

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE



JUNTA DE ANDALUCÍA



# LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIAMAR Y EL PROYECTO DEL CORREDOR VERDE

LA HISTORIA DE UN PAISAJE EMERGENTE

**Edición:**

Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales.  
Consejería de Medio Ambiente.  
JUNTA DE ANDALUCÍA

**Dirección facultativa:**

Isabel Redondo Morales

**Coordinación:**

Carlos Montes del Olmo y Francisco Carrascal Moreno

**Autores:**

Abolafia, J.; Alcorlo, P.; Arenas, J.M.; Ayora, C.; Baltanás, A.; Barral, M.A.; Borja, C.; Borja, F.; Burgos, P.; Cabrera, F.; Cárdenas, A.M.; Carrascal, F.; Carreira, J.A.; Carrera, J.; Cerdón, R.; Crehuet, M.; Custodio, E.; De Lucio, J.V.; Domínguez, L.; Domínguez, M.T.; Drake, P.; Escaleras, J.; Fernández, A.; Fernández-Delgado, C.; Fernández Haeger, J.; Fernández Tabales, A.; Ferreras, M.; Gallego, J.B.; García-Ruiz, R.; Gil, A.; Girón, I.F.; Guerrero, P.; Hidalgo, J.M.; Hinojosa, M.B.; Jiménez-Guirado, D.; Jordano, D.; Liébanas, G.; Lozano, I.; Luque, G.; Madejón, E.; Madejón, P.; Manzano, M.; Marañón, T.; Márquez, J.; Márquez-Ferrando, R.; Martínez, C.; Mediavilla, C.; Mercado, I.; Montes, C.; Moreno, F.; Murillo, J.M.; Murillo, R.; Ochoa, V.; Ontiveros, D.; Orozco, G.; Otero, M.; Peña Santiago, R.; Pereira, M.; Pérez de Guzmán, R.; Pérez de Mora, A.; Pinto, R.; Pleguezuelos, J.M.; Ramos, M.; Reyes, J.L.; Reques, R.; Román, J.M.; Rodríguez, A.; Rubio, M.I.; Santos, X.; Sastre, P.; Toja, J.; Viñegla, B.

**Fotografías de portada:**

Miguel Ángel Pérez (anfibio). Archivo Consejería de Medio Ambiente (resto)

**Fotografía de contraportada:**

Héctor Garrido

**Diseño y maquetación:**

José Antonio G. Álvarez

**Ibersponsor, Consultores de Comunicación**

[www.iversponsor.com](http://www.iversponsor.com)

**I.S.B.N.:** 978-84-96776-05-0

**Depósito legal:** SE-2005-08

LA RESTAURACIÓN  
ECOLÓGICA  
DEL RIO GUADIAMAR  
Y EL PROYECTO DEL  
CORREDOR VERDE

**LA HISTORIA DE UN PAISAJE EMERGENTE**



## *Presentación*

PÁG. 9

### CAPÍTULO 1

Los paisajes del Guadiamar: Sierra, Campiña y Marisma

**F. Carrascal**

PÁG. 11



## **PARTE I**

La creación y desarrollo del proyecto del Corredor Verde del Guadiamar: de dónde venimos

### CAPÍTULO 2

Breve historia de la construcción del Corredor Verde del Guadiamar

**J.M. Arenas, F. Carrascal, A. Gil y C. Montes**

PÁG. 29

### CAPÍTULO 3

El Corredor Verde del Guadiamar en el contexto de la RENPA

**R. Pinto, J.M. Arenas y F. Carrascal**

PÁG. 65



## **PARTE II**

Ciencia, restauración y seguimiento ecológico del Corredor Verde

Restauración de los procesos biogeofísicos del Río Guadiamar

### CAPÍTULO 4

Regionalización ecológica de la Vega y la Marisma del Guadiamar. Aproximación a la trama biofísica del Corredor Verde del Guadiamar

**F. Borja, J.M. Román y C. Borja**

PÁG. 91

### CAPÍTULO 5

Caracterización hidrogeomorfológica e impacto antrópico en la llanura aluvial y la marisma del Guadiamar (1956-2006). Determinación de sectores de diagnóstico y gestión

**F. Borja, M<sup>a</sup>. A. Barral, C. Borja y J.M. Román**

PÁG. 101

## CAPÍTULO 6

Estudio de la afección del vertido de Aznalcóllar a las aguas subterráneas

**M. Manzano, C. Ayora, J. Carrera, E. Custodio y C. Mediavilla**

PÁG. 121

## CAPÍTULO 7

Los suelos del Guadiamar: contaminación por elementos traça tras el accidente minero de Aznalcóllar

**F. Cabrera, J.M. Murillo, P. Madejón, M.T. Domínguez, P. Burgos, E. Madejón, T. Maraión, A. Pérez de Mora, R. Cordón, F. Moreno y I. Girón**

PÁG. 145

## CAPÍTULO 8

La restauración y seguimiento de procesos biogeoquímicos esenciales relacionados con el reciclado de nutrientes en los suelos del Guadiamar

**J.A. Carreira, R. García-Ruiz, B. Viñegla, V. Ochoa y B. Hinojosa**

PÁG. 165

## CAPÍTULO 9

Seguimiento de la restauración de los ecosistemas del Río Guadiamar: propuesta de un modelo conceptual

**J.B. Gallego**

PÁG. 191

## Restauración y seguimiento de la biodiversidad del Guadiamar

### *Ecosistemas Acuáticos*

## CAPÍTULO 10

Efecto del accidente minero en el perifiton del Río Guadiamar. Las algas bentónicas como indicadoras de la calidad del agua

**J. Toja**

PÁG. 205

## CAPÍTULO 11

Seguimiento y bioacumulación de metales en las poblaciones de cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar

**P. Alcorlo, M. Otero, M. Crehuet, I. Lozano, A. Baltanás y C. Montes**

PÁG. 221

## CAPÍTULO 12

Restauración y seguimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos del Río Guadiamar

**M. Ferreras, J. Márquez y M.I. Rubio**

PÁG. 243

## CAPÍTULO 13

Seguimiento de las comunidades de anfibios del Río Guadiamar

**R. Reques**

PÁG. 251

#### CAPÍTULO 14

Efectos del accidente minero de Aznalcóllar sobre la comunidad de peces del río Guadiamar y estuario del Guadalquivir

**C. Fernández-Delgado y P. Drake**

PÁG. 263

### *Ecosistemas terrestres*

#### CAPÍTULO 15

La vegetación en la Cuenca del Guadiamar y en el Corredor Verde

**F. Carrascal, A. Gil, C. Montes y R. Pérez de Guzmán**

PÁG. 283

#### CAPÍTULO 16

Relaciones suelo-planta en el Corredor Verde del Guadiamar: efectos ecológicos de los elementos traza

**M.T. Domínguez, P. Madejón, T. Marañón y J.M. Murillo**

PÁG. 307

#### CAPÍTULO 17

Restauración y seguimiento de la comunidad de nematodos del Corredor Verde del Guadiamar

**R. Peña Santiago, D. Jiménez-Guirado, R. Murillo, G. Liébanas, J. Abolafia y P. Guerrero**

PÁG. 321

#### CAPÍTULO 18

Restauración y seguimiento de las comunidades de hormigas del Corredor Verde del Guadiamar

**J.L. Reyes, G. Luque, D. Jordano y J. Fernández Haeger**

PÁG. 333

#### CAPÍTULO 19

Restauración y seguimiento de las comunidades de mariposas del Corredor Verde del Guadiamar

**J. Fernández Haeger, D. Jordano, J.L. Reyes y G. Luque**

PÁG. 343

#### CAPÍTULO 20

Restauración y seguimiento de la comunidad de coleópteros edáficos del Corredor Verde del Guadiamar

**A.Mª. Cárdenas y J.M. Hidalgo**

PÁG. 357

#### CAPÍTULO 21

Restauración y seguimiento de las comunidades de reptiles y aves del Corredor Verde del Guadiamar

**R. Márquez-Ferrando, D. Ontiveros, X. Santos y J.M. Pleguezuelos**

PÁG. 369

#### CAPÍTULO 22

Seguimiento de las comunidades de macromamíferos del Corredor Verde del Guadiamar

**A. Rodríguez y M. Pereira**

PÁG. 387

### CAPÍTULO 23

La restauración y seguimiento de la conectividad biológica mediante corredores fluviales: el caso del Corredor Verde del Guadamar

**C. Martínez, J.V. de Lucio y P. Sastre**

PÁG. 401

### CAPÍTULO 24

Establecimiento de nuevos micro-humedales en el Corredor Verde del Río Guadamar para la conectividad de poblaciones de anfibios

**R. Reques**

PÁG. 415

### La incidencia del Corredor Verde en el sistema socioecológico del Guadamar

### CAPÍTULO 25

La incidencia del Corredor Verde en la realidad socioeconómica de la Cuenca del Guadamar

**A. Fernández Tabales, L. Domínguez, I. Mercado y G. Orozco**

PÁG. 425

### CAPÍTULO 26

La experiencia de la participación social en el Corredor Verde del Guadamar

**J. Escalera**

PÁG. 437

## PARTE III

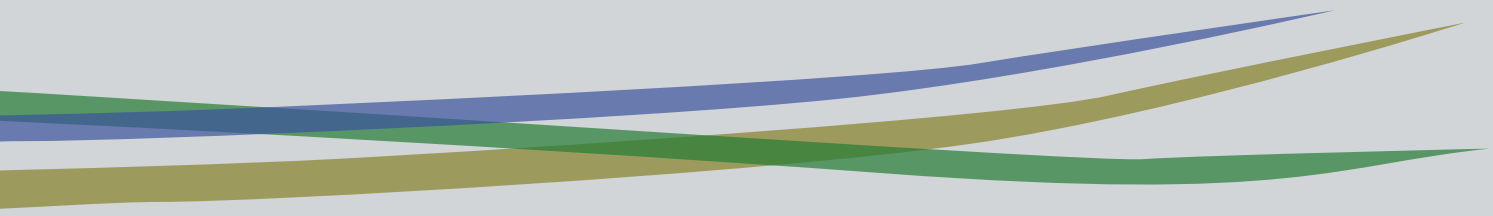
### Calidad ambiental en el Corredor Verde del Guadamar: dónde estamos

### CAPÍTULO 27

Evolución de los principales indicadores de calidad ambiental en el Corredor Verde del Guadamar

**F. Carrascal, J.M. Arenas, M. Ramos y C. Montes**

PÁG. 451





# Presentación

**L**a rotura de una balsa minera marcó de forma profundamente negativa al río Guadiamar, convirtiéndolo en el protagonista pasivo e indeseado de una catástrofe que, de inmediato, alcanzaría difusión fuera de nuestras propias fronteras.

La situación, a pesar de ser compleja y sin precedentes, necesitaba de actuaciones, más que urgentes, vertiginosas, y afortunadamente se supo reaccionar en la línea adecuada y a tiempo. En una operación sin precedentes también por su grado de coordinación, se suspendieron todos los aprovechamientos y se emprendió la retirada de los lodos tóxicos, evitando la entrada de productos agrícolas y ganaderos de la zona afectada a la cadena alimentaria, y que los metales pesados se siguieran disgregando con consecuencias irreversibles para los ecosistemas ribereños.

La segunda fase que inició el Gobierno andaluz no era menos ambiciosa: convertir el escenario de la peor catástrofe ambiental vivida hasta la época en España en un espacio recuperado, en un espacio para todos los ciudadanos. El objetivo fue poner en valor un territorio que ha sido paso durante siglos de innumerables culturas, con la minería, la ganadería y la agricultura como instrumentos poderosos de intervención en su paisaje. La estrategia elegida ha sido novedosa en muchos aspectos y a la postre se ha visto como acertada. Dentro de ella destaca la decisión de adquirir la propiedad de la totalidad de los terrenos afectados, para restaurarlos y llevarlos a un nivel de conservación mejor incluso que el que presentaban antes de la fatídica fecha.

Culminados los trabajos de restauración ecológica, el estado de recuperación alcanzado en tan sólo diez años ha permitido dotar a este espacio de unos valores difíciles de imaginar, superando las mejores expectativas. Tal es así, que la administración andaluza decidió culminar en 2003 este proceso de recuperación con la integración del Corredor Verde del Guadiamar en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía,

convirtiéndolo en el primer Paisaje Protegido que se declaraba en Andalucía.

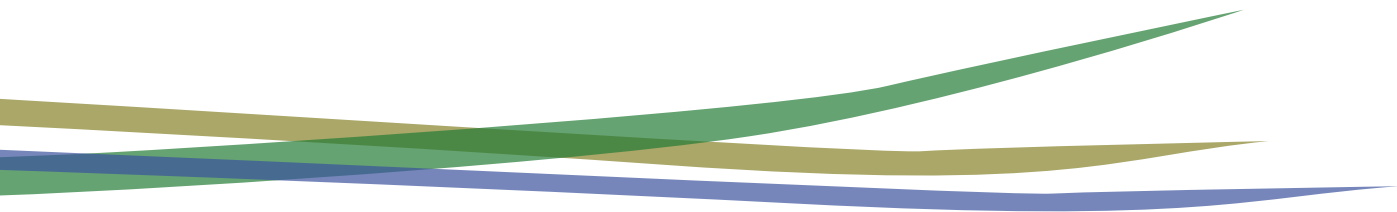
La recuperación de este espacio ha conseguido borrar la imagen dañada de su reciente pasado, aunque nunca debemos olvidar la lección aprendida tras el desastre, tan sencilla como que no hay futuro social y económico si acabamos con los valores naturales que nos rodean.

Con esta publicación se recopila el trabajo más reciente, tanto científico –entre los años 2004 y 2006– como de puesta en valor, de recuperación social, de dinamización económica también, del Guadiamar para las localidades ribereñas.

Este libro, con sus más de 70 autores, espera ser una herramienta para adentrarse en una comarca singular al margen de su página negra, para estimar este espacio con el deseo de hacer realidad el objetivo marcado desde el comienzo: convertir el Corredor Verde del Guadiamar en un espacio para todos, en un gigantesco libro a escala natural que enseña la lección más vital para nuestra supervivencia futura.

*Fuensanta Coves*  
**CONSEJERA DE MEDIO AMBIENTE**  
**JUNTA DE ANDALUCÍA**







CAPÍTULO

# 1

## LOS PAISAJES DEL GUADIAMAR

**F. CARRASCAL**

TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)



**H**an sido numerosas las culturas y civilizaciones que han pasado por la cuenca del río Guadamar. Todas han dejado huella y entre todas han moldeado unos paisajes con personalidad propia. Paisajes serranos y agrícolas, paisajes mineros y marismeños, vegas, ríos y campiñas que vieron como se modificaba su cubierta vegetal con el paso del tiempo. Sin embargo, estas modificaciones afectaron a todos los ambientes de manera desigual, los más alterados, con diferencia, fueron los de campiña y llanura aluvial, que durante mucho tiempo tuvieron en el cereal y los frutales sus referencias más

claras. Lo que hoy se puede ver en la cuenca del río Guadamar es un lejano reflejo de lo que habría sido sin esa presencia humana. Sin embargo, una fracción de ella, el paisaje protegido Corredor Verde del Guadamar, retoma en forma lenta pero incesante la vocación forestal que tuvo antaño. Los resultados ya son visibles una década después del accidente minero y a tan sólo siete años de su declaración como espacio protegido y su inclusión en la red de espacios naturales protegidos andaluces (RENPA).

# *Los paisajes del Guadamar*

## *Sierra, Marisma y Campiña*

Se puede dividir la cuenca del río Guadamar en tres grandes zonas atendiendo a los componentes definitorios de sus paisajes. Al norte, Sierra Morena, dominada por las encinas, los pastos, las extensiones de matorral y las repoblaciones de pinos y eucaliptos; al sur la marisma -natural o transformada en cultivos de regadío- con la línea del horizonte como principal elemento que condiciona la mirada. Entre ambas, en la porción central, el Aljarafe y la Campiña, con el olivar y los cultivos herbáceos como claros protagonistas.

### EN LOS LÍMITES DE SIERRA MORENA

Uno de los rasgos que mejor definen a los paisajes de Sierra Morena son las tonalidades oscuras de sus lomas y valles, aspecto que posiblemente sea el origen de su sugerente nombre. Esta oscuridad procede tanto de su matriz geológica, dominada por las cuarcitas y las pizarras, como por la vegetación mediterránea en la que los verdes cenicientos son dominantes. La otra seña de identidad es la suavidad de sus relieves, donde los terrenos alomados y las escasas alturas se concretan en unos horizontes sin especiales sobresaltos. Las estribaciones de estas sierras son el marco ambiental en el que se localiza la porción norte de la cuenca del río Guadamar, incluyendo a parte o la totalidad de los municipios de El Madroño, El Castillo de las Guardas, El Garrobo, Gerena, Sanlúcar La Mayor y Aznalcóllar.

Cuesta imaginar que donde hoy está Sierra Morena hace mil millones de años estuviera un mar somero y cálido en cuyo fondo se acumulaban, pacientemente, cantidades ingentes de sedimentos, que procedían -en buena medida- de los restos de miríadas de organismos marinos que poblaban sus aguas. Algunos cientos de millones de años después, titánicas fuerzas empujaron estos materiales hasta la superficie en una suerte de plegamientos y torsiones hasta alturas considerables. Desde el principio, toda la región estuvo sometida a una intensa erosión



Foto 1. Cerca del nacimiento del río Guadamar. Foto: F. Carrascal.



Foto 2. Paisajes característicos de las estribaciones de Sierra Morena. Foto: CMA.

fluvial a cargo de los ríos y arroyos que sobre ella se generaban. La orogenia Alpina, responsable del nacimiento de las vecinas Cordilleras Béticas, contribuyó a que en toda la zona se originaran importantes vetas metalíferas, que tanta importancia han tenido en la historia pasada y reciente de la región y que fueron uno de los motivos de la secular presencia del hombre en estas tierras. Metales como el cobre, el hierro, el oro o la plata fueron la base de una minería que, entendida en sus formas ancestrales o en las contemporáneas de los siglos XIX y XX, marcaron los trazos gruesos y finos de la fisonomía.

La ancianidad de estas formaciones geológicas, y en consecuencia los enormes períodos de tiempo que han visto pasar, han dado como resultado paisajes suaves y ondulados, con altitudes moderadas que las encasillan en la categoría de la media montaña. Sólo de manera ocasional, el relieve adquiere la condición de abrupto por la presencia de paquetes de rocas cristalinas (cuarcitas) que ofrecen mayor resistencia a la erosión, pequeños cortados o valles seccionados que enriquecen los

matices del paisaje pero que no alcanzan la espectacularidad de montañas jóvenes, como las Cordilleras Béticas, cuyo nacimiento se remonta a hace tan sólo unas cuantas decenas de millones de años atrás.

La vegetación mediterránea es el otro elemento que imprime especial carácter al paisaje serrano de Sierra Morena, eficazmente adaptada a unas condiciones climáticas regidas por prolongados períodos estivales y suaves inviernos, en los que la escasez de agua es el condicionante principal. Sin embargo, lo que hoy podemos ver difiere de lo que vieron nuestros antepasados o lo que se vería si el hombre no hubiera dejado su huella después de siglos de intervención. Así, los encinares y los alcornoques en estado natural habrían sido los indiscutibles protagonistas, acompañados por quejigos y melojos entre los árboles y una variada muestra de especies de matorral y herbáceas. Esta situación se vio precedida de otra anterior, antes de que hace unos diez mil años la bonanza climática posterior al último período glacial sirviera para relegar la supremacía de hayedos, robledales

y pinares, adaptados a mayores fríos y una mayor disponibilidad de agua, por el bosque mediterráneo.

La realidad, hoy, en el tramo norte de la cuenca del río Guadamar, en las estribaciones de Sierra Morena, muestra un territorio a modo de mosaico, reflejo de su condición de medio intervenido y tierra frontera, con suelos pobres, poco adecuados para las labores agrícolas. Las dehesas de encinas, que aquí no alcanzan el desarrollo de otras regiones andaluzas o extremeñas, se dejan entrever entre extensiones de pastizal más o menos adhesionado, porciones de matorral denso con series de vegetación bien desarrolladas.

Es ampliamente sabido que los ecosistemas mediterráneos tienen a la encina y al alcornoque como actores principales. Mientras la primera es menos sensible a la naturaleza de los suelos y tolera con agrado temperaturas elevadas y prolongados períodos de sequía, el segundo muestra preferencia por suelos ácidos, con escasa presencia de sales, son más exigentes con la sequía y precisan de una mayor humedad ambiental para su correcto desarrollo, localizándose en las vaguadas y las laderas orientadas al oeste. Como atrezo de estos escenarios, acompaña a encinas y alcornoques, una rica variedad de arbustos que adornan con variopintas flores y frutos el sotobosque: durillos, lentiscos, madroños u olivillas... hasta completar un largo etcétera.

Como ya se ha apuntado, la acción de la mano del hombre comienza a modelar estos espacios desde tiempos inmemoriales, a domesticarlos de manera paciente pero incesante, generación tras generación, hasta producir uno de los paisajes entre los que mayor personalidad posee Andalucía: las dehesas. El hacha, el fuego y el ganado fueron las herramientas que propiciaron esta profunda transformación de los entornos forestales originarios. Se entendió que el árbol y su entorno inmediato podían ser domesticados, despejando de sotobosque los alrededores de los pies de las encinas y modificando su forma como individuo. Si se observa una encina o un alcornoque que haya crecido de manera natural se caerá en la cuenta de que su forma es muy diferente a la que se puede ver en aquellos árboles localizados en las dehesas, expres

sión clara de la demostración del bosque originario. Éstos poseen un marcado carácter achaparrado, con espacios abiertos entre sus ramas, en los que las sucesivas podas y la selección de los individuos modelan la disposición de éstas en pos de facilitar la entrada de luz para incrementar la producción de bellotas y facilitar su vareo. La dehesa se fue transformando poco a poco en un entorno en el que el hombre y la naturaleza iban de la mano, en una simbiosis hombre-medio que con dificultad puede encontrarse en otros lugares; mientras estos espacios, ya antropizados, seguían siendo el hábitat de la fauna y buena parte de la flora, para los lugareños era una fuente de recursos tan variados como carne, pieles y lana, leche, madera y leña, miel, corcho, esencias vegetales, caza, o frutos silvestres..., recursos que poco a poco van recuperándose en muchas zonas, bajo el amparo del concepto de desarrollo sostenible.

Las dehesas son abundantes en la zona norte de la cuenca, concretamente en la mayor parte del término municipal de Castillo de las Guardas, en el sector norte del término municipal de Aznalcóllar y Sanlúcar la Mayor, así como en Gerena. En la zona media aparecen de forma esporádica en Sanlúcar la Mayor, Hinojos (en el

1



Foto 3. Curso alto del río Guadamar. Foto: CMA.



