos en los tallos aéreos (Figura 11.8). Por tanto, los resultados de este experimento parecía indicar que la plantación con *Sarcocornia* en combinación con el encalado era una estrategia óptima para el fitomanejo de los suelos afectados por residuos mineros en los saladares del Mar Menor. No obstante, faltaba ensayar cuál sería el resultado en un perfil de suelo cuando los humedales se inundaban y desecaban

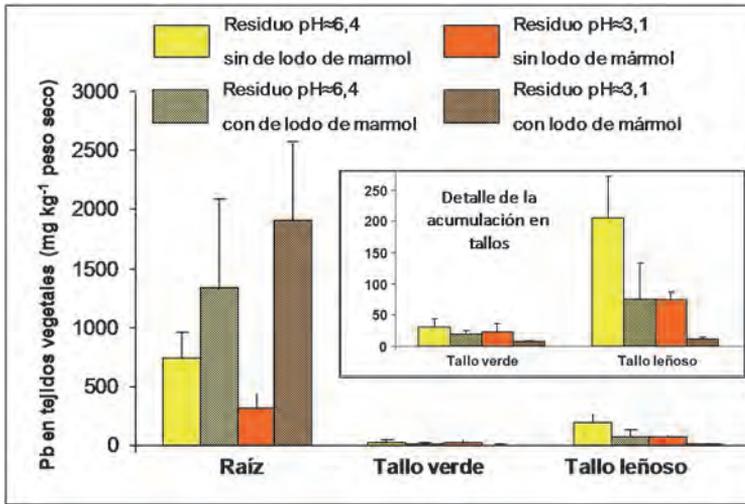
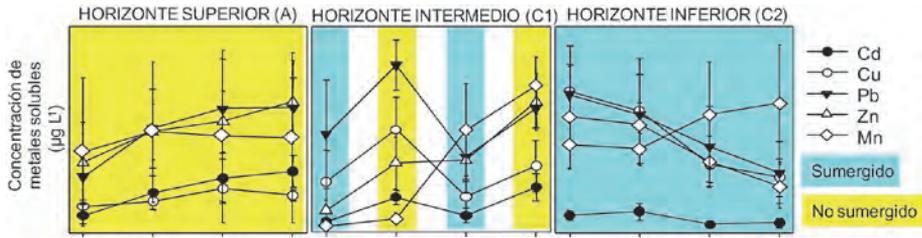


Figura 11.8. Acumulación de Pb en diferentes partes de *Sarcocornia frutescens* creciendo en suelos afectados por residuos mineros de distinto pH, con y sin encalado con lodo de mármol. Los valores son la media de cuatro repeticiones y las barras la desviación estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2012).

con regularidad, como sucede en condiciones de campo. Para esto se llevaron a cabo nuevos experimentos, esta vez en columnas, que se van a describir a continuación.

B) *Experimentos en columnas.* Se realizaron con los mismos suelos y los mismos tratamientos que los descritos en el párrafo anterior (pH=6,4 y pH=3,1 encalados con un 2% de lodo de mármol y plantas de *Sarcocornia*), pero en este caso en columnas de 15 cm de ancho x 60 cm de alto, como las descritas en el apartado 11.3.2.B y sometidas al mismo régimen de subida y bajada del nivel freático con agua eutrofizada que el indicado en dicho apartado. Los resultados se publicaron en González-Alcaraz y Álvarez-Rogel (2013) y en González-Alcaraz *et al.* (2013b y c). En general, los resultados indicaron (Figura 11.9): a) en la parte superior de las columnas –A– (nunca sumergida) la concentración de metales solubles se incrementó a lo largo del tiempo, debido su ascenso disueltos en el agua que subió por capilaridad a través de los poros del suelo; b) en la profundidad intermedia –C1– (que sufrió fases de inundación y otras de desecación) la concentración de metales solubles tendió a disminuir durante las inundaciones y a aumentar durante los secados, debido a los mismos mecanismos que en los experimentos de inundación-desecación con macetas; c) en la profundidad inferior –C2– (siempre bajo el agua) la concentración de metales solubles tendió a disminuir progresivamente debido a su inmovilización por los mismos mecanismos que en los experimentos de inundación continua con macetas. El encalado mejoró las condiciones de los suelos al aumentar el pH, lo que llevó a que disminuyera la solubilidad de los metales (Fe, Cu, Mn, Zn, Cd y Pb). Sin embargo, esta mejora también promovió un mayor consumo de oxígeno por parte de los microorganismos cuando el suelo estuvo inundado, lo que desencadenó ciertos mecanismos que provocaron que una parte de los óxidos metálicos presentes se disolvieran y los metales pasaran al agua de los poros, a pesar del aumento del pH. Este fenómeno estuvo favorecido por las subidas y bajadas del nivel freático, que provocaron un cambio en las formas minerales en las que se encontraban