Foto 4. Río Agrio. Paisaje minero al fondo. Foto: CMA:

sector norte de este término municipal), Pilas (la dehesa de Torrecuadros, que está propuesta como lugar de interés comunitario (LIC)) y Huévar. Finalmente, en el sur, están presentes también de forma testimonial, en Villamanrique y Aznalcázar.

Hoy en día, las dehesas adquieren un inusitado valor como prototipo de ecosistemas sostenibles en el tiempo, vivos, en continua evolución, de los que el hombre moder-

no puede obtener -además- contacto con una naturaleza cada vez más ajena y lejana, recurso intangible pero en alza en nuestras complejas sociedades postindustriales.

Por debajo de la localidad de Aznalcóllar, las elevaciones de Sierra Morena se suavizan marcando la transición a la campiña, en esta zona, las frondosas van siendo sustituidas por olivares de secano que finalmente desaparecen marcando el comienzo del tramo medio de la cuenca.

## CAMPIÑA Y ALJARAFE, EL GUADIMAR AGRÍCOLA

Entre Sierra Morena y la marisma, el Guadimar recorre una gran extensión de terrenos llanos o suavemente ondulados que conforman la campiña y el Aljarafe. Las tierras de campiña se conocen con el nombre de El Campo y quedan separadas por el río Guadimar formando el Campo de Gerena, en la margen izquierda, y el Campo de Tejada, que sobre la margen derecha conecta con la campiña de Huelva. Aznalcóllar y Gerena son dos municipios de transición entre ambos ambientes. Inmersos plenamente en este dominio se encuentran las poblaciones de Olivares, Sanlúcar la Mayor, Benacazón, Huévar,

Pilas y Aznalcázar. Finalmente, Villamanrique de la Condesa se encuentra ya en la zona de transición hacia el ámbito de la marisma.

Desde el punto de vista geológico, este territorio se incluye en el dominio de la Depresión del Guadalquivir, formando el extremo occidental de esta enorme franja triangular que separa Sierra Morena de las Sierras Béticas y a través de la cual discurre el gran río andaluz. Desde el período Terciario hasta la actualidad, esta gigantesca brecha, que era una extensa cuenca marina,



se fue rellenando con los materiales arrancados por ríos y arroyos desde los entornos serranos próximos. Si bien el principal condicionante paisajístico que se le antoja a la mirada es el dominio de lo llano, existen algunos elementos que diversifican el relieve, como la meseta del Aljarafe, en cuyo borde se encaja el río Guadamar formando un pronunciado y bello escarpe, o los terrenos alomados margosos al oeste del río, en los municipios de Huévar y Aznalcázar, que sirven de contrapunto a los terrenos de la vega. Precisamente, el término Aljarafe, que deriva del árabe *al-Saraf*, significa otero o terreno sobresaliente. Estas elevaciones tienen su origen en una mayor resistencia de sus materiales -margas y areniscas- a la erosión fluvial, quedando como testigos de la superficie mucho más extensa que antes cubrían sobre el territorio. Los sistemas de terrazas fluviales, de menor entidad en cuanto a relieve pero de enorme interés geomorfológico, están asociadas principalmente a la evolución del río Guadamar. En el área de influencia de arroyos y ríos de menor entidad, como el Agrio o el Ardanchón, adquieren protagonismo las vegas y las llanuras de inundación, pobladas en otros tiempos por extensos bosques de ribera.

La impronta que caracteriza estos paisajes, sumamente intervenidos por el hombre, está definida por la extraordinaria fertilidad de sus suelos. Para entender mejor la tradición agrícola secular de la zona, es conveniente no olvidar la naturaleza de estos suelos, ricos y profundos sobre relieves suaves con materiales blandos y deleznales. Así, el Aljarafe posee sustratos con buena textura, buen drenaje y fácil manejo que los ha hecho apetecibles desde antaño. Suelen ser suelos rojos que se formaron en unos tiempos en los que el clima se caracterizaba por una mayor pluviosidad y temperatura. Por otro lado, la existencia de areniscas, muy permeables, sobre margas impermeables permite el almacenamiento ocasional de importantes reservas de agua freática, origen de los numerosos caños y arroyos que dieron a conocer estos lugares en toda la región. Por el contrario, la zona de campiña se caracteriza por el predominio de las arcillas, lo que hace que sean encharcables y más difíciles de trabajar. En las inmediaciones del Guadamar, en su llanura aluvial, los suelos se caracterizan por la influen-

cia directa del río, conformando vegas de gran fertilidad aunque sometidas con frecuencia al acoso de las crecidas del río, asociadas a las pulsaciones propias del clima mediterráneo.

Como consecuencia de estas condiciones tan favorables para el cultivo, resultan frecuentes las reseñas históricas que hacen mención al intenso aprovechamiento

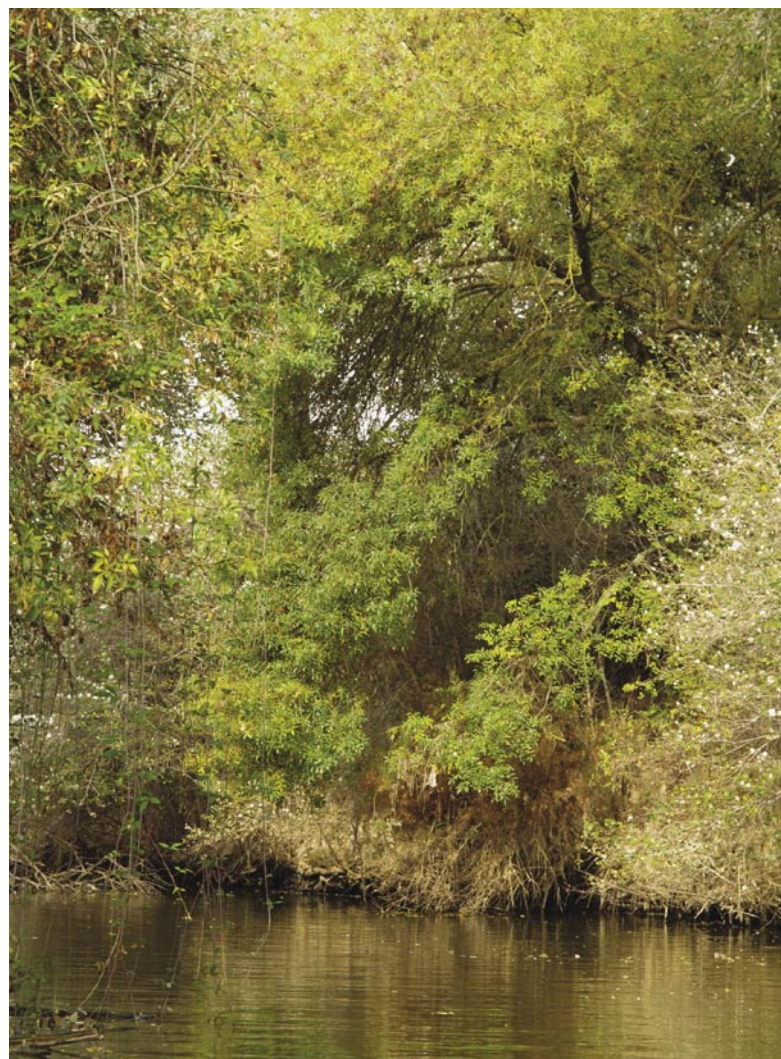


Foto 5. Vegetación de orilla. Foto: F. Carrascal.



Foto 6. Paisaje fluvial del río Guadamar. Foto: F. Carrascal.



agrícola de estas tierras desde la antigüedad. Así, los textos clásicos hacen referencia a su intensa romanización, con una agricultura centrada en el cultivo del olivar, la vid y los cereales.

En la época musulmana también son numerosos los cronistas que exaltan la productividad agrícola del Aljarafe, describiéndola como una comarca fundamentalmente olivarera, sumamente rica y poblada por numerosas aldeas o alquerías. Y así en referencia a sus aldeas, *Al-Saqundi* -en el S.XII- decía que superaba a todas las demás tierras de *Al-Andalus* por el primor de sus construcciones y por el celo con que sus habitantes las cuidan por dentro y por fuera, encaladas, como estrellas blancas en un firmamento de olivos. El trigo y la cebada eran otros cultivos importantes, ya que el pan era un elemento fundamental de su dieta. Las principales tierras de cereal se agrupaban en la margen derecha del Guadamar hasta el Campo de Tejada. El mosaico agrícola se completaba con otros cultivos como el arroz, condimentos para la cocina como el azafrán o el comino, y una extensa relación de frutales como los naranjos, los limoneros, almendros, nogales, manzanos o granados y, sobre todo, la higuera, cuyos frutos eran reconocidos hasta en la lejana Persia. Dentro de este mosaico, también tenían cabida los árboles ornamentales y las especies aromáticas.

Los siglos que vinieron después de la presencia árabe vieron un espectacular desarrollo del cereal y una progresiva implantación de la vid, aunque el protagonista principal seguirá siendo el olivo, símbolo inequívoco del paisaje aljarafeño. El protagonismo de este singular árbol trasciende mucho más allá de su función en la dieta y se extiende a la mitología, la iconografía y los ritos de nuestra cultura, desde que los fenicios lo introdujera desde el próximo oriente.

En fechas más cercanas, el medio rural experimenta un profundo cambio, más acusado a partir de mediados del siglo XX. Durante las últimas décadas se aprecia una reducción progresiva del viñedo y una intensificación del cultivo del olivar mediante la sustitución de los viejos olivares por variedades de verdeo, el cambio de

los marcos tradicionales de plantación por marcos más geométricos y la extensión del regadío. Otro fenómeno importante que está dejando su huella insoslayable en estos paisajes ha sido el espectacular desarrollo de las urbanizaciones en torno a los núcleos urbanos tradicionales. Como consecuencia de este proceso se han perdido valiosos recursos paisajísticos y ambientales que podrían servir de contrapunto a los entornos próximos, dominados por la gran conurbación urbana de Sevilla y su área metropolitana. Hoy la agricultura del Aljarafe tiene, en la aceituna de mesa su principal referente, tanto en secano como en regadío, en menor medida se localizan otras superficies dedicadas al viñedo y pequeñas áreas adehesadas y de pastizal.

En el área de la campiña, también están presentes los cultivos herbáceos en régimen de secano, salpicados de algunos sectores en regadío y de olivares que, en el caso de los localizados en el municipio de Aznalcóllar, sirven de transición entre los paisajes serranos y las tierras de campiña. Desde mediados del siglo pasado, con la intensificación de la agricultura, se observa

1



Foto 7. Paisaje agrícola en el tramo medio de la cuenca del río Guadamar.  
Foto: F. Carrascal.

un proceso de homogenización de este espacio agrícola de la campiña con un dominio absoluto de los cultivos herbáceos en detrimento de otros tradicionales como el olivar, así como un ligero incremento de las superficies regadas.

Como consecuencia del dominio agrícola en el uso del suelo, la vegetación natural en la porción central de la cuenca del río Guadiamar está muy mermada. En los escasos reductos en los que aún sobrevive la vegetación mediterránea sólo se encuentran fases de matorral degradado con mejorana y jara, y reductos con encinas, acebuches, coscojas y lentiscos. Algunos enclaves de la porción más cercana a los ambientes serranos presentan una vegetación con acebuche, lentisco, mirto, encina y palmito, muy abundante este último en los términos de Sanlúcar La Mayor y Aznalcóllar. Si las zonas alteradas presentan jaras y jaguarzos, en puntos mejor conservados y con cierto grado de humedad se encuentran madroños junto con algún pie de alcornoque. No son infrecuentes los retamales, tanto en los taludes de los ríos y arroyos como en antiguas dehesas, hoy abandonadas; mientras los claros en el matorral están dominados por pastizales con escasa cobertura.

En las vegas y las tierras sometidas a la influencia del río se ha materializado la apetencia del hombre por suelos ricos y feraces, lo que ha contribuido a la progresiva desaparición de las formaciones riparias. Éstas han sido sustituidas por cultivos, o diezmadas por el ramoneo del ganado y la obtención de leña y madera.

Desde 1950 hasta nuestros días se ha observado un incremento del regadío en toda la zona, en detrimento de otros cultivos como los herbáceos de secano y el olivar. La pérdida de rentabilidad económica de cultivos tradicionales como el trigo, el maíz, el girasol o el algodón ha da-



Foto 8. Curso medio del río Guadiamar. Foto: F. CMA.

do paso, de manera paulatina, a los cultivos de cítricos, así como de nectarinas y melocotoneros. También se ha producido desde esa fecha una paulatina reducción y fragmentación de las formaciones adehesadas que se extendían casi de forma continua muy cerca de la margen derecha del río Guadiamar desde el Cortijo de la Herrería hasta la balsa minera, como consecuencia de las roturaciones, urbanizaciones y la ampliación de las instalaciones mineras; la propia balsa de la mina se construyó sobre lo que fue una antigua dehesa de encinar.

Como consecuencia de esta intensa actividad agrícola hoy sólo se conservan restos fragmentados de las antiguas alamedas, saucedas, fresnedas y olmedas que debieron cubrir las riberas del río, localizándose principalmente en el tramo comprendido entre la población de Aznalcázar y el Vado del Quema. Sin embargo, esta situación está cambiando de manera lenta pero sostenida gracias a las labores de restauración ambiental emprendidas por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía; en muchas localizaciones el bosque de ribera comienza a poseer una entidad nada desdeñable. Es muy patente la presencia cerca del cauce de carrizos y enneas, mientras que donde los rigores estivales son

Foto 9. Bosque en galería. Foto: CMA.

más acusados y se producen frecuentes desecaciones, los tarajes y las adelfas adquieren cierto protagonismo. Los herbazales pueden llegar a tener un desarrollo importante en determinadas épocas del año, circunstancia que es aprovechada por el ganado. Entre los escasos ejemplos en los que se pueden encontrar bosquetes de ribera con algún valor ambiental se pueden citar los que se desarrollan en distintos puntos del arroyo Ardachón y Alcarayón, en los que se puede disfrutar de la presencia

de sauces, olmos, tarajes y carrizos, mientras los zarzales sirven de transición a los cultivos cercanos.

La importancia que durante el último siglo han tenido las plantaciones de eucaliptos también ha repercutido de manera importante en la desaparición de la vegetación de ribera, sobre todo en el tramo comprendido entre la mina y el puente de Las Doblas, donde estos árboles siguen teniendo importante presencia en el paisaje.



Foto 10. Caída del escarpe del Aljarafe sobre la llanura aluvial del río Guadamar. Autovía Sevilla-Huelva. Foto: CMA.

## LA MARISMA DE ENTREMUROS: ANTESALA DE DOÑANA

El dominio de las marismas del Guadalquivir alcanza una superficie de más de 136.000 has distribuidas entre las dos orillas del río. La marisma de la margen derecha, en lo que concierne a la provincia de Sevilla, se extiende por tres municipios: Aznalcázar, Puebla del Río e Isla Mayor. La elevada productividad característica de los sistemas marismeños y su situación geográfica privilegiada, en la confluencia entre dos mares y dos continentes, le otorgan un gran valor ecológico por su elevada productividad y sus altos índices de biodiversidad.

Estas marismas son el resultado del relleno histórico del antiguo estuario del Guadalquivir, en el tránsito de unas condiciones determinadas por la acción conjunta de las mareas y de los ríos (influencia fluviomareal) hacia otra en la que domina claramente la influencia fluvial y en las que las inundaciones quedan vinculadas a la dinámica de los desbordamientos de los ríos que desembocan en ella. Hasta hace unos 400.000 años, la zona actualmente ocupada por el medio marismeño, estaba invadida por el océano, formando un gran golfo que poco a poco se iría rellenando con los materiales arrastrados por el Guadal-

quivir, el Guadiamar y otros cursos de menor importancia. En este proceso tuvo una especial relevancia la formación de dos barreras litorales que fueron cerrando el estuario, una de oeste a este, de mayor longitud, que actualmente conforma la costa del otrora Parque Nacional de Doñana, y otra en sentido inverso, en la línea de costa de Sanlúcar de Barrameda. En período histórico este golfo adquirió la forma de un enorme lago, el llamado *Lago Ligustino* de los romanos, hasta que con los sucesivos sedimentos aportados por los ríos se fue colmatando.

En cada estación lluviosa la marisma se convierte en una inmensa zona lacustre debido a su forma plana, su proximidad al nivel del mar y la naturaleza impermeable de los materiales de su subsuelo. En la base de los materiales de relleno se encuentran las margas azules, material arcilloso que impide que el agua se pierda por filtración. Sobre éstos se depositan otros materiales más gruesos y permeables, limos y arenas, mientras que en la superficie vuelven a confinarse materiales finos e impermeables. El resultado es una especie de balsa prácticamente sellada por su superficie basal y superior, en

Foto 11. Curso bajo del río Guadiamar. Foto: CMA.



cuyo interior se almacena el agua. Por su parte, los permeables arenales que rodean la marisma funcionan como zonas de recarga del acuífero, por donde el líquido elemento se infiltra hacia las capas subterráneas.

Lo que mejor define al paisaje marismeño es su horizontalidad, la cual le viene dada fundamentalmente por una topografía uniforme, cuyo microrrelieve resulta clave en la diferenciación de hábitats. Así, se localizan zonas deprimidas (lucios, caños, cubetas...) que retienen el agua durante un periodo de tiempo mayor, y otras áreas elevadas, como vetas y paciles, que permanecen secas casi todo el año, salvo en periodos de grandes inundaciones.

Otra seña de identidad de estos ambientes es su acusada estacionalidad, fruto del clima mediterráneo, sucediéndose estaciones muy lluviosas con otras extremadamente secas. Como consecuencia, la marisma mostrará unas condiciones ambientales y paisajísticas muy distintas dependiendo de la época del año en que se la visite, desde el ambiente estepario del verano hasta los paisajes palustres del otoño-invierno. En esta sucesión temporal destaca la primavera, en la que los terrenos inundados se convierten en un escenario de explosión de vida.

Tradicionalmente la marisma ha sido entendida como un medio inhóspito para el asentamiento de las poblaciones humanas. La dificultad que presentaban estas tierras para el cultivo, por su carácter inundable y la salinidad de sus suelos, así como la presencia endémica de enfermedades como el paludismo, determinaron su escaso poblamiento y que se conservara hasta hace poco como un espacio escasamente intervenido por el hombre. Sin embargo, este panorama cambia de manera radical cuando se inicia el proceso de colonización del territorio en la búsqueda de nuevos aprovechamientos. Si bien los primeros intentos, impulsados por grandes compañías, se inician en el siglo XIX, éstos apenas tuvieron éxito. Será a mediados del siglo XX cuando la mano del hombre se convierte en uno de los principales agentes modeladores de estos paisajes. Como resultado, sólo una porción de las marismas de la margen derecha del Guadalquivir, las situadas hoy dentro del anteriormente denominado Parque Nacional de Doña-



Foto 12. Paisajes cercanos a los ambientes marismeños. Foto: CMA.

na, se han conservado en estado natural. Las situadas en el exterior fueron progresivamente transformadas en arrozales, pastizales salobres, cultivos de secano, cultivos intensivos de regadío y explotaciones de cultivos marinos, destacando sobre todo las grandes superficies convertidas en tablas de arroz en los municipios de Puebla del Río e Isla Mayor. Para la consecución de esta ambiciosa iniciativa agrícola fue necesaria la construcción de una barrera que aislara los cultivos de las grandes avenidas del río Guadamar. Surge así el espacio conocido como Entremuros, una franja de marisma delimitada por dos diques de tierra paralelos y separados por un kilómetro, cuya construcción se realizó para encauzar el tramo final del río Guadamar hacia el Guadalquivir y favorecer así la transformación agrícola de la marisma Gallega, lo que también provocó su aislamiento de las marismas de Doñana.

Resulta paradójico como esta infraestructura, uno de los principales causantes de la alteración del flujo hídrico de Doñana, actuara como su salvavidas en la riada tóxica de 1998, reteniendo las aguas contaminadas antes de que penetraran en el entonces Parque Nacional. Con la puesta en marcha del Proyecto del Corredor Verde del Guadamar, dentro de las obras de restauración del tra-

mo afectado por el vertido minero, se acomete la restauración específica de las marismas de Entremuros, pertenecientes al Espacio Natural Doñana. Las actuaciones se centraron en la eliminación de aquellas obras (canalizaciones, caminos, drenajes, etc.) que desviaban al sistema de su funcionamiento natural, así como en la recuperación de su fisonomía natural mediante la reconstrucción de formas características de su microtopografía (cauces, vetas, bancos laterales, barras, etc.) que fueron destruidas primero por las transformaciones agrícolas y después por las tareas de limpieza realizadas tras el vertido minero. Tras la conclusión de las obras del Corredor Verde, el sector de las marismas de Entremuros vuelven poco a poco a recuperar la diversidad de hábitats que tenía en los años 50 del pasado siglo XX y, lo que es más importante, vuelven a tener un funcionamiento similar al que presentaba antes de sufrir las grandes transformaciones posteriores.

Si prestamos atención al paisaje vegetal, percibiremos un sustancial cambio en el tránsito entre campiña y marisma. Los campos cultivados de frutales, olivares y her-

báceos de secano, dan paso a un paisaje llano dominado por el pastizal y los cultivos de regadío. Al tiempo, la vegetación arbórea de fresnos y álamos que acompaña a los ríos y arroyos va siendo sustituida por comunidades vegetales con una mayor tolerancia salina, como el tarajal y la vegetación de saladar.

Una vez adentrados en la marisma se encuentran distintas especies vegetales en función del gradiente de encharcamiento y salinidad de la zona. Así, en caños y lucios, aparecen plantas con mayores requerimientos hídricos como la castañuela o el bayunco, acompañadas por juncos en zonas de mayor salinidad y por enneas en aquellas donde la salinidad es menor. En las zonas inundadas se observan también los macrófitos acuáticos, plantas sumergidas o flotantes que suponen la base alimenticia de un gran número de organismos. En áreas emergidas, originadas por la deposición de materiales en los bordes de los cursos de agua, crecen los almajos junto con otras especies suculentas como las salicornias.

En áreas próximas al río Guadiamar, cuando éste se

Foto 13. Paisaje marismeño en Entremuros. Foto: F. Carrascal.





encamina hacia la marisma, sorprenderán extensos pinares y dehesas bien conservadas, los montes públicos de Hinojos, Villamanrique y Aznalcázar-Puebla del Río. En estos parajes se cobija una interesante comunidad de mamíferos, representada por ginetas, meloncillos, tejones, zorros o conejos. Es también aconsejable mirar al cielo para observar así el sigiloso planeo de milanos, águilas calzadas, ratoneros y un extenso listado de rapaces y otras aves que anidan o frecuentan estos bosques.

En la margen izquierda del río Guadamar, sobre las suaves colinas de la Dehesa de Abajo, finca propiedad del ayuntamiento de Puebla del Río, declarada Reserva Natural Concertada, se conserva un noble acebuchal, acompañado de pinos y encinas, en cuyas copas se asienta una de las colonias de cigüeña blanca de mayor tamaño de Andalucía.