**Figura 11.9.** Promedios de concentración de metales solubles durante las fases de subida y bajada del nivel freático en el experimento en columnas. Los datos corresponden al suelo de pH ≈ 3,4, encalado con lodo de mármol y plantado con *Sarcocornia fruticosa*. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2013).

los metales, haciéndolos más propensos a la solubilización y, por tanto, aumentando el riesgo de que pasaran al agua de los poros. Además de todo esto, se comprobó que la presencia de *Sarcocornia* facilitaba que los metales que se habían solubilizado se acumularan en la superficie del suelo al ser bombeados por las plantas que lo succionaban por la acción de sus raíces.

Por tanto, aunque hubo ciertos matices en función del metal y del tipo de suelo, en general se puede afirmar que, cuando existen periodos de inundación prolongada con agua eutrofizada en alternancia con otras de secado, el encalado en combinación con *Sarcocornia* no es la práctica de manejo más adecuada, al menos tal como se ensayó en el experimento descrito, ya que puede contribuir a solubilizar y movilizar metales en el perfil del suelo.

## 11.5. Principales conclusiones y retos futuros

Como conclusiones y síntesis de las lecciones aprendidas podemos decir que: a) el papel de los humedales costeros del Mar Menor para depurar las aguas cargadas de  $\text{NO}_3^-$  se produce a costa de emitir altas concentraciones de  $\text{N}_2\text{O}$  a la atmósfera a través de la desnitrificación y la de depurar  $\text{PO}_4^{3-}$  a costa de almacenar fósforo en los suelos; b) en suelos inundados la contribución de la vegetación (en particular carrizo) a la eliminación de  $\text{NO}_3^-$  está más relacionada con crear un ambiente favorable para la actividad de los microorganismos en el entorno de sus raíces que en absorber dichos  $\text{NO}_3^-$ ; c) en suelos en fase de secado la absorción de  $\text{NO}_3^-$  por carrizo gana en importancia, contribuyendo a reducir la concentración de  $\text{NO}_3^-$  disponible para la formación y emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  a la atmósfera a través del proceso de desnitrificación; d) muchas zonas de los humedales estudiados presentan una elevada concentración de metales pesados en sus suelos debido a la presencia de residuos mineros, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud de las personas; e) la solubilidad y movilidad de los metales depende del metal, de la humedad del suelo y de la presencia/ausencia de plantas (así como de la especie de planta), por lo que las medidas de manejo que impliquen la adición de enmiendas y la implantación de vegetación deben ser planificadas para cada caso particular conociendo con todo detalle las condiciones biogeoquímicas que van a existir tras las actuaciones que se realicen.

Aunque aún quedan muchos aspectos por conocer sobre el funcionamiento a largo plazo de los humedales costeros del Mar Menor frente a la eutrofización y contaminación por residuos de minería, los retos futuros implican comenzar a poner en práctica las lecciones aprendidas. Para

esto, es imprescindible realizar experiencias en campo a fin de conocer la respuesta de estos sistemas a las medidas de remediación en condiciones más realistas que las impuestas por los experimentos que se realizan en un invernadero.

Con respecto a los vertidos de aguas eutrofizadas, la mejor medida, por supuesto, sería que dichos vertidos cesaran, gestionando de manera adecuada los excedentes, arrastres y lixiviados de las explotaciones agrícolas y de las depuradoras, para que no llegaran al Mar Menor. Dado que esta medida es difícil, cuando no utópica a la vista de que no se ha solucionado en muchos años por parte de las instituciones y organismos competentes, una opción viable sería que las aguas quedaran depuradas antes de alcanzar la laguna. Una manera de conseguir esto podría ser conducir las aguas a un sistema de pequeños humedales que se construyesen y/o habilitasen para tal fin. Esto contribuiría, además, a preservar de la eutrofización a los hábitats protegidos de los humedales costeros protegidos que aún se encuentran en un relativo buen estado de conservación.