Las aves acuáticas se encuentran en todo el trayecto fluvial, aunque su número se incrementa notablemente en la zona de contacto con la marisma, donde arde-

idos y anátidas encuentran su hábitat idóneo. Un tramo del Corredor Verde de especial interés ornitológico es el área comprendida entre el Vado del Quema y la desembocadura del arroyo de la Cigüeña. En esta zona se asientan importantes colonias de zancudas, como martinetes, garzas y espátulas. Se pueden avistar rapaces nocturnas como la lechuza o el cárabo, además de aguilucho, milanos e incluso al solitario elanio azul.

Es dueña y señora de los paisajes del arroz la cigüeña, que junto con garzas, gallinetas y calamones acuden a las tablas de arroz a alimentarse, sobre todo en el periodo estival cuando escasea los nutrientes en el medio natural.

Dada la variedad de medios con influencia en el tramo final del Guadamar -marisma, río y mar, por un lado, y pinares y dehesas por otro- esta zona se perfila como uno de los mayores atractivos naturales de la cuenca y un área con un papel relevante como zona de biodiversidad en los procesos de recolonización del Corredor Verde del Guadamar.

## B I B L I O G R A F Í A

Arenas, JM; Carrascal, F; García, A; Domínguez, M; y Martínez, F. 2003. Guía turística de los pueblos ribereños del Río Guadamar. Consejería de Medio Ambiente.

Arenas, JM; Martínez, FR; Mora, A; Montes, C; Borja, F. 2003. Ciencia y Restauración del Río Guadamar. PICOVER 1998-2002. Secretaría General Técnica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Burel, F y Baudry, J. 2002. Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa. Barcelona.

Castro, H (coord.) 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos / Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes. Consejería de Medio Ambiente.

García Novo, F; C. Marín (coord). 2005. Doñana, agua y biosfera. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Ministerio de Medio Ambiente.

Martínez, F; Mora, A; Sánchez, JL; Salas, JM; Cantero JC; Arenas, JM; Álvarez, F. 2003. Corredor Verde del Guadamar, del desastre ecológico a la declaración de un nuevo espacio natural protegido. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Ojeda, JF y Silva, R. 2002. Aproximación a los paisajes de la Sierra Morena Andaluza. En Paisaje y Ordenación del Territorio. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Fundación Duques de Soria.

Pellicer, F. 2002. Ordenación paisajística de espacios fluviales en las ciudades mediterráneas. En Paisaje y Ordenación del Territorio. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Fundación Duques de Soria.



CAPÍTULO

# 2

## BREVE HISTORIA DE LA CONSTRUCCIÓN DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**J.M. ARENAS<sup>1</sup>, F. CARRASCAL<sup>2</sup>, A. GIL<sup>2</sup>, Y C. MONTES<sup>3</sup>**

**1 EGMASA**

**2 TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)**

**3 DPTO. ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID, E-28049 MADRID, SPAIN**



Foto 1. Imagen de la rotura de la balsa de residuos mineros. Foto: CMA.

## EL ACCIDENTE MINERO

La rotura del muro de contención de la balsa de estériles mineros de la mina de Aznalcóllar, durante la madrugada del sábado 25 de abril de 1998, ocasionó una de las mayores catástrofes ecológicas de las últimas décadas en Europa. Unos 6 millones de metros cúbicos de lodos piríticos y aguas ácidas con altas concentraciones de metales pesados y otros elementos traza como el arsénico, procedentes de los procesos de flo-

tación de la pirita, se vertieron a los cauces de los ríos Agrio y Guadamar. En el interior de la balsa permanecieron unos 20 millones de metros cúbicos de materiales que no llegaron a ser arrastrados por las aguas en su salida y que finalmente pudieron ser contenidos y sellados definitivamente.

La situación a la que había que enfrentarse, por su mag-



Foto 2. Imagen de la rotura de la balsa de residuos mineros. Foto: CMA.



nitid, características, carencia de antecedentes y, por tanto, referencias de los efectos que pudieran producir en suelos, cultivos, fauna y vegetación, y, sobre todo, en la salud de las personas activaron todas las alarmas. Se generó una importante atención mediática en Andalucía, España y Europa. A todo esto había que añadir la situación del río Guadiamar con respecto a Doñana, en cuyas marismas este río es el principal aporte de agua dulce. Este contexto hizo que se tomaran decisiones inmediatas y aplicar medidas de gran responsabilidad para paliar o eliminar los efectos que pudieran producirse (Fotos 1 a 4).

La rotura se produjo en la zona de intersección entre el muro frontal de contención y el muro separador existente entre los dos vasos en que se dividía la balsa, afectando por tanto al contenido de ambas zonas. La brecha abierta alcanzaba una longitud de más de 50 metros, ocasionando un desplazamiento horizontal del muro de 60 metros. Del volumen vertido, unos 2 hectómetros cúbicos estaban constituidos por lodos y el resto por agua ácida (pH en torno a 5.5)

con una alta concentración de elementos traza en disolución.

Se anegó la ribera del Guadiamar y las tierras colindantes a lo largo de unos 62 Kilómetros (Fotos 5 y 6). En total se vieron afectadas 4.634 hectáreas, en su mayor parte zonas agrícolas (cereales, oleaginosas, arrozales, algodón, frutales, olivares y cultivos hortícolas) así como pastizales, pertenecientes a nueve municipios de la provincia de Sevilla: Aznalcóllar, Olivares, Sanlúcar la Mayor, Benacazón, Huévar, Aznalcázar, Villamanrique de la Condesa, Isla Mayor y Puebla del Río. El municipio que tuvo más territorio afectado fue el de Aznal-

Fotos 3 y 4. Rastro dejado por la riada de lodos. Fotos CMA.



Tabla 1. Contenidos en elementos traza y principales parámetros físico-químicos en aguas de la balsa minera y contenidos en elementos traza de sus lodos.

| AGUAS Balsa MINAS DE AZNALCÓLLAR    |         | LODOS MINAS DE AZNALCÓLLAR |         |
|-------------------------------------|---------|----------------------------|---------|
| pH                                  | 5,5     | -                          | -       |
| Conductividad (Ms/cm)               | 4.68    | -                          | -       |
| Oxígeno Disuelto (mg/l)             | 0.1     | -                          | -       |
| Temperatura (°C)                    | 17.7    | -                          | -       |
| Sólidos en suspensión (mg/l)        | 26.870  | -                          | -       |
| Toxicidad (Equitox/m <sup>3</sup> ) | <50     | -                          | -       |
| As (mg/l)                           | 0,27    | As (g/Kg)                  | 2.784   |
| Cd (mg/l)                           | 0'854   | Cd (g/Kg)                  | 0.107   |
| Zn (mg/l)                           | 462'8   | Zn (g/Kg)                  | 38.821  |
| Cu (mg/l)                           | 0'021   | Cu (g/Kg)                  | 9.509   |
| CrT (mg/l)                          | 0.030   | CrT (g/Kg)                 | 0.009   |
| Fe (mg/l)                           | 138'5   | Fe (g/Kg)                  | 234.138 |
| Mn (mg/l)                           | 91'7    | Mn (g/Kg)                  | 0.270   |
| Hg (mg/l)                           | < 0'008 | Hg (g/Kg)                  | 0.053   |
| Ni (mg/l)                           | 1'115   | Ni (g/Kg)                  | 0.003   |
| Pb (mg/l)                           | 3'655   | Pb (g/Kg)                  | 39.899  |



Fotos 5 y 6. Vistas aéreas que muestran el efecto de la riada sobre la llanura aluvial de los ríos Agrio y Guadamar. Fotos: CMA.

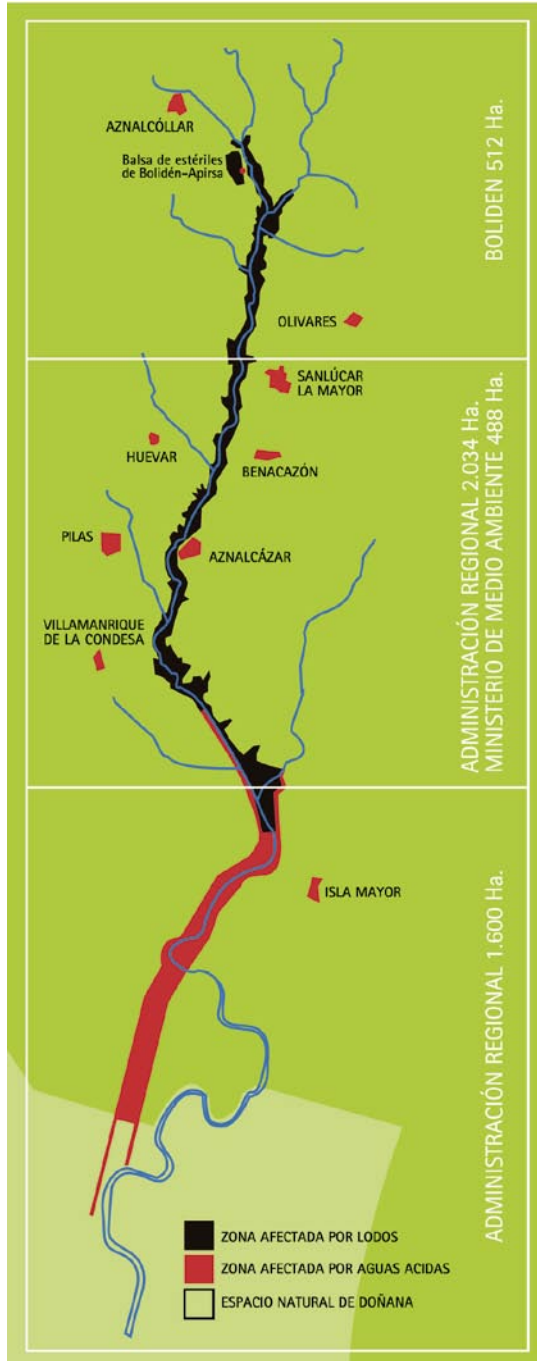


Figura 1. Zona afectada por la riada. Sectorización de las labores de limpieza. Fuente: OTCV.

cázar (60,18% de la superficie total) y el que menos el de Aznalcóllar (0,27%). Afortunadamente no se produjeron daños personales ni se vieron afectadas las captaciones de abastecimiento urbano, salvo en el caso de dos urbanizaciones y dos pozos de abastecimiento industrial que quedaron clausurados de inmediato. De las 4634 hectáreas, 2.656 pertenecían al Parque Natural de Doñana y 98 ha al Parque Nacional (Figura 1), ambos englobados hoy en el Espacio Natural Doñana.

Los lodos sedimentaron en los primeros 40 kilómetros del cauce con un espesor variable, desde más de tres metros en las proximidades de la balsa hasta escasos centímetros en la entrada de las marismas. Estaban compuestos principalmente de Fe (34 a 38%), Cu (0,1 a 0,2%), Pb (0,8 a 1,2%), Zn (0,7 a 1,2%) y As (0,5 a 0,6%). Esta es la típica composición de la pirita, aunque ligeramente empobrecida en Cu como consecuencia de los procesos de flotación del mineral. Otros elementos traza como el Cd o el Cr lo estaban en porcentajes inferiores o igual al 0,01%. A menores concentraciones, la lista de elementos con potencial contaminante era extensa, por mencionar los más presentes: Mn, Zn, Pb, Cu, As, Sb, Ba, V, Tl, Cr, Co, Bi, Cd, Ni, Sn, Y, Be, U, Th, Sc, Hg, Mo, In y Se. El resto de los materiales se correspondían principalmente con el S (35 a 45%), principalmente en forma de sulfuros y a los silicatos (10%).

La diferente granulometría y mineralogía del suelo a lo largo del aluvial tuvo un importante papel en la retención de los metales pesados en su desplazamiento vertical por los horizontes edáficos. La mayoría quedaron retenidos por adsorción y por precipitación como compuestos no solubles en medio básico (tamponamiento del pH por la presencia de carbonatos en los suelos). Como era esperable en los suelos arenosos la penetración de los contaminantes fue más profunda que en los de componente limo-arcilloso (Foto 7).

Las aguas ácidas, con una composición semejante a la de los lodos en cuanto a elementos traza, llegaron hasta el tramo bajo de Entremuros, quedando retenidas a las puertas del Parque Nacional de Doñana. Las aguas contaminadas, ya sin lodos, que llegaron a Doñana fue-

ron embalsadas en el límite norte del Parque Nacional, en la zona conocida como Entremuros, mediante la construcción de diques de tierra. El volumen almacenado fue de unos 3 Hm<sup>3</sup>. Se alcanzaron de nuevo valores bajos de pH (en torno a 3,5) y concentraciones altas de Zn y Mn (en torno a 300 y 80 mg/l respectivamente).

Para la evacuación de las aguas retenidas en esta localización, previo tratamiento físico-químico, se instalaron equipos móviles para la dosificación y mezcla de reactivos (carbonato sódico, hidróxido cálcico y sosa), precipitando los metales pesados en balsas de decantación construidas al efecto. La capacidad diaria de tratamiento mediante este sistema fue, aproximadamente, de 50.000 m<sup>3</sup>. Por otra parte, el volumen de agua procedente de las aguas retenidas en los tramos desde el comienzo de Entremuros hasta el Puente de Los Vaqueros, con calidad aceptable para permitir el vertido directo, se bombeó y condujo por tubería aguas abajo del muro de retención a un ritmo diario de aproximadamente 80.000 m<sup>3</sup>.

La Junta de Andalucía construyó tres de estos diques transversales de tierra, y el Parque Nacional otro en el mismo límite, quedando detenida la riada en el tercer muro.

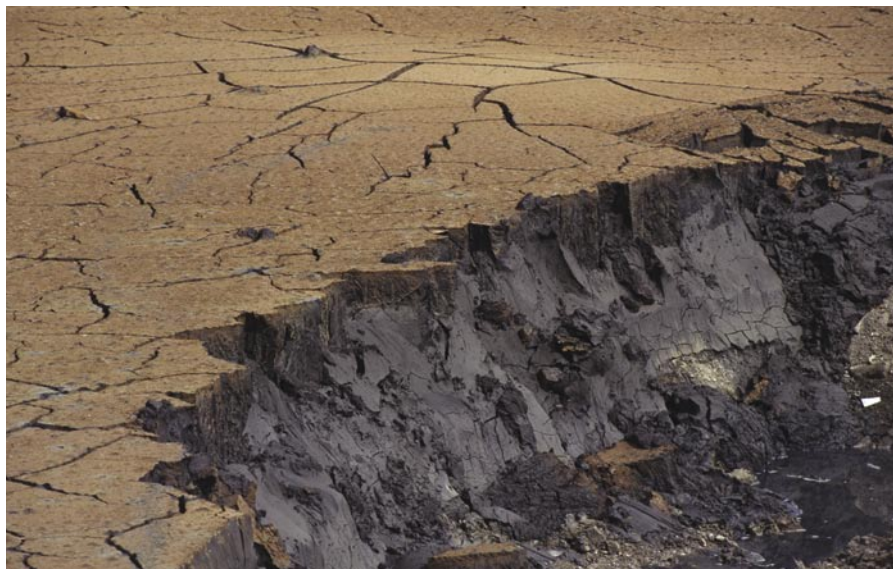


Foto 7. Detalle del horizonte de lodos alcanzado en las proximidades del puente de las Doblas. Foto: CMA.

## REFERENCIAS A LA AFECTACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La contaminación por metales pesados de aguas subterráneas está considerada como un problema ambiental severo, ya que las labores de descontaminación son técnicamente complejas y muy costosas. Para conocer la incidencia del vertido minero sobre el acuífero aluvial se llevaron a cabo una serie de estudios hidrogeológicos desde mayo de 1998 hasta julio del año 2002. Como resultado de dichos estudios (ver Capítulo 6 en este volumen) se puso de manifiesto que la contaminación afectó a algunos pozos excavados en el valle, a los que los lodos entraron directamente por sus bocas. Estos pozos fueron limpiados hasta que se constató la ausencia de contaminación. Además, la lengua de contaminación llegó a afectar al agua subterránea del aluvial del río Agrío en el entorno de la balsa minera, aunque es preciso considerar que éste ya se encontraba contaminado por elementos traza tiempo antes del accidente de Aznalcóllar. Las rápidas labores de retirada de lodos, así como los posteriores trabajos sobre los suelos, previno de manera efectiva el que las aguas subterráneas fueran afectadas en mayor grado, como así se puso de manifiesto en sucesivos análisis de control.



De esta forma se trataba de evitar la anegación de zonas de cultivo y de interés natural, consiguiéndose paralizar el avance de las aguas contaminadas a las puertas de Doñana.

Con respecto a los efectos sobre la fauna y la flora, resultaron degradados todos los hábitats que conformaban el cauce del río y sus riberas, siendo la incidencia mayor sobre la fauna piscícola. De hecho en los primeros días se produjo la desaparición de la totalidad de la fauna acuática (principalmente carpas, albures y barbos, aunque también ranas y cangrejos). Los animales murieron por asfixia, debido a la fina granulometría de los lodos. Sin embargo, la repercusión para las aves no fue demasiado importante, los ejemplares adultos no tuvieron dificultad para ponerse a salvo, aunque las puestas sí fueron afectadas por la inundación; así se recogieron y pusieron a salvo 797 huevos, 23 de nidos y 17 aves vivas. En el área afectada se recogieron 11 aves muertas y numerosos huevos rotos.

Es de interés recordar que el bosque de ribera del río en el momento del accidente ya presentaba un avanzado nivel de degradación como resultado de roturaciones históricas, invasión del cauce por cultivos, tala y sobrepastoreo.

La gravedad de los acontecimientos propició la pronta respuesta de las administraciones, tanto regionales como de la nación. En las primeras horas tras el accidente se constituyó en Sevilla un **Centro para el Seguimiento de la Emergencia** con la participación del Delegado del Gobierno de la Junta de Andalucía en Sevilla, el Delegado Provincial de Medio Ambiente, así como otras delegaciones provinciales, al tiempo que se le comunicó a la situación a los municipios afectados. Se pusieron en marcha las primeras medidas de choque, dirigidas a evitar la entrada de aguas del río Guadiamar en el Parque Nacional de Doñana y en las zonas agrícolas circundantes, reforzando y protegiendo las márgenes del río en el Brazo de la Torre, Dehesa de Abajo



Figura 2. Estructura organizativa creada en el seno de la Consejería de Medio Ambiente para el desarrollo de las distintas líneas de trabajo y programas de actualización establecidos en la Estrategia del Corredor Verde. Fuente: elaboración propia.

y canales de conexión con fincas agrícolas; al mismo tiempo se levantaba una escollera de contención en la zona fracturada de la balsa para evitar que prosiguiera la salida de los materiales contenidos en ella.

La tarde del mismo 25 de abril se producen contactos entre la administración ambiental andaluza y la del estado, al objeto de establecer desde el primer momento medidas coordinadas. Pocos días después el Presidente de la Junta de Andalucía y la Ministra de Medio Ambiente acuerdan crear un órgano de coordinación entre la Administración del Estado y la Junta de Andalucía, dicho órgano se crea el 1 de mayo y ubica su sede en la Delegación del Gobierno de la Junta de Andalucía en la ciudad de Sevilla.

El lunes 27 de abril la riada estaba controlada y las conexiones con zonas de cultivo y naturales selladas, salvándose nuevas áreas del aluvión contaminante. Con rapidez se estableció un dispositivo para la retirada de peces muertos y para el seguimiento de la avifauna, en el que colaboró personal voluntario, en total se retiraron más de 30.000 kilogramos de animales acuáticos (Foto 8).

Siguiendo las indicaciones del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) se cerró completamente el muro de retención del Lucio del Cangrejo y se inician estudios sobre posibles técnicas de depuración físico-química de los 2 Hm<sup>3</sup> de agua contaminada embalsada en Entremuros.

Paralelamente se puso en marcha el **Sistema de Vigilancia y Control Ambiental** de la Consejería de Medio Ambiente, realizándose tomas de muestras desde tierra y por los barcos de vigilancia ambiental AMA V y AMA VI, desplazados a la zona. El Programa de control y seguimiento de la calidad ambiental se encargó de vigilar diversos parámetros en aguas (superficiales y subterráneas, fluviales y litorales) y sedimentos, medio atmosférico (véa-



Foto 8. Labores de recogida de fauna afectada. Foto: CMA.

se AIRE, página siguiente), suelos, flora y fauna. Por su parte, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir inicia un sistema de control de las aguas superficiales y subterráneas, así como de medición de los aforos para prevenir posibles desbordamientos de los muros de contención. La Consejería de Salud de la Junta de Andalucía (véase SALUD, página siguiente) pone en marcha un dispositivo de vigilancia sanitaria sobre las aguas y alimentos, así como un completo seguimiento epidemiológico. Se prohíben las actividades agrarias y se retiran todas las cosechas de las zonas afectadas, así como también se prohíben la ganadería, la caza, la pesca y el marisqueo.

Tabla 2. Seguimiento de la calidad ambiental, muestreos realizados. Fuente: OTCV.

|                        | AGUAS SUPERFICIALES | SUELOS | AIRE   | VEGETACIÓN | FAUNA |
|------------------------|---------------------|--------|--------|------------|-------|
| Puntos de muestreo     | 25                  | 3.000  | 18     | 60         | 25    |
| nº de análisis         | 4.300               | 3.000  | 6.000  | 210        | 1.600 |
| Parámetros controlados | 22                  | 8      | 9      | 10         | 5     |
| Total determinaciones  | 65.300              | 22.000 | 28.000 | 1.800      | 4.500 |
| Especies analizadas    | -                   | -      | -      | 10         | 16    |
| Individuos analizados  | -                   | -      | -      | -          | 800   |

## AIRE

La Consejería de Medio Ambiente estableció una red de vigilancia y control de la calidad del aire, fijando especial atención en los núcleos de población de la zona afectada. Al mismo tiempo que se estableció una red de puntos de muestreo fijos en los municipios de Villamanrique de la Condesa, Huévar, Isla Mayor, Benacazón y Sanlúcar la Mayor, otra unidad móvil de inmisión iba rastreando la calidad del aire en aquellas localizaciones donde se sospechaba podrían producirse episodios de contaminación aérea.

Se midió la concentración de partículas totales en suspensión, para luego ser analizados los contenidos en metales pesados de dichos materiales. Se tomaron como valores de referencia las especificaciones de la Organización Mundial de la Salud en el caso de elementos traza como el arsénico, así como los límites de referencia utilizados en evaluaciones de exposición laboral.

Hay que tener presente que el tránsito de camiones fue incesante durante varios meses (el periodo más crítico fue el comprendido entre mayo del 98 y enero del 99), propiciando la presencia de material particulado en suspensión. Con respecto a los contenidos en metales pesados de este material particulado se pudo afirmar que no aparecieron valores que advirtieran de peligro para la salud de los habitantes de la zona, estando muy por debajo de las concentracio-

nes máximas recomendadas por la OMS o los niveles de referencia de exposición laboral.

Sólo excepcionalmente se superaron los límites establecidos en cuanto a partículas en suspensión y siempre de manera muy localizada.

La tabla 3 muestra los resultados de una de las últimas medidas realizadas.

En el caso del Cu, Zn e Fe no había establecidos valores guía, en cuanto al As y el Pb se observa como los valores estaban muy por debajo de lo aconsejado. El material particulado se encontraba por debajo del valor orientativo de los 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En líneas generales, los resultados de presencia de partículas en suspensión estuvieron por debajo de los límites legales establecidos, salvo en cinco ocasiones entre los meses de agosto, octubre y noviembre de 1998, en los que se superaron puntualmente en algunas estaciones de medida. Una vez finalizados los trabajos de retiradas de lodos se produjo un descenso importante de los valores hasta niveles considerados como normales para la zona. Entonces se redujeron las estaciones de medida hasta cinco, para luego - en marzo de 1999- reducirse a tres. A finales de ese año la red se dismanteló, una vez comprobada la no existencia de peligro para la salud de las personas ni del medio ambiente.

Tabla 3. Valores de una de las últimas mediciones realizadas para evaluar la calidad del aire. Como valores de referencia se toma las 0.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Pb (como media anual) y el valor para el As de 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , considerado como valor indicador de riesgo de cáncer para 1.5 personas por cada mil sometidos a una exposición de por vida. Tomado de la memoria de actuaciones de abril de 1999 de la Comisión de coordinación para la recuperación de la Cuenca del Guadiamar Gobierno-Junta de Andalucía.

| POBLACIÓN                       | Partículas ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | As ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Cu ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Fe ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Pb ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |
|---------------------------------|---|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Villamanrique de la Condesa     | 64                                      | 0.0054                          | 0.0410                          | 2.2073                          | 0.0580                          |
| Huévar                          | 44                                      | 0.0110                          | 0.0265                          | 0.3739                          | 0.0108                          |
| Sanlúcar La Mayor (Los Ranchos) | 74                                      | 0.0127                          | 0.0643                          | 5.6112                          | 0.1347                          |
| Aznalcázar                      | 45                                      | 0.0079                          | 0.0249                          | 0.7353                          | 0.0187                          |
| Aznalcóllar-Las Erillas         | 40                                      | 0.0040                          | 0.0323                          | 1.3649                          | 0.0280                          |

## SALUD

Poco tiempo después del accidente, la Consejería de Salud de la junta de Andalucía puso en marcha una serie de actuaciones encaminadas a la protección de la salud de las personas que habitaban en el área de influencia del vertido. Concretamente se activaron tres programas.

1. Programa de Vigilancia Epidemiológica
2. Programas para el control sanitario de las aguas de consumo
3. Programas de control alimentario

Tabla 4. Niveles medios de metales en sangre y valores de referencia.

| METAL                                      | ZONA NO AFECTADA              | ZONA AFECTADA                 | VALOR DE REFERENCIA LABORAL      | VALORES DE REFERENCIA EN POBLACIÓN GENERAL  |
|--|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|---|
| <b>CADMIO</b><br>(µg/L)<br>sangre total    | 0,142<br><br>(0,128-0,157)    | 0,187<br><br>(0,161-0,217)    | >5 µg/L, exposición excesiva [2] | 1,58-3,82 µg/L, en 371 mujeres, Japón [1]<br>1-4 µg/L, en adultos sanos [2]<br>0,3-1,2 µg/L (no fumadores) ; 0,6-3,9 µg/L (fumadores) [3]<br>1 µg/L (no fumadores, adultos) [4]<br>0,1-1,7 mg/L [5]<br>0,7 µg/L (valor medio, no fumadores) [6] |
| <b>NÍQUEL</b><br>(µg/L)<br>sangre total    | 11,748<br><br>(11,097-12,438) | 13,563<br><br>(12,582-14,619) | ---                              | 0,6-7,5 µg/L (en suero) [7]<br>1,3-3,3 µg/L [5]<br>sangre = suero x 2 [2]   |
| <b>MANGANESO</b><br>(µg/L)<br>sangre total | 13,153<br><br>(12,642-13,685) | 13,469<br><br>(12,767-14,209) | < 10 µg/L [11]                   | 3,9-15 µg/L [2]<br>4-14 µg/L [8]<br>2,6-15,1 µg/L [9]<br>7,1-10,5 µg/L [5]<br>7-12 µg/L [10]  |

[1] Ikeda M, Watanabe T, Zhang ZW, Moon CS, Shimbo S. The integrity of the liver among people environmentally exposed to cadmium at various levels. *Int Arch Occup Environ Health* 69, 379-385, 1997.

[2] Baselt, RC. *Biological Monitoring Methods for Industrial Chemicals*. Biomedical Publications, Davis, California. 1980.

[3] Laboratory Corporation of America. Holdings and Lexi, Comp. Inc. ([www.labcorp.com/datasets](http://www.labcorp.com/datasets))

[4] Ewers V, Krause C, Schulz C, Wilhelm M. Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. *Int Arch Occup Environ Health* 72, 255-260. 1999

[5] Minoia C, Sabbioni E, Apostoli P et al. Trace element reference values in tissues from inhabitants of European Community. I. A study of 46 elements in urine, blood and serum of Italian subjects. *Sci Tot Environ* 95, 89, 1990.

[6] Staessen J, Yeoman N, Fletcher A et al. Blood cadmium in London civil servants. *Int J Epidemiol*, 19, 362, 1990.

[7] Schaller KH et al. Nickel. *Handbook on metals in clinical and analytical chemistry*. HG Seiler et al. (eds.) Marcel Dekker, New York, 505-518 (1994)

[8] ATSDR. *Toxicological Profile for Manganese*, 2000.

[9] Bader M, Dietz MC, Ihrig A, Triebig J. Batteries. *Int Arch Occup Environ Health*, 72, 521-527, 1999.

[10] Oberdoester G, Cherian G. Manganese. En: *Biological Monitoring of Toxic Metals*. Rochester Series on Environmental Toxicity. Th Clarkson, L Friberg, G Nordberg, P Sager (eds). Plenum Press, New York, 1988. [11] Lauwerys R, Hoet P. *Industrial Chemical Exposure. Guidelines for Biological Monitoring*. 2nd ed. Lewis Publishers, Boca Raton, 1993.

Tomado del informe: "Niveles de metales pesados en la población andaluza: comparación con la población de la zona de influencia del accidente minero de Aznalcóllar".

2

Intentándose cubrir aspectos como la identificación y características de los contaminantes del vertido en las zonas y poblaciones potencialmente afectadas, así como los riesgos sanitarios implícitos a esta contaminación. Es preciso recordar que tras el vertido fueron numerosas las voces que se alzaron alarmadas por la posible incidencia de la contaminación sobre la salud de las personas. Tras el análisis inicial, los técnicos concluyeron que la población de localidades cercanas a la zona afectada no se encontraba expuesta a los contaminantes del agua o de los lodos vertidos (siempre que no hubiera ingestión de alimentos y agua contaminados, así como se prohibiese la manipulación de lodos). La única exposición clara la podían tener los trabajadores que efectuaron la limpieza, por exposición al material particulado que se suspendía en la atmósfera como consecuencia del trasiego de camiones y de las labores de trasvase de materiales y deposición en la corta de Aznalcóllar, principalmente. Para los trabajadores se establecieron ciertas normas de seguridad así como controles sanitarios previos al comienzo de su trabajo. Estos incluían (de acuerdo con las recomendaciones de la Comisión Asesora de la Consejería de Salud)

un estudio de los niveles en sangre y orina de los principales metales presentes en los lodos, comparando la población de la zona con la población andaluza.

Como conclusiones de los estudios realizados se desprendió que la población general andaluza presentaba unos "niveles de impregnación" de cadmio, níquel y manganeso que, en todos los casos, se encontraban dentro de la normalidad en comparación con los datos publicados tanto para población general como laboral. Además, en la población de la zona afectada por el vertido, los resultados obtenidos se situaban también, en todos los casos, por debajo de los valores de referencia.

Aunque los niveles más altos de cadmio y níquel en la población que vivía en el área de influencia del vertido con relación a los de la zona no afectada podrían sugerir una exposición diferente entre dichas poblaciones, los datos disponibles no permitían establecer una relación de causalidad clara. Estas diferencias podrían estar también relacionadas con otros factores, básicamente derivados de la contaminación ambiental y/o de la dieta.

La movilización de las administraciones públicas ante la catástrofe también se reflejó en una intensa actividad legislativa y normativa de emergencia, dado lo excepcional de la situación y de que la mayor parte de la superficie afectada era de propiedad privada. Sólo en los tres primeros meses desde la rotura de la balsa, la Junta de Andalucía promulgó 18 normas específicas: 3 decretos, 3 acuerdos del Consejo de Gobierno, 9 órdenes y 3 resoluciones de distintas consejerías. En todo el año 1998 fueron 31 las normas promulgadas: 2 leyes, 4 decretos, 5 acuerdos del Consejo de Gobierno, 16 órdenes y 4 resoluciones. Durante el año 1999 se le sumaron 5 disposiciones más, y otras tantas en el año 2000.

El día 28 de abril quedó constituido el **Gabinete de Emergencia**, compuesto por los Consejeros de Presidencia, Gobernación, Trabajo e Industria, Agricultura y Pesca, Salud y Medio Ambiente y, a requerimiento del Consejero de Medio Ambiente, se creó un comité científico técnico con miembros de distintas Universidades, Estación Biológica de Doñana y otras entidades científicas.

El miércoles 29 de abril se constituyó, bajo la dirección del presidente del CSIC, el grupo de expertos de este organismo, y de otros colaboradores, sobre la emergencia ecológica del río Guadiamar para el seguimiento

de la zona afectada y el asesoramiento de las actuaciones inmediatas a llevar a cabo.

Las funciones de la Comisión Mixta de Coordinación entre la Administración del Estado y la Junta de Andalucía se centraron de manera prioritaria en el seguimiento, impulso y coordinación de las medidas de recuperación, para lo cual se constituyeron una serie de grupos de trabajo sectoriales:

- Grupo de seguimiento de minas (que se encargaría de supervisar los trabajos de sellado de la balsa siniestrada y demás actuaciones de urgencia en el entorno minero).
- Grupo de retirada de lodos y recuperación de suelos (centrado en las labores de retirada de los lodos del cauce y de los terrenos afectados).
- Grupo de aguas y hábitats (encargado del seguimiento de aguas y sedimentos, así como de evaluar los efectos sobre la flora y la fauna).
- Grupo de agricultura (encargado de evaluar los daños agrícolas, análisis de los suelos y eliminación de las cosechas de las zonas afectadas).
- Grupo de seguridad (encargado de vigilar la seguridad de las personas y de los bienes).
- Grupo de salud (con el cometido de realizar un control y seguimiento de alimentos, aguas de consumo, control epidemiológico y establecimiento de normas de salud laboral para evitar riesgos sobre la población).

Por Acuerdo del Consejo de Gobierno de 12 de mayo de 1998 se aprobaron las Bases del Plan de Actuación del gobierno regional que tuvo como objetivos generales los siguientes 12 programas de trabajo:

- De comunicación e información.
- De elaboración de un catálogo de riesgos potenciales y protocolo de actuación.

- De control y seguimiento sanitario.
- De control y seguimiento de la calidad ambiental.
- De regeneración de los terrenos afectados.
- De delimitación del Corredor Verde y su figura de planeamiento.
- De regeneración de la cuenca fluvial y terrenos afectados.
- De recuperación de la actividad laboral.
- De normalización de la actividad pesquera.
- De participación ciudadana.
- De investigación.
- Para el estudio y adaptación de la normativa de residuos.

Mientras se adoptaban las primeras medidas de emergencia, los equipos científicos y técnicos evaluaban los riesgos que se derivaban de la situación, proponiendo las actuaciones más idóneas para contrarrestar los efectos del vertido.

El Decreto 110/1998 de 26 de mayo del Gobierno andaluz creó una Comisión Interdepartamental para el impulso, dirección, coordinación y seguimiento de las medidas destinadas a la protección de las personas y bienes, así como la agilidad y eficacia de los trabajos de regeneración de la zona afectada. Dependiente de esta Comisión se creó una Oficina Técnica donde se centralizaron los trabajos.

Uno de los programas incluidos en este plan fue el referido a la comunicación e información para satisfacer la inmensa demanda informativa y participativa de las poblaciones afectadas y de la sociedad en general. Dos días después del accidente, la Consejería de Medio Ambiente abrió una página Web con diversos conte-

nidos, entre ellos informes diarios de análisis de aguas y sedimentos, recogida de peces, incidencia en la avifauna y actuaciones de regeneración. En tan sólo unos días se registraron cientos de miles de consultas.

Las inversiones realizadas entre 1998 y 2003 superaron los 165 millones de euros (Tabla 5).

Tabla 5. Cuadro de inversiones llevadas a cabo entre 1998 y 2003 en el Corredor Verde del Guadiamar. Fuente: OTCV.

| INVERSIONES (€)                                    |                       |
|--|-----------------------|
| 1ª fase retirada de lodos                          | 43.311.886,35         |
| Enmiendas y 2ª fase retirada lodos                 | 14.518.694,45         |
| Adquisición de tierras y expropiación              | 66.173.604,28         |
| Restauración ecológica                             | 22.022.461,45         |
| Uso público y educación ambiental                  | 6.355.377,20          |
| Control y seguimiento de la calidad ambiental      | 4.574.365,07          |
| Gastos de investigación                            | 5.550.226,14          |
| Asistencias técnicas y actividades complementarias | 2.889.646,65          |
| <b>TOTAL</b>                                       | <b>165.396.261,58</b> |

## PROGRAMA DE REGENERACIÓN DE LOS TERRENOS AFECTADOS

La decisión de emprender la retirada de lodos, y la regeneración de los terrenos afectados se adoptó con la intención de frenar la expansión de los efectos contaminantes del vertido. No fue una decisión fácil, tanto por la magnitud de los daños como por la inexistencia de precedentes de situaciones similares. Pero no cabía duda

de que se trataba de una medida totalmente necesaria para garantizar una óptima restauración ambiental, así como de la seguridad de las personas (Fotos 9 a 11).

La planificación de los trabajos de retirada se basó en un diagnóstico integral de la situación, realizado con una celeridad inusitada, gracias a la dedicación de numerosos especialistas y, también, al uso de tecnologías avanzadas. Científicos y técnicos recomendaban que se iniciara la retirada de lodos a la mayor brevedad posible, ya que las lluvias otoñales podrían agravar aún más la situación, en el caso de que los lodos no hubieran sido retirados para entonces. De hecho, en prevención de que esas lluvias fueran intensas y arrastraran material contaminado aguas abajo, se diseñó un sistema de diques de retención formado por una serie de 15 obras transversales desde la confluencia de los ríos Agrio y Guadiamar hasta el puente de los Vaqueros en la zona de Entremuros (Foto 12). Los diques consistieron en pantallas de gaviones de piedra de parámetro vertical y fijados en el sentido de la corriente por pilotes de madera de eucalipto



Foto 9. Labores de retirada manual de lodos y suelos contaminados: Foto: CMA.



2

colocados al tresbolillo para evitar el deslizamiento de la pantalla. Para evitar la correspondiente socavación por erosión en el estribo y al pie de aguas debajo de la pantalla se estabilizaron mediante el aporte de una capa de escollera.

La recogida de lodos se inició el 3 de mayo, 8 días después del accidente. En primer lugar se procedió a la división de los más de 60 km de cauce afectados, en tres tramos con distintos responsables de obras. El tramo norte, desde la mina hasta el puente de Las Doblas, correspondió a Boliden Apirsa, S.I.; la limpieza del cauce y la ribera del tramo sur a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y el resto, incluyendo Entremuros, a la Junta de Andalucía (el 73% de la superficie total).

La coordinación de los trabajos se aseguró mediante una Comisión Tripartita (Administración Central, Auto-



Foto 10 y 11. Labores de retirada mecánica de lodos en el cauce del río Guadamar.  
Foto: CMA.





nómica y empresa minera), responsable igualmente del seguimiento y evaluación de las labores de limpieza.

Los trabajos duraron unos siete meses, hasta el 30 de noviembre. En total se extrajeron unos 7 millones de metros cúbicos de lodos y tierras contaminadas, que fueron depositados en la antigua corta de la mina de Aznalcóllar, tras los informes pertinentes de viabilidad aportados por el Instituto Tecnológico Geominero (Foto 13).

La limpieza de cauces y márgenes supuso un reto importante. Buena parte del cauce permaneció durante meses cubierto de aguas, por lo que las labores de limpieza eran muy complejas, hubo que esperar al verano para que estas labores resultaran más fáciles de acometer. Aquellos fragmentos anegados, incluso en verano, fueron sometidos a un proceso de drenado y desecación al objeto de que la maquinaria pesada pudiera operar con eficacia. Los taludes fueron limpiados con especial cuidado de no interferir con la morfología del propio río (Foto 14).

Mención aparte requirieron las acciones sobre las gravas abandonadas, sobre ellas se acumularon grandes cantidades de lodos, por lo que tuvieron que ser objeto de una más intensa labor de limpieza, sobre todo por el hecho de que estas zonas eran puntos vulnerables como lugares de posible contaminación a los acuíferos sobre las que se ubicaban.



Foto 13. Vertido de materiales contaminados en la antigua corta minera de Aznalcóllar. Foto: CMA.



Foto 14. Labores de limpieza y acondicionamiento de taludes. Foto: CMA.

Tabla 6. Cuadro de efectivos utilizados en la retirada de los lodos. Fuente: OTCV.

| CONCEPTO  | MÁXIMO     |
|---|------------|
| Número total de camiones utilizados                           | 491        |
| Personal (técnicos, maquinistas, conductores y mantenimiento) | 868        |
| Nº unidades maquinaria (excluidos camiones)                   | 154        |
| Kilómetros totales recorridos                                 | 16.998.684 |
| Media de kilómetros recorridos por cada camión                | 70.077     |
| Total días trabajados   | 208        |

Foto 12. Represa construida con objeto de que retuviera lodos y sedimentos contaminados en caso de lluvias intensas. Foto: CMA.

Foto 15. Marca dejada por el vertido en una encina que sobrevivió a la riada tóxica. Foto: F. Carrascal.



## LA RECUPERACIÓN DE UN HUMEDAL DEGRADADO (LA GRAVERA DE LAS DOBLAS) MEDIANTE LA APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BIOINGENIERÍA

Las graveras de las Doblás (Figura 3), antes de la restauración ambiental llevada a cabo en el Corredor Verde del Guadiamar, era uno de los enclaves más degradados de este río. Primero fue explotada como gravera para la extracción de áridos y, tras su abandono, como vertedero incontrolado de escombros. En esta zona, dada su morfología particular, se acumularon hasta 4 metros de espesor de lodos, por el efecto tapón del puente de la antigua N-431, así como abundantes aguas ácidas, retenidas en los huecos de la antigua explotación de áridos. Por ello esta zona tuvo que ser objeto de un tratamiento específico.

Entre las actuaciones llevadas a cabo se realizaron im-

portantes obras de limpieza general y retirada de escombros, así como de adecuación de la topografía de las áreas de extracción para transformar lo que eran estanques artificiales en lo que serían hábitats idóneos para el asentamiento de comunidades vegetales y faunísticas propias de los medios fluviales y palustres.

Dentro de las actuaciones de acondicionamiento se reforzaron los taludes y, para favorecer una mayor estabilidad y desarrollo vegetal de las márgenes, se procedió a la suavización, estableciendo como perfil tipo una pendiente de 45°. Los taludes se reforzaron (Foto 16, Figura 4) mediante la instalación de una empalizada de madera recubierta de fibra vegetal (malla de coco, Fo-

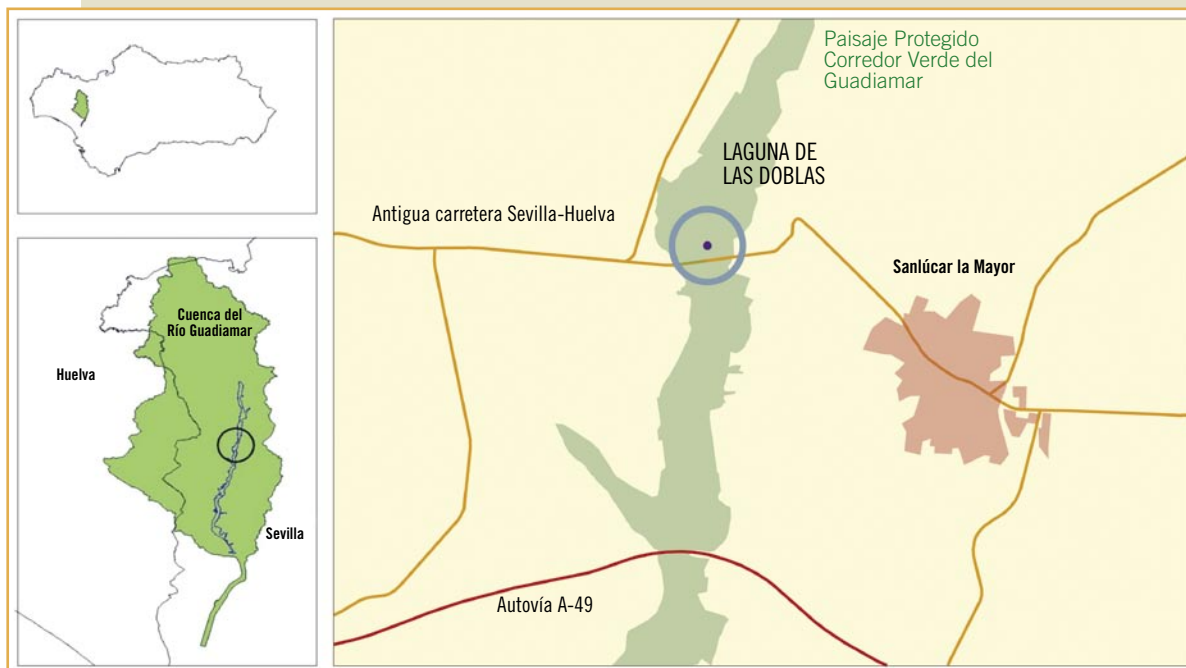


Figura 3. Mapa de localización de los equipamientos de Uso Público de las Doblás, término municipal de Sanlúcar la Mayor. Fuente: elaboración propia.

to 17, página siguiente) con el doble objetivo de evitar la erosión del oleaje e impedir la entrada de arrastres de tierras. Al mismo tiempo se construyeron aliviaderos para mantener la entrada de agua desde el río en condiciones de seguridad, de manera que en el muro exterior de las graveras se acondicionó un punto de entrada y otro de salida situado en el extremo sur. La capacidad de drenaje de estas obras se calculó para la avenida correspondiente a un período de retomo de 50 años.