Con respecto a las zonas afectadas por residuos de minería con elevado contenido en metales pesados, es imprescindible tomar medidas lo antes posible para reducir la dispersión de los metales y el riesgo que supone la exposición al medio ambiente y las personas. Es difícil de entender que en el siglo XXI existan zonas como el saladar de Lo Poyo, cuyos suelos contienen, en muchos sectores, más Pb, Zn y As que el que se vertió en el accidente de la mina de Aznalcollar en 1998 cerca del Parque Nacional de Doñana, que estén abiertos al uso público sin que se haya tomado ninguna medida de prevención ni remediación en decenas de años. Dado que la retirada de los suelos afectados y de los residuos mineros, y/o la extracción de los metales pesados del suelo, son inviables por razones técnicas y económicas, habría que comenzar a realizar experiencias de campo "in situ" con la finalidad de reducir los riesgos que conlleva la presencia de dichos metales. La tarea no es fácil ya que hay muchos factores implicados que deben considerarse conjuntamente (ambientales, bióticos, hidrológicos, biogeoquímicos, sociales, normativos, técnicos, económicos, y otros) y una intervención inadecuada podría agravar el problema, pero se tiene base científica para dar los primeros pasos si se contase con el apoyo de la administración y financiación suficiente. No tiene sentido realizar actuaciones de "restauración" ni adecuación ambiental en el saladar de Lo Poyo sin supeditarlas a la presencia de los metales pesados, que son el problema más grave en la zona con mucha diferencia sobre todos los demás.

## 11.6. Agradecimientos

Las investigaciones descritas en este capítulo se han podido realizar gracias a diversos proyectos financiados a nivel nacional y regional: Ministerio de Ciencia y Tecnología (REN 2004-05807), Ministerio de Educación y Ciencia (CGL2007-64915), Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2010-20214), y Fundación Séneca de Murcia (08739/PI/08). M. Nazaret González-Alcaraz recibió una beca predoctoral FPU del Ministerio de Educación y Ciencia y posteriormente una beca postdoctoral de la Fundación Ramón Areces para financiar su estancia en el Department of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, VU University. Héctor M. Conesa agradece al Ministerio de Economía y Competitividad y a la UPCT la financiación de su Contrato Ramón y Cajal (Ref. RYC-2010-05665). Antonio María-Cervantes recibió una beca predoctoral FPU del Ministerio de Educación y Ciencia. Un buen número de alumnos de

la UPCT y de estudiantes de Ciclo Formativo de Grado Superior que han realizado sus prácticas en el Grupo de Investigación han colaborado en el trabajo de campo y laboratorio. Por último, agradecer la diligencia del personal del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT.