Como conclusión a los trabajos de restauración se procedió a la plantación de márgenes con especies propias de ribera: álamos, sauces, fresnos, tarajes, adelfas y otras. En las zonas más altas se plantaron especies mediterráneas tanto de porte pequeño como de mediano tamaño.

La reducción de la altura de la lámina de agua, con una profundidad máxima de 1,5 m respecto a la cota de salida del aliviadero, permitió un rápido proceso de recolonización de vegetación natural en las orillas, formada fundamentalmente por carrizos.

La recuperación vegetal propició en poco tiempo la animal. Así, entre los elementos de la fauna más fáci-

les de observar hoy se encuentran las aves, las cuales la han recolonizado de manera notable en pocos años. En las aguas de la laguna artificial, y en la vegetación lacustre asociada, encuentran cobijo pequeños pájaros como las cogujadas o las terreras, numerosas

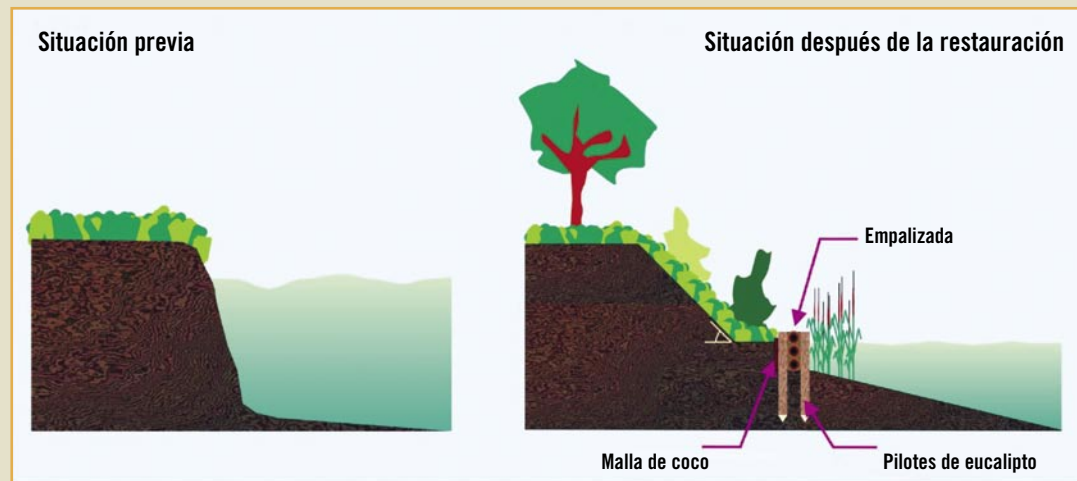


Foto 16 y Figura 4. Labores de estabilización y refuerzo de taludes en la laguna artificial de las Doblas. Foto y esquemas: CMA.



Foto 17. Empalizada con malla de coco. Foto: CMA.

especies de anátidas, ánsares, zancudas como la garza real o las cigüeñas blanca y negra, así como auténticas joyas como el bello martinete o el singular martín pescador.

En suma, la restauración de las graveras ha permitido su conversión en sistemas semi-naturales en los que el sustrato de limos y arenas, y la vegetación que en ellos se han acomodado, facilitan un proceso natural de autodepuración de las aguas, las cuales albergan una cada vez más nutrida población de pequeños invertebrados, peces y anfibios con los que el Corredor Verde del Guadiamar ve incrementado sus mermados índices de biodiversidad.

En paralelo a estas actuaciones se ha primado en el proceso de restauración aspectos relacionados

con el Uso Público como mecanismo idóneo para que reviertan a los ciudadanos las actuaciones que la administración ejecuta en el medio natural. Se sabe que entre los equipamientos más demandados se encuentran las áreas recreativas. Así, el área recreativa de las Doblas, anexa a la laguna artificial, cumple una doble función; por un lado, al estar ubicada en un humedal recuperado aporta una importante dimensión educativa y formativa, y por el otro, por estar dotada de un completo mobiliario de barbacoas, bancos, contenedores y paneles explicativos facilita el contacto directo con la naturaleza a escasa distancia de importantes entornos urbanos de la cuenca de río Guadiamar.

Como singular complemento, desde el área recreativa se accede por medio de una pasarela de madera de más de 200 m de longitud a una pequeña isla artificial, lugar idóneo para la observación de las aves. Esta pasarela (Foto 18), apoyada sobre postes de más de 5 m sobre el fondo de la laguna, permite un agradable paseo sobre la lámina de agua, al mismo tiempo que el disfrute de la belleza del paisaje y de la naturaleza.



Foto 18. Vista de la laguna y pasarela de madera. Foto: CMA.



Foto 19. Labores de adecuación de márgenes en el Vado del Quema al objeto de reducir la erosión del río en momentos de avenidas. Foto: CMA.

Finalizada la primera limpieza, en la que se consiguió retirar la mayor parte de los contaminantes, la Consejería de Medio Ambiente hizo un diagnóstico de la situación, dictaminando la necesidad de realizar una nueva limpieza en la zona asignada a Boliden Apirsa, S.L. Esta tuvo que ser asumida por la Junta de Andalucía, ante la negativa de la empresa a seguir asumiendo costes. Los últimos trabajos de relimpieza de la zona norte y de Entremuros se prolongaron durante el año 2000.

El agua embalsada en la zona de Entremuros fue tratada por una depuradora construida al efecto. Hasta tres meses después del accidente, el día 24 de julio, no se inició el desembalse, una vez ya depurada, a las marismas del Guadalquivir. A mediados de septiembre se concluyó el tratamiento y desembalse de aguas, desmontándose los equipos y las infraestructuras (Foto 20).

Tras la depuración de las aguas, la zona fue objeto de actuaciones de recuperación en los últimos meses de 1998, que consistieron en la retirada de toda la vegetación y de la capa superficial del suelo.

Además de las actuaciones en el cauce y zonas dañadas por el accidente, se plantearon otra serie de medidas dirigidas a la recuperación y mantenimiento de la calidad de las aguas cuyo ámbito se extendía a toda la



Foto 20. Depuradora para limpieza de aguas ácidas ubicada en Entremuros. Foto: CMA.



Foto 21. Visión de suelos desprovistos de vegetación tras las labores de limpieza y remediación. Foto: CMA.



Foto 22. Labores de acondicionamientos de suelos antes del proceso de reforestación. Foto: CMA.



Foto 23. Acumulación de materiales calizos a emplear en la corrección básica de los suelos. Foto: CMA.

cuenca del río incluyendo medidas de lucha contra la erosión.

Por parte de la empresa minera Boliden Apirsa se indemniza a los agricultores afectados, mientras que la Junta de Andalucía adquiere las tierras por oferta voluntaria de sus propietarios para su adscripción al patrimonio de la Comunidad Autónoma de Andalucía. Esta fue una medida esencial, ya que posibilitó un ágil margen de

maniobra para las medidas que la administración tenía que acometer con carácter de urgencia.

Una vez retirados los lodos y adquiridos los terrenos se procedió a un intenso proceso de caracterización de los suelos, mediante muestreos, análisis y posterior cartografiado de los resultados. El objeto no era otro que el de concretar de manera eficaz las medidas de corrección que sobre ellos había que realizar. Se tomaron muestras de fondo y superficie, así como de aquellos lugares que no fueron afectados para que sirvieran de blancos de referencia. Se evaluó el contenido de metales pesados y otros elementos traza como el arsénico, así como otras variables indicadoras de la naturaleza del sustrato edáfico como el contenido en S, en varias de sus formas, o en nutrientes esenciales para la vegetación como el fósforo o el nitrógeno.

Como resultado de los análisis efectuados se estimaron una serie de medidas correctoras encaminadas a la recuperación de los suelos, los cuales estaban desprovistos de vegetación en su mayor parte (Foto 21), con restos de elementos traza y con un notable desequilibrio edáfico (pH y ausencia de materia orgánica). Además, hay que tener en cuenta que las labores de retirada de lodos tuvo como consecuencia que en múltiples localizaciones se alterara de manera importante el perfil de los suelos, hasta el punto de que no era infrecuente que quedaran totalmente desmantelados los horizontes arcillosos y limosos del lecho del río hasta llegar a las capas de gravas (Foto 22). Esta circunstancia tuvo que ser tenida en cuenta a la hora de planificar las actuaciones de repoblación forestal.

Las principales actuaciones correctoras sobre los suelos se agruparon en tres bloques principales:

- *Tratamiento correctivo de la acidez*, una vez finalizadas las acciones de retiradas de lodos y con el fin de corregir la acidez de los suelos y de las aguas alteradas, dotándolas de la necesaria capacidad amortiguadora ante posibles episodios ácidos, se elaboró un proyecto de realización de enmiendas calizas. Se emplearon restos de espumas de azucareras (en dosis de 3 a 50 Tm/ha, según el estado de los suelos) que

se generaban como consecuencia del proceso de fabricación de pasta de celulosas. Este fue un procedimiento de sumo interés, ya que por un lado se le daba uso a residuos agrícolas generados en la comarca, se compensaba el déficit de materia orgánica existente y, por supuesto, se corregían los importantes desequilibrios de pH ocasionados por el vertido (Foto 23).

- *Tratamiento correctivo de la componente orgánica*, los aportes de materia orgánica buscaban de manera principal el favorecer un ambiente reductor, con la consiguiente proliferación de bacterias reductoras de sulfato, de forma que se consiguiera el paso de sulfatos a sulfuros, altamente estables (Foto 24).

- *Tratamiento sobre la componente inorgánica*, mediante aportaciones de materiales ricos en carbonatos y óxidos de hierro amorfos con el objetivo principal de inmovilizar los restos de arsénico que en el medio pudieran quedar.



Foto 24. Aportes de materia orgánica en la corrección de los suelos.  
Foto: CMA.

Después de esta intensa actividad de corrección edáfica, se volvió a realizar una exhaustiva caracterización de los suelos y se elaboró una detallada cartografía al objeto de delimitar con precisión las zonas que se pudiesen considerar bajo niveles aconsejables de intervención en cuanto a presencia de elementos traza.

## MIRADOR DE LA CÁRCAVA: UNA VENTANA AL CORREDOR VERDE DEL GUADAMAR

El mirador de la Cárcava (Figura 5, página siguiente) es un equipamiento de uso público ubicado en el término de Benacazón, a escasos 300 m del Corredor Verde del Guadamar, construido en el marco de las obras de restauración emprendidas por la Consejería de Medio Ambiente para paliar el desastre minero.

El equipamiento se halla sobre una zona que fue utilizada, primero, como zona de extracción de gravas y, tras su abandono, como vertedero de residuos urbanos y escombros. En 1993, el ayuntamiento de Benacazón procedió a su cerramiento y sellado, pero siguió recibiendo numerosos vertidos

incontrolados. Con el inicio de las obras de restauración del Corredor Verde del Guadamar, y adquirida la propiedad por el ayuntamiento, en el año 2001 se estableció un acuerdo entre el consistorio y la Consejería de Medio Ambiente para la restauración de la zona y su adecuación como mirador, aprovechando las magníficas panorámicas de la vega del río y de la campiña que permite su privilegiada ubicación sobre el reborde del Aljarafe (Fotos 27 y 28, página siguiente).

El mirador se dispone en tres plataformas escalonadas, la última de ellas a modo de plazuela asomada a la vega del río. La parte central está ocupada



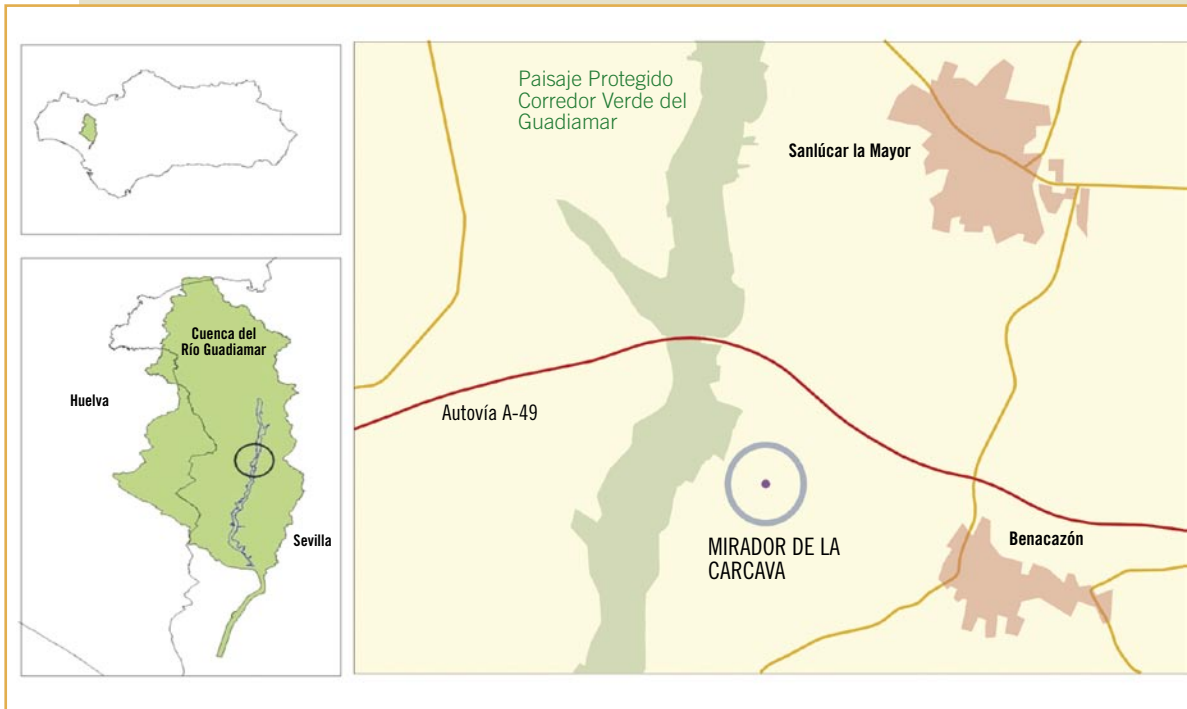


Figura 5. Mapa de localización del mirador de la Cárcava, en el término municipal de Benacazón. Fuente: elaboración propia.

por un bello mosaico que recrea las antiguas “eras” (lugares donde tradicionalmente se aventaba el cereal), representando con piedras multicolores diversas figuras alusivas a las actividades tradicionales de la comarca.

El proyecto de restauración comprendió las siguientes actuaciones:

- Desescombro y retirada de residuos hasta vertedero controlado.
- Reperfilado de los taludes y compactaciones del terreno.
- Construcción de un muro de contención rodeando la base del talud.

- Construcción de un sistema de drenaje en la plataforma superior.
- Recubrimiento de la vertiente con malla natural para facilitar la fijación vegetal.
- Protección del borde de la cornisa y de las zonas ajardinadas con talanqueras de madera.
- Obras de ajardinamiento y señalización.
- Instalación de banquetas y otros elementos para el Uso Público.

La inversión total del proyecto ascendió a un total de 377.210 €, financiados con Fondos FEDER.



Foto 27 y 28. Detalles del estado del mirador antes de la restauración (escombrera abandonada) y después. Fotos: CMA.

2

## BREVE HISTORIA DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL GUADAMAR: SUS ECOSISTEMAS EMERGENTES

### LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO GUADAMAR

Se puede afirmar que la restauración ecológica se entiende como un conjunto de actuaciones a corto, medio y largo plazo, que se dirigen a restablecer el funcionamiento de los ecosistemas degradados, devolviéndolos a unas condiciones dinámicas lo más parecidas posibles a las que le corresponderían de no haber sido afectados por incidencia alguna. En el caso del Guadamar, lo que se pretendió con la restauración fue que el río recuperase sus condiciones originales, previas al accidente minero, pero también previas a las importantes transformaciones que ha sufrido a lo largo de su historia.

Los corredores ecológicos son elementos lineales del paisaje que unen zonas naturales físicamente desconectadas como consecuencia de las transformaciones realizadas por el Hombre. Cumplen una función ecológica muy importante para el mantenimiento de la biodiversidad, ya que reducen el fenómeno de aislamiento y favorecen la dispersión de animales y plantas a través de éstos. Entre los diferentes tipos de corredores ecológicos, los más importantes son los corredores fluviales asociados a los cauces y sus llanuras de inundación, de los que es un inmejorable ejemplo el Corredor Verde del Guadamar.

Aunque sea uno de los ríos menos regulados del territorio andaluz, el río Guadiamar ha soportado, desde antiguo, una intensa intervención por parte de la mano del Hombre. El propio cauce ha estado sometido a numerosas alteraciones, como la eliminación de antiguos brazos, las extracciones de grava, la instalación de barreras transversales y laterales, la invasión agrícola de sus márgenes y la contaminación de sus aguas por vertidos urbanos, industriales y, por supuesto, mineros.

El proyecto de restauración y construcción del Corredor Verde del Guadiamar debía partir necesariamente de tales circunstancias, agravadas sustancialmente por los



Fotos 25 y 26. Muestra del ciclo sequía-inundación del Río Guadiamar, equipamiento de Uso Público de las Doblas. Fotos: F. Carrascal.

efectos del accidente minero de 1998. Aunque apenas existían referencias de experiencias similares sobre restauración de espacios degradados por catástrofes mineras, a la hora de definir los criterios concretos en el caso del Guadiamar se adoptaron diversos marcos conceptuales de amplia aceptación en la comunidad científico-técnica, así como directrices derivadas de diferentes organismos internacionales para la conservación y gestión de humedales, como la Convención Ramsar.

Fue a finales de 1999 cuando comienzan las labores de restauración, propiamente dichas, mediante la reforestación de aquellas zonas ecodinámicamente más estables. El objetivo perseguido fue el de reconstruir una cubierta vegetal equivalente a la que habría existido si el Hombre no hubiera incidido sobre el territorio de manera secular. Para ello se llevó a cabo un ambicioso estudio ecofisiológico sobre las condiciones ambientales óptimas que se deberían recrear. En cualquier caso, desde un principio se estimó la necesidad de atender a los requerimientos que el propio río fuera marcando, apoyado por la circunstancia de que el Guadiamar es de los ríos andaluces con un grado de interferencia hidrogeomorfológica menos pronunciada (sólo posee una presa de entidad, la localizada en el Río Agrio) y de que respondiera con precisión al dictado que el clima mediterráneo le fuera marcando: ciclos regulares de cauce seco con desbordamientos por su llanura aluvial (Fotos 25 y 26).

Para el desarrollo del Proyecto del Corredor Verde se elaboró un documento marco o Plan de Acción denominado la *Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar*, donde se establecieron los fundamentos teóricos, las líneas de trabajo y los procedimientos metodológicos a llevar a cabo por la administración autonómica para gestionar el Patrimonio Natural y Humano de la cuenca del Guadiamar de tal forma que se pudiera conseguir un equilibrio dinámico entre el mantenimiento de la salud de los ecosistemas y la explotación sostenible de los servicios ambientales que estos suministran a la sociedad.

Los principios claves de dicha restauración fueron, por tanto (Figura 6):

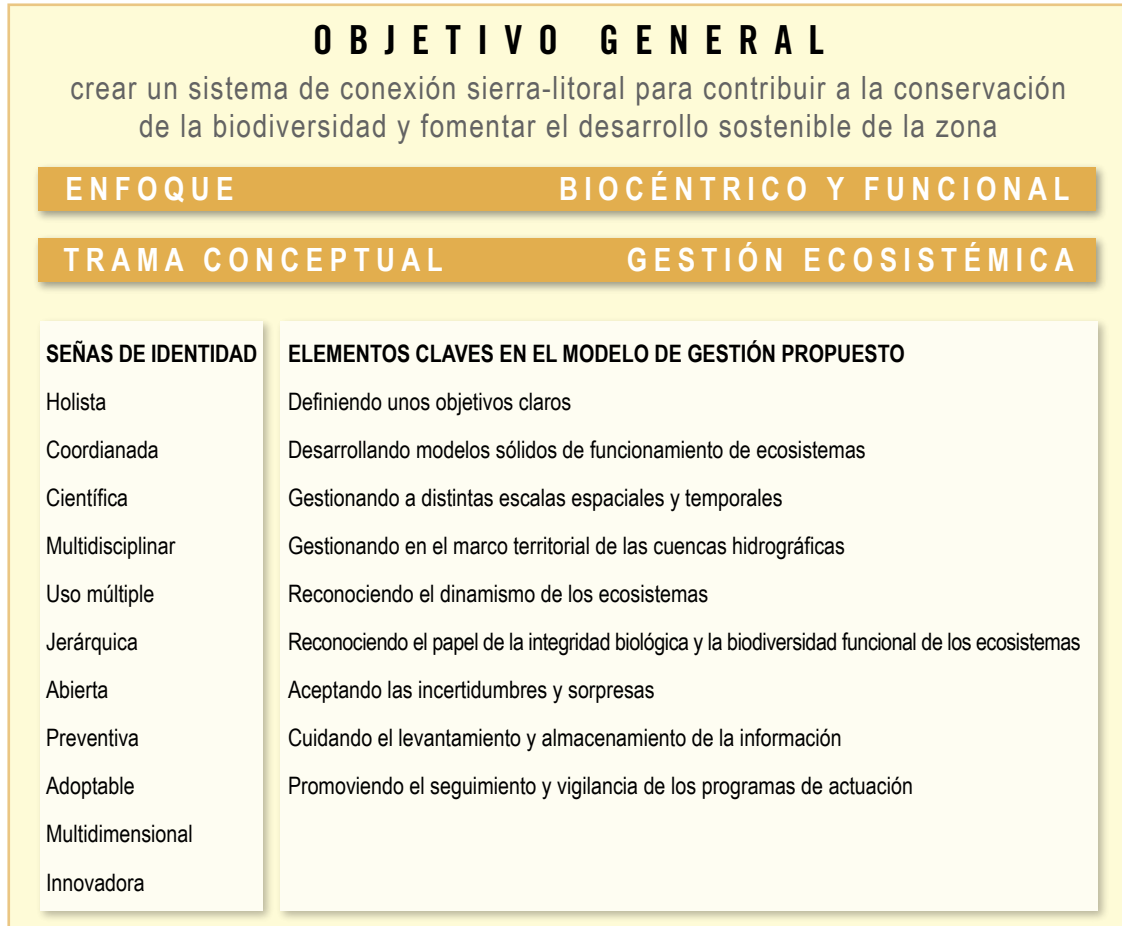


Figura 6. Características básicas que identifican, definen y dan contenido a la *Estrategia del Corredor Verde del Guadamar*. Fuente: elaboración propia.

- Conocimiento científico de la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas a restaurar.
- Elaboración de los proyectos de restauración por equipos multidisciplinares.
- Restauración de los ecosistemas desde diferentes escalas espacio-temporales.
- La orientación de la restauración a los procesos y funciones ecológicas antes que primar cualquier otro elemento determinado del sistema.
- Definición de unos objetivos finales de restauración, que clarifican y den solidez a cada una de las actuaciones propuestas.
- Establecimiento de ecosistemas de referencia, similares a los que se pretenden restaurar.
- Diseño de un programa de seguimiento que permita evaluar las actuaciones e introducir los reajustes necesarios.
- Apoyo de la restauración en un proceso participativo donde se promueve la implicación de las poblaciones locales.

En la propuesta conceptual del proyecto del Corredor Verde del Guadamar se establecieron tres niveles o escalas de trabajo:

- *Río Guadamar afectado* directamente por el vertido minero, con objetivos básicos en la descontaminación de suelos, aguas y organismos tanto del cauce, de la llanura aluvial o de la zona de marismas afectadas y en la restauración de la funcionalidad de los ecosistemas fluviales y de ribera, así como de las marismas de Entremuros.
- En la *Cuenca del Guadamar*, promoviendo un mode-

lo de gestión que propiciara la recuperación del territorio bajo la filosofía de *Un espacio para todos* y la mejora de la calidad de vida de sus habitantes mediante el impulso de estrategias de desarrollo compatibles con la conservación de la integridad ecológica de sus ecosistemas.

- En el *exterior de la propia Cuenca del Guadamar*, mediante la contribución del proyecto al desarrollo de la Red de Espacios Naturales de Andalucía (RENPA) como una verdadera red ecológica funcional y no solo administrativa, al tiempo que sirviera de modelo de planificación-gestión integrada de cuenca mediterránea que pudiera exportarse dentro y fuera de Andalucía.

## ÁMBITOS DE LA RESTAURACIÓN

Dentro del área de trabajo se diferenciaron dos ámbitos por sus características naturales y el modo en el que se vieron afectados por el vertido minero. Por una parte se consideró la zona de las marismas de Entremuros, perteneciente al Parque Natural de Doñana, que resultó afectada fundamentalmente por la retención, durante varios meses, de las aguas ácidas del vertido.

La otra parte correspondió al tramo superior que se extiende desde Entremuros hasta la balsa minera, formada por los terrenos y la llanura aluvial del río Guadamar, los cuales resultaron principalmente dañados por los lodos piríticos.

### Restauración de las marismas de Entremuros

Las actuaciones realizadas en las marismas de Entremuros consistieron en la eliminación de los principales impactos que modificaban el sistema hidrológico de su funcionamiento natural (canalizaciones, caminos, drenajes, etc.), así como en la reconstrucción del micromodelado de caños, vetas, bancos laterales, barras, etc., que habían sido destruidos, primero, por las transformaciones agrícolas y, después, por las tareas de limpieza tras el vertido minero.

Como referencia temporal se consideró la situación exis-

tente a comienzos de los años 50 del pasado siglo, ya que entonces la alteración humana era aún leve, anterior a las principales obras de canalización del Brazo de la Torre y las obras de transformación agrícola del Plan Almon-te-Marismas. En aquellos años, como se puede apreciar en el vuelo de 1956 (Figura 7), sólo estaba construido parcialmente el muro izquierdo para proteger los cultivos de arroz de Isla Mínima. Desde el punto de vista hidrológico este espacio funcionaba como una válvula reguladora de los procesos de desbordamientos y de inundación de las marismas de Doñana. Con caudales normales, el Guadamar vertía al Brazo de la Torre y este último al Guadalquivir. En régimen de avenidas se desbordaba, repartiendo parte de su caudal entre el Brazo de la Torre y el caño Guadamar, que inundaba la marisma Gallega. Aguas abajo, en el meandro conocido como Vuelta de la Arena, arrancaba el caño Travieso, el cual funcionaba como derramadero del Brazo de la Torre en los períodos de crecida inundando las marismas de Doñana.

Sin embargo, cuando se produjo el vertido tóxico, el sistema Guadamar-Brazo de la Torre estaba ya constreñido entre dos muros y el agua fluía por un canal estrecho y rectilíneo, llamado Canal de Aguas Mínimas, que desembocaba directamente en el Guadalquivir, aislándolo, por tanto, de los brazos de la marisma.



Figura 7. Par de fotografías aéreas (1956-2001) que muestran el grado de transformación de las marismas del Guadalquivir en la margen derecha del río Guadamar. Fuente: CMA.

Las actuaciones de restauración del sistema hidrológico consistieron, básicamente, en la recuperación de más de 15 km del antiguo cauce del Brazo de la Torre y del Caño Travieso, el relleno de canales de riego y de drenaje de antiguas tablas de arroz, la eliminación de sistemas de bombeo y obras de derivación de aguas para riego y la permeabilización de los dos vados que cruzan Entremuros (Foto 29).

En cuanto a la restauración vegetal se descartó una posible replantación generalizada de las más de 1.600 ha de la zona, optándose por facilitar la recolonización natural de la vegetación marismeña. Para impulsar este proceso se llevaron a cabo plantaciones de pequeñas parcelas con plantas de saladares características de la zona para que funcionaran como áreas de dispersión.



Foto 29. Ejemplo de permeabilización de vados. Foto: CMA.

Las obras de restauración están permitiendo que las marismas de Entremuros recuperen la funcionalidad y la diversidad de hábitats que tenía en los años 50 y que, pese al breve tiempo transcurrido, los ecosistemas restaurados estén experimentando un acelerado proceso de maduración.

### Restauración de la llanura aluvial del río Guadamar

La restauración de los ecosistemas de la llanura aluvial que se vieron afectados por los lodos piríticos se concretaron en el diseño y construcción de un auténtico corredor ecológico fluvial. El proyecto de restauración se centró en la recuperación, por una parte, de la dinámica del sistema fluvial y, por otra, de los hábitats naturales y los paisajes de ribera. Como ya se ha apuntado, el cauce del Guadamar fue objeto en el pasado de numerosas transformaciones anteriores al vertido, que le hicieron perder su variedad morfológica (meandriforme, cauces entrelazados y comportamiento divagante), convirtiéndolo en un río estructuralmente más simple, casi restringido a un solo cauce principal con un trazado rectilíneo (Fotos 30 y 31, página siguiente).

La adquisición de las propiedades afectadas por el vertido minero permitió plantear la restauración funcional del sistema fluvial con un enfoque ambicioso, considerando la totalidad de dicho sistema hasta los límites externos de la llanura de inundación.

Para el cauce se consideró importante recuperar los procesos de la dinámica fluvial antes que la reconstrucción de su morfología. En todo momento se tuvo en cuenta la capacidad de autorrecuperación que poseen los sistemas

naturales, en modo especial los presentes en ambientes mediterráneos. Se favoreció la restauración de los flujos, tanto en sentido longitudinal como lateral, eliminando las barreras que lo impedían o dificultaban. Se eliminaron estructuras transversales que interrumpían la continuidad del cauce, provocando la división del curso del río en diversos sectores estancos de encharcamiento artificial, alterando drásticamente el régimen del río e interrumpiendo el flujo de las especies acuáticas.

Para la restauración del flujo en sentido longitudinal se procedió a eliminar todas aquellas barreras (muros de defensa, roturaciones de antiguos brazos de crecida, extracciones de gravas, etc.) que interrumpían la continuidad de los cauces de funcionamiento temporal, conocidos localmente como “madres viejas” (Figura 8).

Aparte de las barreras físicas se consideraron también las barreras químicas, producidas por los vertidos contaminantes, que dificultan la colonización y el desplazamiento de las comunidades acuáticas (aguas residuales urbanas, vertidos de la industria de aderezo de la aceituna de mesa).

Tras la realización de estas actuaciones, el río Guadamar comenzó a recuperar su dinámica natural convirtiéndose en operativos muchos de los antiguos brazos de crecida que habían sido obstruidos o transformados por las actividades agrícolas, por lo que cuando se producen fenómenos de desbordamientos éste vuelve a ocupar con facilidad la llanura de inundación, como corresponde a una dinámica natural.

La restauración vegetal se ha desarrollado con diversas tareas y fases, entre las que destacan la preparación de los suelos, los aportes de materia orgánica y la plantación de los antiguos terrenos agrícolas. La reforestación se llevó a cabo según distintos

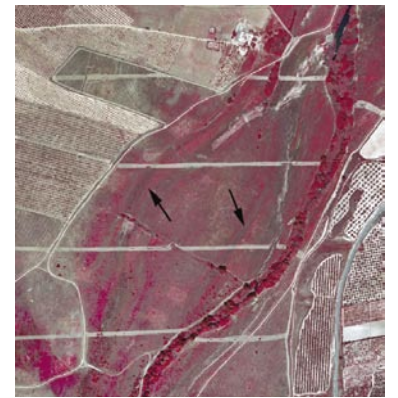


Figura 8. Ortofotografía en infrarrojos de madres viejas operativas. Foto: CMA.





Fotos 32 y 33. Labores de plantación de especies de matorral y bosque mediterráneo. Foto: CMA.



Foto 34. Labores de plantación de encinas escayoladas en el Mirador de la Cárcava. Foto: CMA.



Foto 35. Labores de eliminación de especies exóticas distribuidas por el cauce. Foto CMA.

modelos de plantación, de acuerdo con las condiciones naturales propias de cada zona, no siendo concebida como meta en sí misma, sino más bien como el inicio de un proceso de recolonización y desarrollo de las comunidades vegetales naturales, destinado además a frenar los fenómenos erosivos presentes en la zona.

Todas las plantas utilizadas fueron especies autóctonas, desde las propias de ribera (álamo, fresno, sauce, almez, etc.) hasta las características del bosque mediterráneo (encina, alcornoque, acebuche, algarrobo, así como numerosas especies arbustivas). La densidad de plantación osciló entre 700 y 900 plantas por hectárea, siendo distribuidas de manera no lineal para conseguir una mayor sensación de naturalidad.

Se determinó la necesidad de establecer seis modelos básicos de vegetación y tres de transición, con el empleo de más de cuarenta especies de matorral y arbolado mediterráneos (Fotos 32 a 34, Figura 9, página siguiente).

Aparte de la forestación, se realizaron otras intervenciones destinadas a facilitar la reforestación autóctona, como la eliminación de vegetación exótica (casuarinas, acacias y sobre todo eucaliptos) que cubrían amplios sectores de las riberas del tramo norte (Foto 35). Buena parte de los restos vegetales extraídos se emplearon para la construcción de obras menores como escolleras, diques o refugios para liebres y conejos.

En cuanto a la restauración de las riberas (figuras 9 y 10) inmediatas al cauce se optó por la no intervención en la mayoría de las situaciones, bajo la filosofía de la restauración pasiva. De este modo se favoreció el desarrollo espontáneo de la vegetación riparia. En algunas localizaciones, en cambio, sí fue plantada, siguiendo las recomendaciones de la bibliografía especializada (figura 9). Con el tiempo transcurrido desde la ejecución de estas actuaciones se ha comprobado que la capacidad de regeneración natural de la vegetación riparia ha sido muy satisfactoria (Foto 36), poniendo de manifiesto la enorme capacidad de regeneración natural que poseen los medios fluviales mediterráneos tras importantes perturbaciones, o dicho de otro modo, su alto grado de resiliencia.



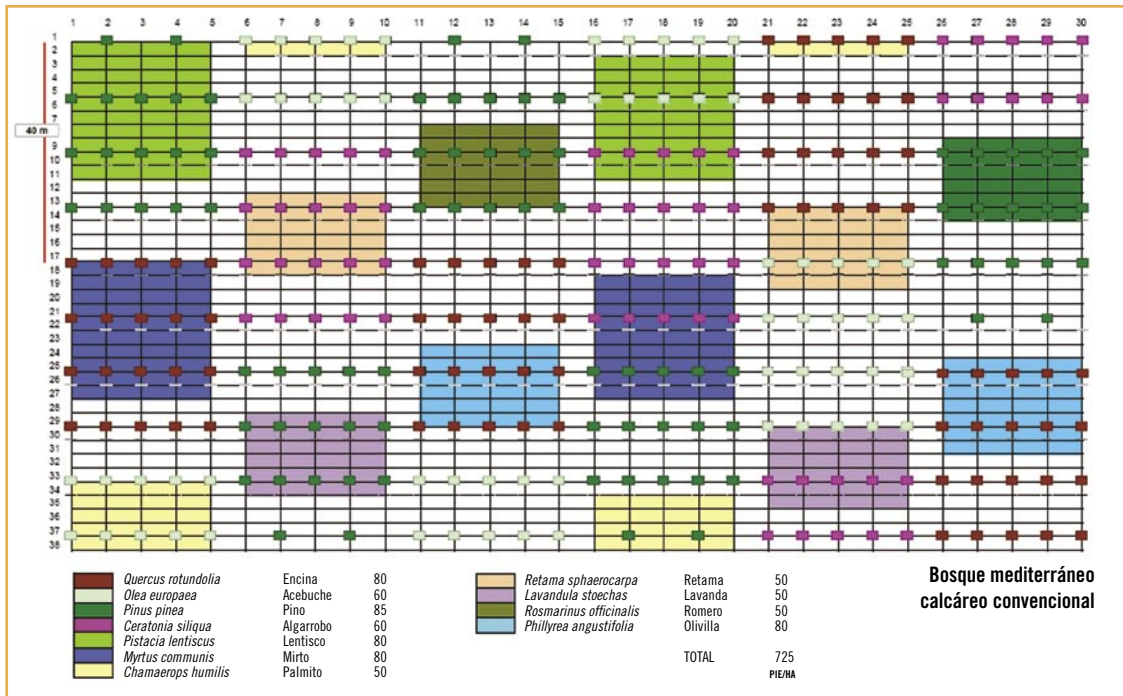


Figura 9. Modelo básico de plantación de vegetación mediterránea. Fuente: CMA.

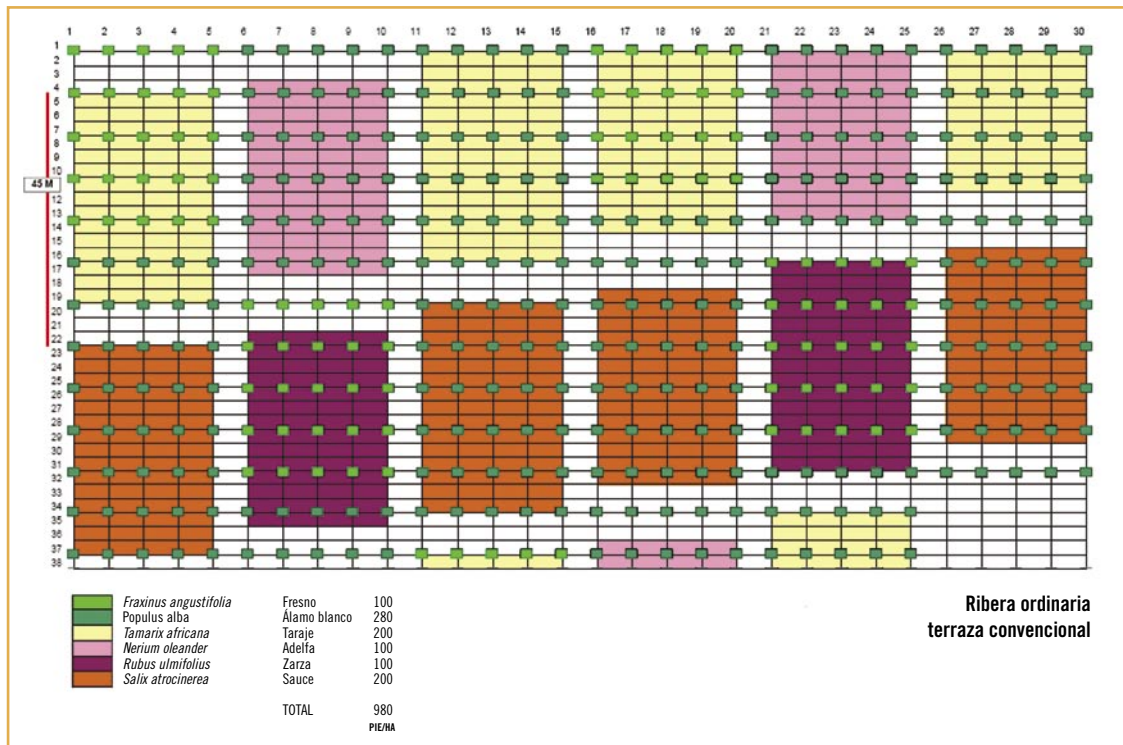


Figura 10. Modelo básico de plantación de vegetación de ribera. Fuente: CMA.

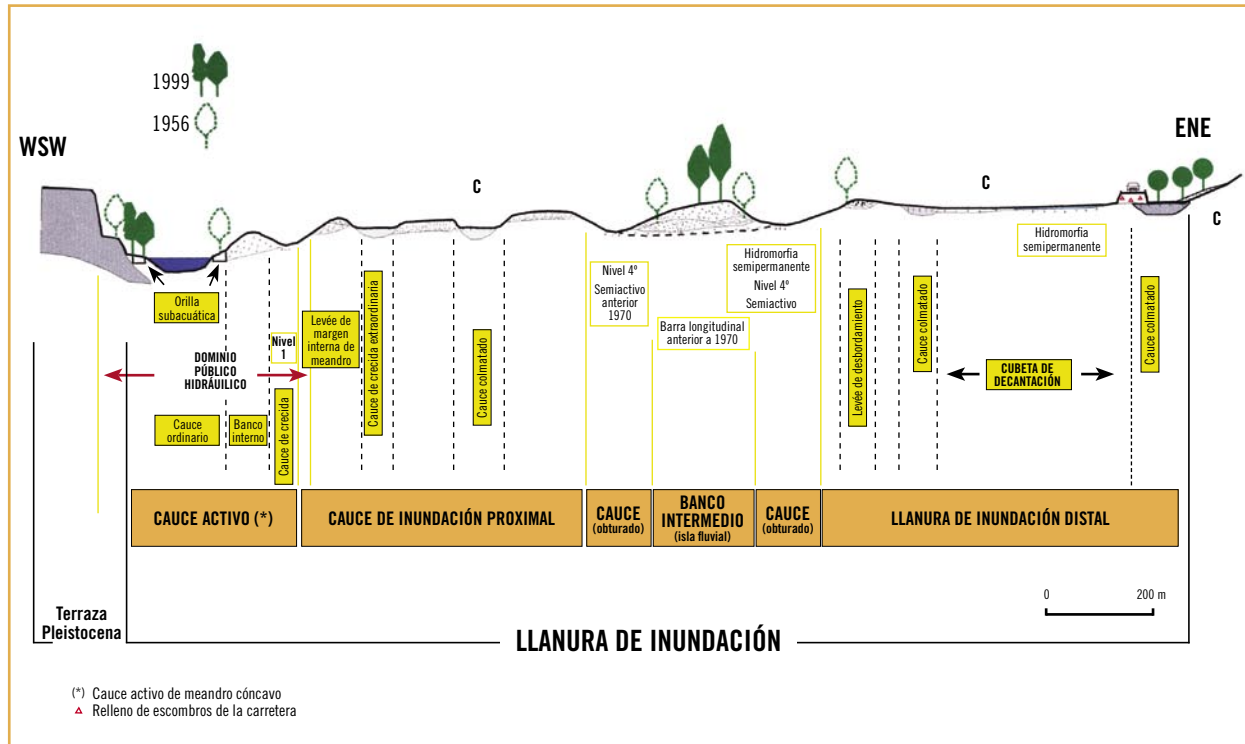


Figura 11. Situación previa antes de la restauración vegetal. Fuente: CMA.

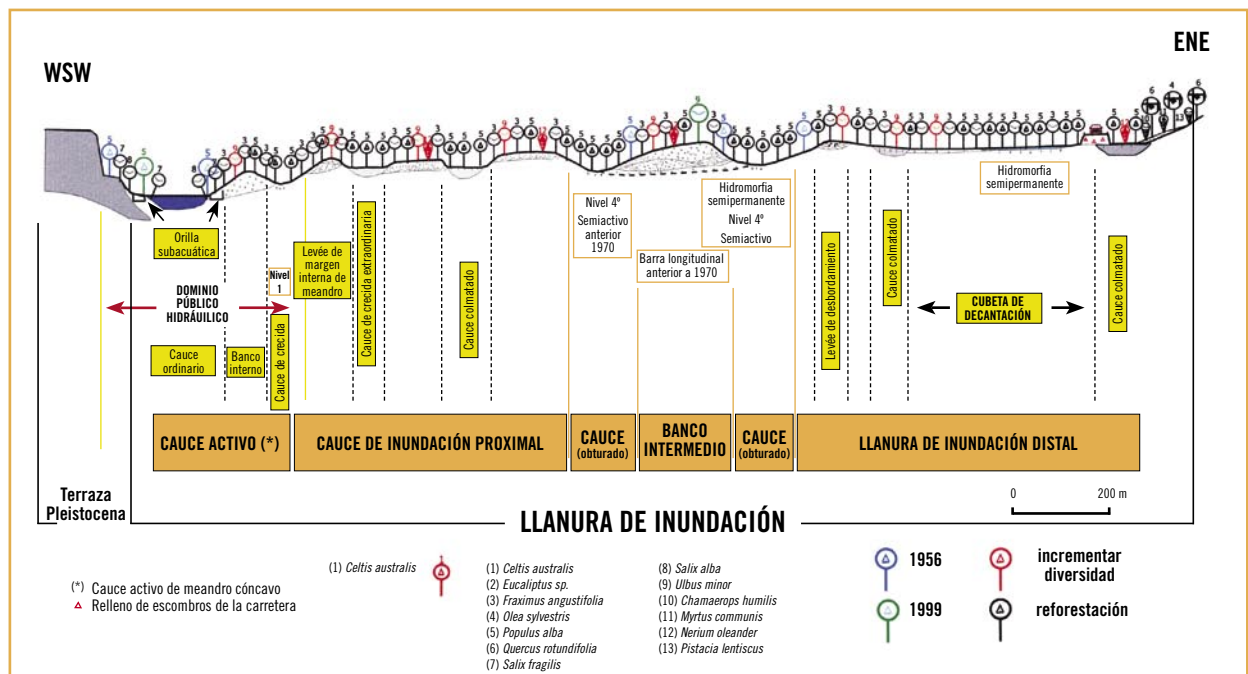


Figura 12. Situación esperable después de las labores de reforestación y recolonización natural. Fuente: CMA.



Foto 36. Infrarrojos ribera: Ortofotografía en infrarrojos tomada en el año 2005, muestra el desarrollo de la vegetación riparia acompañando al cauce del río. Foto: CMA.



Foto 37. Nutria (*Lutra lutra*). Foto: H. Garrido.