## 11.7. Bibliografía

- Álvarez-Rogel, J., Alcaraz Ariza, F., Ortiz Silla, R.** 2000. Edaphic gradients and plant zonation in mediterranean salt-marshes of SE Spain. *Wetlands*, 20, 357-372
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea-Nicolás, C.** 2006. Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water Air and Soil Pollution*, 173, 21-38.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N.** 2011. Eutrophication in coastal areas of the Mar Menor lagoon: the mitigation role of the salt marshes. *Technology and Knowledge. Transfer e-Bulletin*. Editado por: Universidad Politécnica de Cartagena.
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J., Delgado-Iniesta, M.J., Arnaldos-Lozano, R.** 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13: 274-278.
- Álvarez-Rogel, J., Tercero, M.C. Arce, M.I., Delgado, M.J., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N.** 2015. The nitrogen cycle in eutrophic saline wetlands: an evaluation of the role of *Phragmites australis* in the seasonal variability of nitrate removal vs. nitrous oxide emissions. *Biogeochemistry*, en revisión.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente).** 2003. Ciencia y restauración del Río Guadiamar; PICOVER 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 578 pp.
- Conesa, H.M., Evangelou, M.W., Robinson, B.H., Schulin, R.** 2012. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *Scientific World Journal*, 12, 1-10.
- Conesa, H., Jiménez-Cárceles, F.J.** 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-849.
- Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F.J., María-Cervantes, A., González-Alcaraz, M.N., Egea, C., Álvarez-Rogel, J.** 2011b. Heavy Metal Contamination Caused By Mining Activities In The Mar Menor Lagoon (SE Spain). In: *Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems*. pp. 235-250. Nova Publishers.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2014. Role of rhizosphere and soil properties for the phytomanagement of a salt marsh polluted by mining wastes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1353-1364.
- Conesa, H.M., María Cervantes, A., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2011b. El saladar de Lo Poyo: un caso de contaminación por residuos mineros a orillas del Mar Menor, en El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. pág. 105 - 116. Instituto Euro-mediterráneo del agua. Murcia, España.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2011c. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment*, 409, 4470-4479.
- Conesa, H.M., Schulin, R.** 2010. The Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12,1225-1233.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Alvadalejo, J., Castillo, V.M.** 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373, 220-239
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J.** 2013. Liming and vegetation favor Fe-mobilization in eutrophic wetland soils affected by mine wastes. *Ecological Engineering*, 53, 183-193.
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., María-Cervantes, A., Egea, C., Conesa, H.M.** 2012a. Evolution and phosphorus fractionation in saline Spolic Technosols flooded with eutrophic water. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 1316-1326.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J.** 2013a. Nitrate removal from eutrophic wetlands polluted by metal-mine wastes: Effects of liming and plant growth. *Journal of Environmental Management*, 128, 964-972.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J.** 2013b. When liming and revegetation contribute to the mobilization of metals: learning lessons for the phytomanagement of metal-polluted wetlands. *Journal of Environmental Management*, 116, 72-80.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M.; Álvarez-Rogel, J.** 2013c. Phytomanagement of strongly acidic, saline eutrophic wetlands polluted by mine wastes: the influence of liming and *Sarcocornia fruticosa* in metals mobility. *Chemosphere*, 90, 2512-2519.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Tercero, M.C., Schulin, R., Álvarez-Rogel, J., Egea, C.** 2011a. The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 805-813.
- González-Alcaraz, M.N.; Egea, C., Jiménez-Cárceles, F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J.** 2012b. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- González-Alcaraz, M.N., Egea, C., María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J.** 2011c. Effects of eutrophic water flooding on nitrate concentrations in mine wastes. *Ecological Engineering*, 37, 693-702.
- González-Alcaraz, M.N., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M.** 2011b. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. pp. 73-104. Instituto

Euromediterráneo del Agua. Murcia, España.

**IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).** 2001. Climate change 2001. En: Houghton, H., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., *et al.* (Eds.), The Scientific Basis. Cambridge University Press, New York, USA.

**Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J., Egea, C., María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M.** 2011. The role of salt marshes in reducing the concentration of nitrate and phosphorus in eutrophicated water: the Mar Menor lagoon, a case study in semi-arid Mediterranean areas of SE Spain, En: Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems. pp. 207-234. Nova Publishers.

**Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J., Conesa-Alcaraz, H.M.** 2008. Trace element concentrations in saltmarsh soils strongly affected by wastes from metal sulphide mining areas. *Water, Air and Soil Pollution*, 188, 283-295.

**Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., Rodríguez-Caparrós, A.B., Barbosa, O.A., Delgado, M.J., Ortiz, R., Álvarez-Rogel, J.** 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides

and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(5), 370-378.

**María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J.** 2010. Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and potentially harmful metals in basic mining polluted salt marsh soils. *Applied Geochemistry*, 25, 1722-1733.

**María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J.** 2011. Mobilisation of As and trace metals in saline, acidic Spolic Technosols: the role of the rhizosphere and flooding conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 800-814.

**María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J.** 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 200, 289-304.

**Párraga Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M.** 2014. Assessment of the employment of halophyte plant species for the

phytomanagement of mine tailings in semi-arid areas. *Ecological Engineering*, 71, 598-604.

**Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M.** 2013. The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental Pollution*, 176, 134-143.

**Martín F., Romero-Freire, A., García, I., Sierra, M., Ortiz-Bernad, I., Simón, M.** 2015. Long term contamination in a recovered area affected by a mining spill. *Science of the Total Environment*, 514, 219-223.

**Ruiz, M., Velasco, J.** 2010. Nutrient bioaccumulation in *Phragmites australis*: management tool for reduction of pollution in the Mar Menor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205, 73-185.

**Tercero, M. C., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M., Ferrer, M.A., Calderón, A.A., López-Orenes, A., González-Alcaraz, M.N.** 2015. Response of biogeochemical processes of the water-soil-plant system to experimental flooding-drying conditions in a eutrophic wetland: the role of *Phragmites australis*. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-015-2589-z.