Uno de los aspectos de mayor trascendencia del proyecto de restauración del río Guadamar y su llanura aluvial ha sido el relacionado con los procesos de recolonización de las comunidades faunísticas. Pese al poco tiempo transcurrido, una década, se manifiestan importantes signos de

recuperación, aunque con grandes variaciones entre los diferentes grupos, dependiendo del nivel de requerimientos ecológicos y de su capacidad de dispersión. Así, los reptiles han presentado un ritmo de recolonización mucho más rápido en las especies ligadas al medio acuático, como el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y la culebra viperina (*Natrix maura*), con importantes poblaciones a lo largo de todo el río. No ha ocurrido lo mismo con los reptiles terrestres, cuya recuperación está siendo mucho más lenta. Ello se explica, entre otras causas, por su menor capacidad de dispersión y por el efecto negativo y perturbador que tuvieron las intensas labores de retirada de lodos y las labores de desbroces y enmiendas de suelos. Suelen ser especies muy sensibles a la existencia de refugios, la ausencia de éstos ha convertido esta zona en un hábitat poco propicio para su asentamiento y posterior dispersión. Para compensar la falta de estos refugios naturales se han construido a lo largo del Corredor Verde del Guadamar una serie de refugios artificiales aprovechando los troncos de los eucaliptos eliminados. Sin embargo, en otros grupos de animales como el de los mamíferos de pequeño y mediano tamaño (entre las que destaca la nutria, Foto 37) o las aves se ha puesto de manifiesto de manera clara la progresiva recolonización del espacio, corroborando la funcionalidad ecológica del río Guadamar y su llanura aluvial como auténtico corredor ecológico.

## EL PROYECTO DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

Como ya se ha explicado con cierto detalle, los efectos adversos del accidente ambiental no solo afectaron al cauce del río, sino que también fueron anegadas las tierras colindantes, con una anchura media de unos 500 m. El hecho de que el río Guadamar ya atesoraba incuestionables valores naturales y ambientales y de que es una de las conexiones naturales entre Sierra Morena y las marismas del Guadalquivir, invitaba a trabajar en el sentido de establecer un corredor fluvial efectivo. Este espacio se convertiría, así, en un elemento fundamental para contrarrestar el secular aislamiento territorial de los ecosiste-

mas presentes en la región, aliviando de manera importante la presión antrópica sobre el medio natural.

El ambicioso proyecto del Corredor Verde del Guadamar, promovido por la administración regional andaluza, tuvo en su génesis un triple objetivo:

1. Salvaguardar la imagen de la agricultura de la zona mediante la retirada de las cosechas afectadas, impidiendo el deterioro del "marchamo" de calidad de los productos agropecuarios andaluces.

2. Satisfacer una de las aspiraciones largamente demandadas por los grupos conservacionistas: favorecer la conexión de los espacios naturales de Doñana con los de Sierra Morena.

3. Establecer, como alternativa a las actividades tradicionales afectadas un modelo de desarrollo sostenible basado en la puesta en valor de los valores naturales y culturales, así como de las nuevas oportunidades que en este sentido podía surgir desde los ámbitos del Uso

Público y la Participación Ciudadana en estrecha colaboración con los agentes locales de la zona.

Las cuatro líneas de acción sobre las que se basó la idea del proyecto fueron, por tanto, por un lado el diseño de un Corredor Ecológico, el seguimiento y la vigilancia de la contaminación del cauce, la llanura aluvial, las aguas y los seres vivos, la restauración ambiental y la integración de los sistemas naturales y humanos de la cuenca propiciado la idea del modelo de desarrollo sostenible para los municipios afectados (Figura 13).

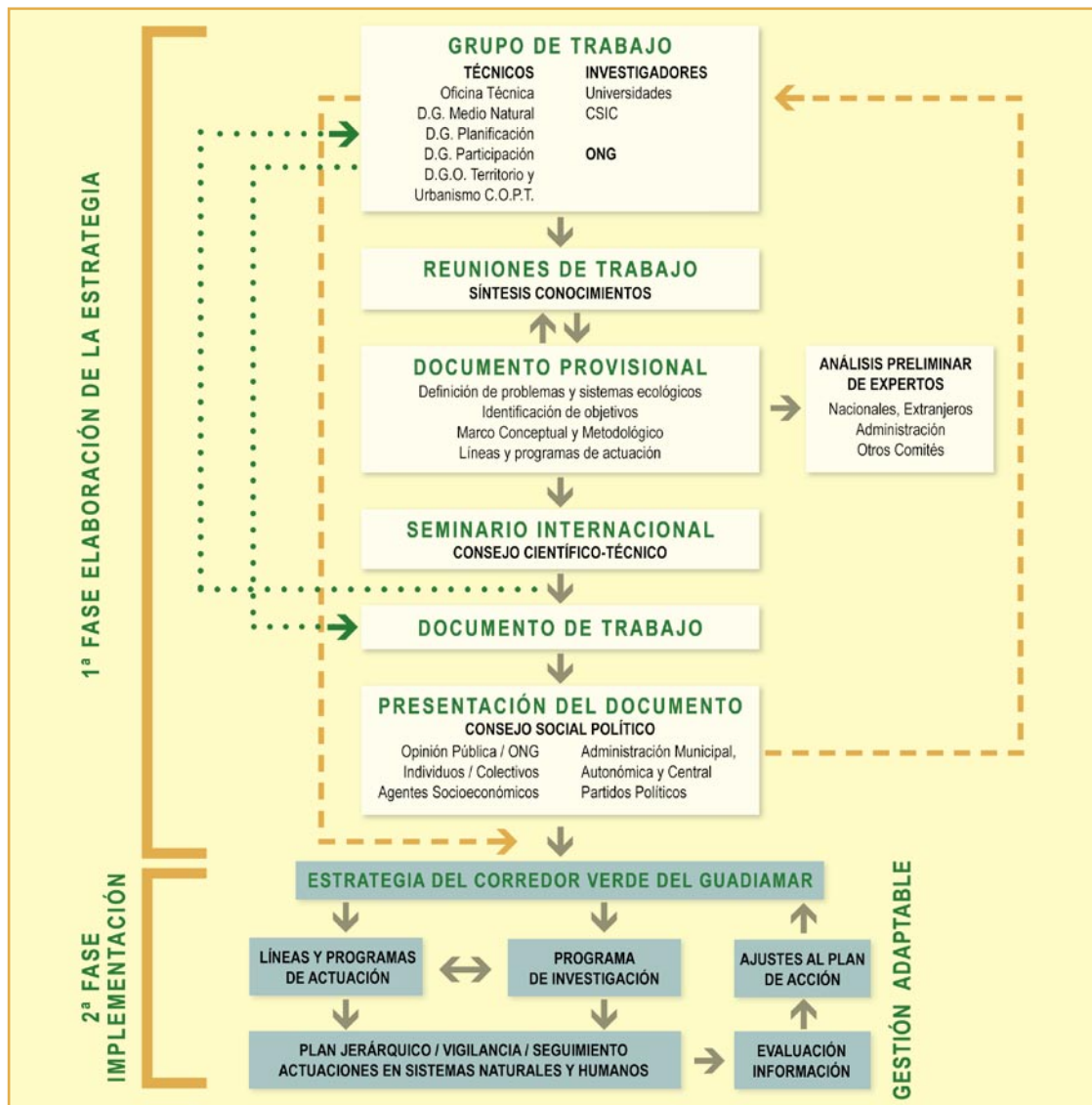


Figura 13. Organigrama de trabajo para la elaboración e implementación de la Estrategia del Corredor Verde del Guadamar.

## B I B L I O G R A F Í A

Arenas, JM; Molina, F; Carrascal, F. La respuesta de las administraciones para superar la catástrofe del vertido minero de Aznalcóllar. 2004 en Estudios de Derecho Ambiental 56, Reparto competencial en materia de Medio Ambiente. Control medioambiental de la Administración Pública. Consejo General del Poder Judicial, Centro de Documentación Judicial. ISBN: 84-96228-87-8. Depósito Legal: M. 11.553-2005. Pags. 91-118.

Arenas, JM; Carrascal F. Situación medioambiental del Corredor Verde del Guadiamar 6 años después del vertido de Aznalcóllar. Ecosistemas. Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Año XIII N° 3/2004, septiembre-diciembre. I.S.B.N.: 1697-2473.

Arenas, JM; Montes, C; Borja, F; Martínez, F. 2003. Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 159 pp.

Carrera, J; Manzano, M; Custodio, E y Ayora C. 1999. El Acuífero aluvial del río Guadiamar: estado actual y perspectivas de evolución. Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos y Restauración de ríos y riberas. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 46-47 pp.

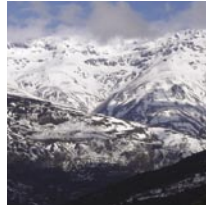
Martínez, F; Mora, A; Sánchez, JL; Salas, JM; Cantero JC; Arenas, JM; Álvarez, F. 2003. Corredor Verde del Guadiamar, del desastre ecológico a la declaración de un nuevo espacio natural protegido. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 80 pp.

MMA. 2005. Manual para la identificación de las presiones y análisis del impacto en aguas superficiales. Ministerio de Medio Ambiente.

Montes, C; Borja, F; Arenas, JM; Fraile, P; Moreira, J.M. 2000. Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar. PICOVER 1999-2002. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. 192 pp.

Montes, C; Serrano, J; Álvarez, F; Arenas, JM. 2001. Corredor Verde del Guadiamar. Abril 1998-Abril 2001. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 70 pp.

Varios. 1999. Disposiciones de la Junta de Andalucía relativas a la rotura de la balsa de decantación de la mina de Aznalcóllar. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.



CAPÍTULO

# 3

## EL CORREDOR VERDE DEL GUADAMAR EN EL CONTEXTO DE LA RENPA

**R. PINTO<sup>1</sup>, JM ARENAS<sup>2</sup> Y F. CARRASCAL<sup>3</sup>**

**1 DIRECCIÓN GENERAL DE LA RENP Y SERVICIOS AMBIENTALES. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE**

**2 EGMASA**

**3 TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)**

## ANTECEDENTES Y EVOLUCIÓN DE LA RED DE ESPACIOS PROTEGIDOS DE ANDALUCÍA

La configuración de la red de espacios protegidos en Andalucía es el resultado de la combinación de factores ambientales, socioeconómicos y culturales. Por una parte, su posición de encrucijada entre dos mares y dos continentes, la gran variación altitudinal y la diversidad geográfica de la región configuran un patrimonio natural con una amplia representación de ecosistemas y medios naturales, que comprende desde los ambientes semiáridos orientales hasta el enclave de máxima pluviometría de toda la Península, situado en el macizo de Grazalema, y desde los ambientes costeros hasta la alta montaña mediterránea. Como resultado, nuestra región representa un auténtico punto caliente de biodiversidad dentro de la cuenca mediterránea y en el mundo; un heterogéneo mosaico paisajístico modelado por una larga e intensa ocupación del medio a lo largo de la Historia.

De otra parte, la posición periférica de Andalucía dentro de Europa y su distanciamiento de los niveles de desarrollo alcanzados por otras regiones europeas favorecieron la supervivencia de verdaderos paisajes culturales en las áreas

interiores y de montaña hasta bien entrada la segunda mitad del siglo XX, conservando casi intactas las peculiaridades ambientales y paisajísticas labradas durante siglos por sus habitantes a través de las prácticas tradicionales.

El proceso de protección de espacios naturales no sería tampoco comprensible sin tener en cuenta los cambios que se producen en la percepción del medio natural, especialmente durante las últimas décadas del siglo pasado, a medida que la naturaleza se convertía en un bien escaso, en auténticas islas inmersas en una matriz cada vez más transformada, antropizada en aras del “progreso”. Como reacción, a partir de los años 70 fue calando en la sociedad española una mayor sensibilidad medioambiental y una línea de pensamiento favorable a las medidas proteccionistas merced al impulso del movimiento ecologista con el apoyo de un destacado sector del ámbito científico e intelectual. En este nuevo contexto los humedales pasaban de ser considerados lugares insalubres, que debían ser “saneados” y puestos en rendimiento, a espacios de gran valor ecológico que debían ser protegidos por sus particularidades ambientales y su distribución cada vez más reducida. Y la mayoría de los predadores que hasta entonces eran considerados “alimañas”, pasaron de ser objeto de caza y exterminio a ser protegidos legalmente, muchos de ellos a convertirse en emblemas de la conservación.

En el proceso de revalorización ambiental de los humedales la creación de la Reserva Biológica de Doñana en 1964 y la declaración del Parque Nacional de Doñana en 1969, constituyen un hito sin precedentes en España, pues hasta entonces el prototipo de espacio protegido era el de paisaje agreste de montaña.

La Administración andaluza ha mantenido una posición destacada en la protección de espacios naturales desde los inicios de su autonomía hasta nuestros días. Lo cual no solo obedece a la riqueza de su patrimonio natural, sino también a una visión temprana de la necesidad de desarrollarse de manera responsable, respetando y preservando



Foto 1. Gamo (*Dama dama*) en el PN Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. Foto: F. Carrascal.





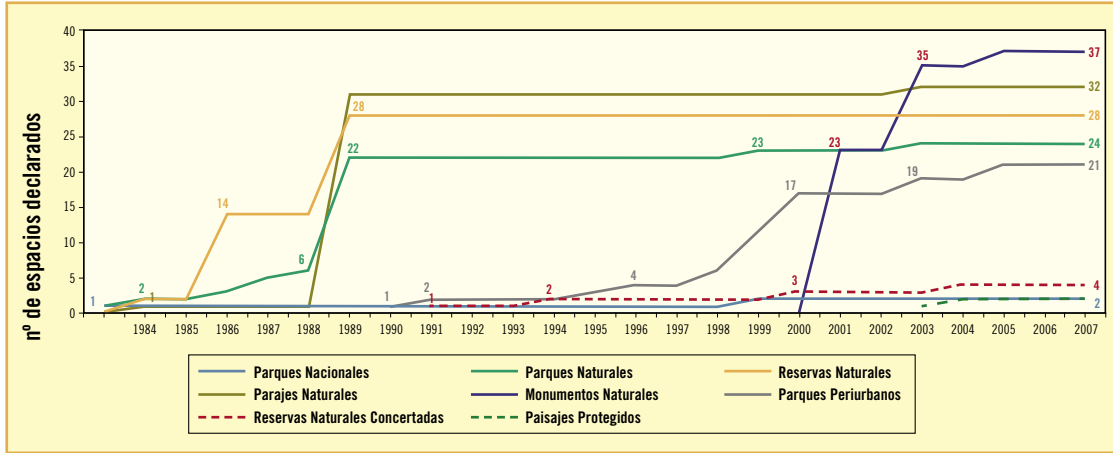


Figura 1. Evolución del número de espacios protegidos en Andalucía por figuras de protección.

nuestros recursos naturales más valiosos como garantía de futuro. La apuesta decidida de las Instituciones andaluzas por garantizar un medioambiente saludable, tiene su primer hito en la creación en 1984, mediante Ley del Parlamento Andaluz, de un órgano específico responsable de la gestión medioambiental (la Agencia de Medio Ambiente), y en la declaración ese mismo año de cuatro espacios protegidos: el Paraje Natural Marismas del Odiel, el Parque Natural Sierra de Grazalema, las Reservas Integrales de las zonas húmedas del sur de Córdoba y la Laguna de Fuentepiedra. Los dos primeros dotaban de una figura jurídica de protección, de las recogidas en la legislación

española, a dos enclaves de relevancia internacional, que habían sido designados con anterioridad Reservas de Biosfera en el seno del programa MaB de la UNESCO. Y los segundos daban respuesta a las inquietudes conservacionistas de la época, dotando de protección a los últimos enclaves donde se reproducía la Malvasía, y a una de las dos colonias estables de cría del flamenco común, ambas especies emblema de la conservación en España. A los espacios anteriores les sucedieron las declaraciones de 12 lagunas de la provincia de Cádiz como Reservas Zoológicas (1986) y los Parques Naturales de las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas (1986), Cabo de Gata (1987),

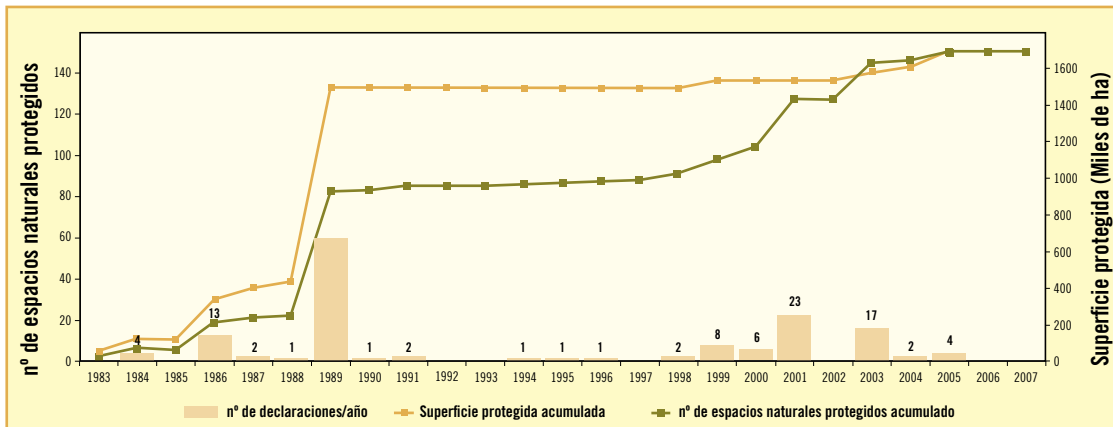


Figura 2. Evolución del número de espacios protegidos declarados en Andalucía por superficie.



Foto 3. Vista panorámica del PN Sierra de Aracena y Picos de Aroche. Foto: F. Carrascal.

Sierra María-Los Vélez (1987) y Subbéticas de Córdoba (1988). De manera que tres años después del traspaso de medios del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de protección de la naturaleza, Andalucía disponía de 22 espacios naturales protegidos. Sumando a los dos declarados con anterioridad a la autonomía: Doñana y Torcal de Antequera, 20 nuevos espacios protegidos con arreglo a tres de las figuras de la Ley 15/1975, de 2 de mayo, de Espacios Naturales Protegidos: cinco Parques Naturales, un Paraje Natural de Interés Nacional y catorce Reservas Integrales, sumando una superficie de 434.638 ha (el 5% del territorio andaluz).

Al amparo de la Constitución española, los nuevos criterios de conservación del medio natural y de respeto hacia el mantenimiento de los procesos naturales se van imponiendo y tendrán un claro reflejo en el repertorio legislativo, que tiene en la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de Espacios Naturales y Flora y Fauna Silvestres, su referencia más destacada en el ámbito estatal derogando la Ley anterior 15/1975. En ella se hace especial

hincapié en el “mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los sistemas vitales básicos” como uno de sus ejes fundamentales. En el ámbito andaluz, este proceso de reforma legislativa tiene su hito más relevante en la promulgación de la Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. En su exposición de motivos se expresa que “la idea de conservación debe entenderse en sentido amplio, por lo que inherente a la misma, tiene que ir aparejado el fomento de la riqueza económica....” Con esta reflexión se marca con claridad la filosofía de que la conservación debe ir emparejada con el desarrollo económico y social de la región, aspecto fundamental del diseño de la red de espacios protegidos andaluces, y sobre todo seña de identidad de la figura emblema de la misma, la de **Parque Natural**. En concordancia con este objetivo, la Ley 2/1989 establecía para esta figura la confección de los Planes de Desarrollo Integral en las comarcas incluidas en los parques naturales con la pretensión de armonizar conservación y desarrollo económico, los que con posterioridad han venido a denominarse Planes de Desarrollo

Sostenible (PDS). Con la aprobación del inventario mediante la citada Ley 2/1989, el conjunto de áreas protegidas de Andalucía se elevó de 22 a 82 espacios, alcanzando una superficie próxima al millón cuatrocientas noventa mil hectáreas (el 17% del territorio andaluz). Además de las cuatro figuras de protección establecidas por la legislación básica (**Parques, Reservas Naturales, Paisajes Protegidos y Monumentos Naturales**), la Ley andaluza contemplaba dos figuras de nuevo cuño: los Parques Periurbanos y las Reservas Naturales Concertadas y rescataba de la Ley anterior de 1975 la figura de Paraje Natural. Con ello, Andalucía se situaba a la vanguardia en esta materia al disponer de la mayor superficie protegida no sólo del Estado español sino también a nivel europeo.

Con posterioridad a la aprobación de la Ley 2/1989 la política autonómica de espacios protegidos se ha centrado en la planificación de los espacios declarados, en completar el Inventario mediante la declaración del Parque Nacional de Sierra Nevada, algunos Parques Naturales como las Sierras de Tejeda, Almajara y Alhama y Parque del

Estrecho, y de algunos Parajes como el de la Isla de Alborán y, en el desarrollo de las figuras de protección que aún no habían sido aplicadas. Tal es el caso de los **Parques Periurbanos**, que comienzan a declararse en 1990; las **Reservas Naturales Concertadas**, que hacen su aparición en 1991; los **Monumentos Naturales**, que se declaran a partir de 2001 y por último los **Paisajes Protegidos**, que no hacen su aparición hasta el 2003. Desde el año 1989 hasta la configuración actual de nuestro sistema de espacios protegidos se produce un aumento significativo de su número, pasando (de 82 a 150 espacios). En este crecimiento numérico sobresale el año 2001 con un total de 23 nuevos espacios declarados, seguido del 2003 con 17 declaraciones. Pese al importante aumento numérico, dado que la mayoría de los nuevos espacios se encuadran en la categoría de Monumento Natural, que se caracteriza por una extensión generalmente reducida, la superficie protegida total en Andalucía desde 1989 hasta nuestros días experimenta un incremento aproximado de 200.000 hectáreas, llegando a un porcentaje total del 19,35 de territorio protegido.

Foto 4. Vista panorámica del PN Cabo de Gata-Níjar. Foto: F. Carrascal.



## DEL INVENTARIO A LA RED DE ESPACIOS PROTEGIDOS DE ANDALUCÍA

Con independencia de los aspectos cuantitativos, los cambios más importantes se van a producir en el plano cualitativo. Al hilo de las nuevas directivas comunitarias y de los planteamientos impulsados por diversos organismos internacionales se producirá un nuevo escenario que demanda un replanteamiento del papel de las áreas protegidas y de su concepción de simples inventarios de ecosistemas y paisajes representativos de los respectivos ámbitos administrativos hacia el concepto de “redes” y “sistemas de conservación” bajo planteamientos más funcionales y de interrelación, considerando no sólo las áreas protegidas de forma aislada sino todo el entramado territorial.

La toma de conciencia de los problemas derivados de la fragmentación de los hábitats y de los paisajes llevó a la conclusión de la insostenibilidad del mantenimiento

de una estrategia de conservación basada en el mantenimiento de serie de “islas de naturaleza” frente a las cada vez más importantes amenazas externas procedentes del desarrollo urbanístico, que se extendía desde los espacios periurbanos de forma difusa por una gran parte del medio rural, de la intensificación de la agricultura y de la densificación de las redes de infraestructuras. En consecuencia, hubo que asumir que muy pocos espacios protegidos eran lo suficientemente grandes como para mantener la integridad ecológica de sus ecosistemas por sí mismos, ya que los procesos naturales claves que la determinan operan más allá de sus límites administrativos. Era preciso, por tanto, pasar de un enfoque biocéntrico, centrado en la conservación de especies y espacios singulares y sobresalientes a un enfoque ecosistémico; de la protección de valores singulares al mantenimiento de la integridad ecológica y cultural del territorio.



La utilización del concepto de red ecológica en el contexto de la Unión Europea se comenzó a institucionalizar a partir de 1992 como consecuencia de la aprobación de la Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (conocida como Directiva Hábitats), base fundamental para la protección de la biodiversidad en la Comunidad Europea. El Instrumento más potente contemplado en esta Directiva para preservar la diversidad biológica en Europa era la creación de una red coherente de zonas especiales de conservación denominada **Red Natura 2000**, mediante la selección y propuesta por cada uno de los Estados Miembros de una Lista de Lugares de Importancia Comunitaria sobre la base de la presencia de hábitat y especies de flora y fauna de interés comunitario, los cuales una vez designados como tales por la Comisión Europea, deben ser declarados por los Estados (en el caso de España por las Comunidades Autónomas) como Zonas de Especial Conservación (ZEC). La Red Natura 2000 engloba asimismo las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) designadas con arreglo a la Directiva 79/409/CEE del Consejo, relativa a la conservación de las aves silvestres. De esta forma, en paralelo a la declaración de espacios naturales protegidos mediante la aplicación de alguna de las figuras de protección contempladas en la Legislación estatal y autonómica, se designaron un total de 62 ZEPA (todas coincidentes con espacios ya declarados), y se fue perfilando la propuesta andaluza de la Lista de Lugares de Importancia Comunitaria, sobre la base del conocimiento científico de la distribución, representatividad y estado de conservación de hábitat y especies de importancia comunitaria presentes en nuestro territorio y bajo la supervisión de los Grupos de Expertos de la Comisión Europea. La primera propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de Andalucía fue elaborada en 2001, elaborándose una segunda propuesta en 2004, tras incluir las exigencias derivadas de los Seminarios realizados para la Región Biogeográfica Mediterránea organizados por la Comisión Europea. La propuesta andaluza incluida en la Lista Nacional está integrada por un total de 191 lugares, de los cuales el 62% ya está declarado como espacio natural protegido, y fue finalmente aprobada mediante Decisión de la Comisión, de 19 de julio de 2006, por la que se adopta la lista de Lugares de Importancia Comunitaria de la región biogeográfica

mediterránea. De manera que, de acuerdo con lo dispuesto en la Directiva Hábitat y, en la última transposición al derecho interno español (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad), la superficie andaluza sobre la que debe ejercerse una adecuada tutela ambiental es próxima a los dos millones seiscientas mil hectáreas, lo que representa el 28,7% del territorio. Una vez los LIC sean declarados como Zonas de Especial Conservación, se consideraran espacios pertenecientes a la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, de acuerdo con la modificación dada a la Ley 2/1989, de 18 de julio, mediante la Ley 18/2003, de 29 de diciembre, por la que se aprueban medidas fiscales y administrativas, la cual incluye estas nuevas figuras de ámbito europeo dentro de nuestro sistema de áreas protegidas como Zonas de Importancia Comunitaria (ZIC).

Otro hito en el uso del concepto de red ecológica en el ámbito europeo fue la aprobación, durante la Conferencia internacional de Maastricht de 1993, de la iniciativa **E-CONET** (European Ecological Network) dirigida a desarrollar una estrategia paneuropea de conservación de



la naturaleza articulada en tres tipos de elementos: áreas núcleo o espacios naturales más relevantes; corredores que conecten estas áreas núcleo y la restauración de espacios que potencialmente pueden desempeñar la función de áreas de amortiguación dentro de este sistema. Este esquema ha sido aplicado a nivel nacional y regional en diversos lugares de Europa central y oriental en países como Holanda, Bélgica, Dinamarca, Alemania y Polonia. La iniciativa EECONET fue asumida y ampliada en la Estrategia Pan-Europea para la Diversidad Ecológica y Paisajística (PEBLDS), aprobada por los ministros de Medio Ambiente de 54 países en la 3ª Conferencia Ministerial "Medio Ambiente para Europa" en 1995, al incluir como una de sus acciones prioritarias el establecimiento de una Red Ecológica Pan-Europea.

En este nuevo contexto, los nuevos planteamientos sobre conservación de la biodiversidad se iban imponiendo en los diferentes foros auspiciados por los principales organismos internacionales relacionados con la conservación de la naturaleza. Entre los principales antecedentes, la UICN adoptó en el Congreso Mundial de Conservación de 1996

una resolución en la que se reconocía el interés de extender los enfoques de conservación más allá de las áreas protegidas, instando a todos los miembros de la Unión al desarrollo de redes ecológicas a distintas escalas (regionales, nacionales e intercontinentales) como un medio para mejorar la integridad y resiliencia de la biodiversidad.

En el marco del Programa de Acción del Mediterráneo de la UICN, aprobado en 2001, se planteó el Programa de Áreas Protegidas con el objetivo de proponer un "modelo mediterráneo" de gestión de las áreas protegidas con la mirada puesta en el próximo Congreso Mundial de Parques (Durban, 2003). Con ello se trataba de buscar la integración de estos espacios en las políticas de conservación de la biodiversidad en un paisaje de gran valor ambiental y cultural como es la cuenca Mediterránea, resultado de la interacción secular sobre un territorio continuamente utilizado, a diferencia de otras regiones naturales poco intervenidas por el Hombre. La Consejería de Medio Ambiente colaborará de forma activa con la Oficina de la UICN para el Mediterráneo en el desarrollo de este programa. Fruto de ello resultó la organización de las **Jornadas sobre Conectividad Ambiental** bajo el título "las áreas protegidas en la cuenca mediterránea", celebradas en Málaga en septiembre de 2002, cuyo objetivo fue destacar la singularidad de la conectividad en el paisaje mediterráneo, evaluando los aspectos que la limitan y favorecen, identificar casos de estudio relevantes y extrapolables y proponer directrices y acciones a emprender a distintas escalas territoriales. A este le siguieron otros encuentros relacionados con diversos aspectos sobre la gestión de las áreas protegidas del mediterráneo en Castelldefels (diciembre de 2002); Montpellier (enero de 2003) y Murcia (marzo de 2003). Las propuestas sobre un modelo de gestión específico de las áreas protegidas del mediterráneo fueron finalmente presentadas en el **V Congreso Mundial de Parques**, celebrado en Durban (Sudáfrica) en septiembre de 2003, cuyo tema central fue "Beneficios más allá de las fronteras". La contribución directa de la Consejería de Medio Ambiente en todo este proceso de debate vio su reflejo en la edición de tres documentos sobre esta materia: "Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos" (2002); "Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuen-



Foto 5. Dunas móviles en el Espacio Natural Doñana. Foto: F. Carrascal.

ca mediterránea” (2003), donde se recogen los resultados de las jornadas de trabajo celebradas en la oficina para el Mediterráneo de la UICN en Málaga, y “Vínculos en el paisaje mediterráneo. El papel de los espacios protegidos en el contexto territorial” (2003), donde se exponen las propuestas para establecer un sistema de conservación desde la perspectiva mediterránea, basado en la integración -ecológica, administrativa y territorial- para la Red de Espacios Protegidos de Andalucía.

A nivel conceptual el acrónimo RENPA (Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía), con el que se pretendía considerar nuestro conjunto de áreas protegidas más que un simple inventario de espacios y figuras de protección, no se utiliza de forma institucional hasta 1999. Un año más tarde se dio un avance importante al quedar formalizada como una de las áreas funcionales de la estructura orgánica de la Consejería de Medio Ambiente mediante la creación de la **Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales** (Decreto 179/2000, de 23 de mayo por el que se establece la estructura orgánica básica de la Consejería de Medio Ambiente).

Es en el año 2003 cuando se produce otro avance importante en la labor normativa de la red de espacios pro-

tegidos, con la promulgación del Decreto 95/2003, de 8 de abril, por el que se regula la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y su Registro, afinándose su definición como “... un sistema integrado y unitario de todos los espacios naturales ubicados en el territorio de la Comunidad Autónoma que gocen de un régimen especial de protección en virtud de normativa autonómica, estatal y comunitaria o convenios internacionales”. Desde otra escala espacial, este sistema se incardina en otras redes similares de ámbito territorial superior, ya sean nacionales o internacionales.

Los principios que guían las actuaciones en la RENPA son: la preservación de la diversidad biológica, el aprovechamiento sostenible de los recursos, la mejora del conocimiento científico de los valores naturales y culturales presentes en su ámbito, el impulso de nuevas iniciativas de desarrollo, la protección y conservación, en sentido estricto, de ecosistemas, comunidades, elementos biológicos o geológicos u otros componentes de muy destacado rango natural, en particular en Parajes y Reservas, y el acercamiento a las poblaciones locales para que valoren los recursos naturales de que disponen mediante la programación de actividades de carácter interpretativo, educativo, participativo, de recreo y disfrute a través de los equipamientos de uso público.

## LAS CATEGORÍAS DE PROTECCIÓN DE LA RENPA

La superficie, que bajo el paraguas de la RENPA, está hoy protegida en Andalucía asciende a un total de 1.694.825 ha (el 19,35% del territorio), que como ya hemos comentado, si consideramos los Lugares de Importancia Comunitaria el porcentaje sube al 28,7% y a 2.589.562 hectáreas. Nuestra región es la comunidad española con un valor más alto de territorio protegido en términos absolutos.

Para protegerlo, la administración cuenta con una sólida estructura basada en una serie de figuras de protección bien cimentadas que se concretan en un total de 150 es-

pacios protegidos y otros Lugares de Importancia Comunitaria repartidos por todo el territorio, abarcando la práctica totalidad de ecosistemas y biomas singulares andaluces. Una extensa red de equipamientos de Uso Público (centros de visitantes, puntos de información, jardines botánicos, miradores o senderos señalizados) la facultan como un poderoso instrumento para acercar la naturaleza a los ciudadanos.

Una de las características más relevantes del sistema andaluz de espacios protegidos estriba en el protagonismo de la figura de Parque Natural, debido a lo ya comen-

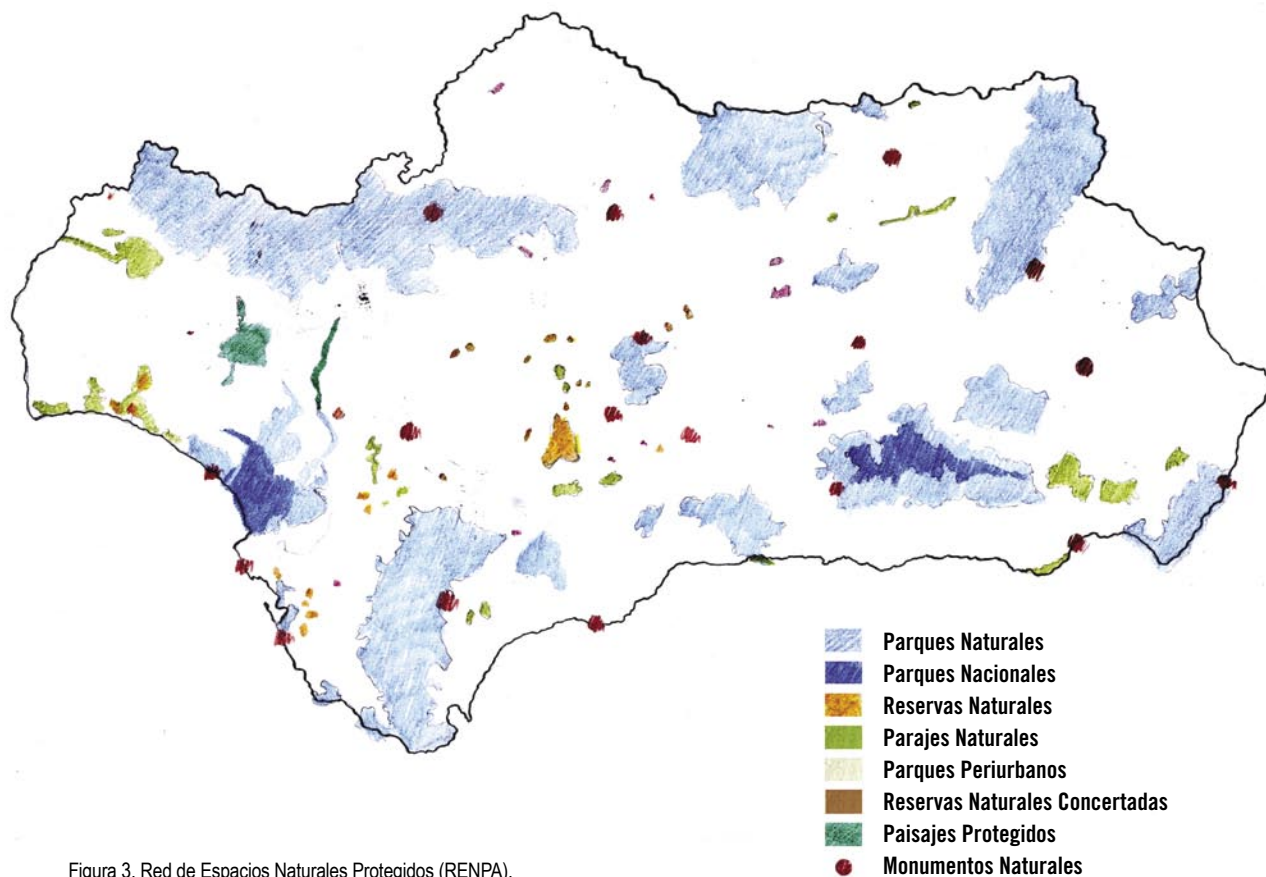


Figura 3. Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPA).

tado en el inicio de este Capítulo, su gran adaptación al concepto de Desarrollo Sostenible, mediante el uso responsable de los recursos naturales y culturales presentes en los mismos. Dentro de esta generalidad, Andalucía es, con diferencia, la comunidad que más superficie aporta a esta figura de protección con más de 1.414.000 has, que equivalen a más del 60% de la superficie de todos los Parques Naturales del Estado.

Con este conjunto de espacios protegidos declarados, Andalucía dispone de un sistema coherente en cuanto a representación de los diferentes medios y tipologías de ambientes naturales de la región: espacios forestales, áreas de alta montaña, de media montaña, humedales interiores, zonas húmedas litorales, espacios adhesados, espacios de interés geomorfológico, cursos fluvia-

**PARQUES NACIONALES:** se corresponden con espacios naturales de alto valor ecológico y cultural, poco transformados por la explotación o actividad humana que, en razón de la belleza de sus paisajes, la representatividad de sus ecosistemas o la singularidad de su flora, de su fauna, de su geología o de sus formaciones geomorfológicas, poseen unos valores ecológicos, estéticos, culturales, educativos y científicos destacados cuya conservación merece una atención preferente y se declara de interés general del Estado.





Foto 6. Vista panorámica del PN Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. Foto: F. Carrascal.



**PARQUES NATURALES:** se definen como áreas naturales, poco transformadas por la explotación u ocupación humana que, en razón de la belleza de sus paisajes, la representatividad de sus ecosistemas o la singularidad de su flora, de su fauna o de sus formaciones geomorfológicas, poseen unos valores ecológicos, estéticos, educativos y científicos cuya conservación merece una atención preferente.

les, enclaves de interés faunístico, etc. Así mismo, dispone de espacios pertenecientes a las diferentes figuras de protección previstas en la legislación.

Los **Parques Nacionales** se declaran por constituir muestras representativas de alguno de los principales sistemas naturales del país, formando parte de la Red de Parques Nacionales españoles. Son espacios que presentan, por lo general, un alto grado de naturalidad y en su ámbito apenas se desarrollan actividades productivas, salvo casos excepcionales y expresamente autorizados siempre que sean compatibles con la conservación. El Uso Público está permitido pero de forma debidamente regulada. Andalucía cuenta únicamente con dos espacios dentro de esta categoría: el Parque Nacional de Doñana, que fue declarado en 1969 y posteriormente ampliado a través de la Ley 9/1978, y el Parque Nacional de Sierra Nevada, representativo de la alta montaña andaluza, declarado en 1999.

La figura de protección protagonista de nuestro sistema de áreas protegidas en cuanto a superficie y estrategias puestas en marcha en su territorio, como antes se apuntaba, es la de **Parque Natural**. Son espacios generalmente de gran extensión en los que se pretende, sobre todo, compatibilizar el aprovechamiento de los recursos naturales con la conservación de los sistemas naturales, promoviendo el desarrollo sostenible de las poblaciones que viven en su área de influencia. También cobra interés en estos espacios el disfrute de la naturaleza por los

**PARAJES NATURALES:** son espacios con excepcionales exigencias cualificadoras de sus singulares valores que se declaran como tales con la finalidad de atender la conservación de su flora, fauna, constitución geomorfológica, especial belleza u otros componentes de muy destacado rango natural.

ciudadanos a través del uso público. Con 24 espacios declarados, la extensa red de parques naturales cubre lo más significativo del conjunto de paisajes y sistemas naturales presentes en nuestra región, incluyendo dentro del mismo el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, en la provincia de Almería, verdadero muestrario de geo-

diversidad y el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas, el espacio protegido más extenso de Europa, en la provincia de Jaén.

Bajo la figura de **Paraje Natural** se recogen espacios de ámbito generalmente reducido, cuya declaración va encaminada fundamentalmente a la conservación de los ecosistemas, aunque se permite el desarrollo de actividades tradicionales, así como otras de carácter científico y ciertas actividades de uso público controlado, siempre que no supongan ningún peligro para la conservación de los valores naturales objeto de protección. Hoy están declarados 32 Parajes Naturales en Andalucía siendo la provincia de Huelva, con ocho, la que alberga el mayor número de ellos. En cuanto a la tipología de ecosistemas representados predominan los humedales en distinto grado de alteración (marismas, espacios fluviales,



embalses y lagunas) seguidos de espacios que destacan por su interés geológico-geomorfológico (Torcal de Antequera, Karst en yesos de Sorbas, Desfiladero de los Gaitanes, etc.) y algunos enclaves de interés botánico (Reales de Sierra Bermeja, Enebrales de Punta Umbría) o faunístico (Sierra Pelada y Rivera del Aserrador).

Las **Reservas Naturales** son espacios generalmente de pequeño tamaño que se declaran fundamentalmente para proteger los ecosistemas y las comunidades biológicas que albergan, las cuales tienen un gran valor por su rareza o singularidad. Alrededor de ellos se delimita una zona de protección exterior, continua y periférica, para prevenir posibles impactos negativos y promover los usos del suelo compatibles con su conservación. Por la fragilidad e importancia de sus ecosistemas, en el interior de las Reservas están prohibidos los aprovechamientos, incluida la actividad cinegética y piscícola y el acceso a las mismas requiere autorización. En Andalucía están declaradas un total de 28 Reservas Naturales, distribuidas entre todas las provincias andaluzas salvo Granada. Dentro de las tipologías de ecosistemas representados en esta figura predominan los complejos de lagunas endorreicas, que se extienden sobre todo por las provincias de Cádiz, Sevilla y Córdoba.

En Andalucía hay cuatro espacios declarados **Reservas Naturales Concertadas**: Cañada de los Pájaros y Dehesa de Abajo, ambos en el municipio de Puebla del Río (Sevilla), Puerto del Moral, en Aroche (Huelva) y Laguna de la Paja, en Chiclana de la Frontera (Cádiz).

La naturaleza de los **Parques Periurbanos** es especialmente relevante en unos momentos en los que la concentración de la población en las ciudades y, al mismo tiempo, la cada vez más demandada necesidad de un encuentro con lo natural los convierte en auténticas “válvulas de escape” de nuestro sistema urbano. En Andalucía están declarados 21 Parques Periurbanos. La provincia de Córdoba, con cinco, es la que cuenta con mayor número de ellos mientras que en la de Jaén se encuentra el de mayores dimensiones (Monte la Sierra, con 2.720 ha).

La figura de **Monumento Natural** es la única que ha sido

**RESERVAS NATURALES:** son espacios naturales cuya creación tiene como finalidad la protección de ecosistemas, comunidades o elementos biológicos que, por su rareza, fragilidad, importancia o singularidad merecen una valoración especial.

**RESERVAS NATURALES CONCERTADAS:** son predios que sin reunir los requisitos objetivos que caracterizan a las demás figuras legales de protección de ámbito estatal o autonómico, merezcan una singular protección y sus propietarios soliciten de la Consejería de Medio Ambiente la aplicación en los mismos de un régimen de protección concertado.

**PARQUES PERIURBANOS:** son espacios naturales situados en las proximidades de un núcleo urbano, hayan sido o no creados por el hombre, que atienden a las necesidades recreativas de la población.

**MONUMENTOS NATURALES:** son espacios o elementos de la naturaleza constituidos básicamente por formaciones de notoria singularidad, rareza o belleza, que merecen ser objeto de protección especial. También se consideran como Monumentos Naturales a las formaciones geológicas, los yacimientos paleontológicos y demás elementos de la gea que reúnan un interés especial por la singularidad o importancia de sus valores científicos, culturales o paisajísticos.



Foto 7. Reserva Natural Concertada Dehesa de Abajo, en la provincia de Sevilla. Foto: F. Carrascal.



Foto 8. Monumento Natural Cascadas del Huesna, situado en el PN Sierra Norte de Sevilla. Foto: R. Pérez de Guzmán.

objeto de una regulación específica (Decreto 225/1999), en la cual se propone su clasificación en cinco tipos: geológicos, bióticos, geográficos, ecoculturales y mixtos y se establecen el régimen de protección aplicables a estos espacios; las directrices de ordenación y gestión y los procedimientos para su catalogación, declaración, revisión y descatalogación. Actualmente están declarados en Andalucía 37 de estos espacios, siendo la provincia de Granada la que cuenta con un mayor número de ellos.

Andalucía cuenta con dos **Paisajes Protegidos**: el del Río Tinto y el Corredor Verde del Guadiamar. Ambos espacios tienen bastantes características en común, como su naturaleza fluvial, la presencia de paisajes en los que la impronta minera constituye una de sus más singulares señas de identidad y su función de corredores fluviales entre ámbitos forestales y estrictamente serranos.

**PAISAJES PROTEGIDOS:** son aquellos lugares concretos del medio natural que, por sus valores estéticos y culturales, son merecedores de una protección especial.

A las figuras contempladas en las precitadas leyes 4/1989, de 27 de marzo y 2/1989, de 18 de julio, en Andalucía se añadió una nueva figura ya comentada, a través de la Ley 18/2003 de 29 de diciembre, por la que se aprueban medidas fiscales y administrativas, las **Zonas de Importancia Comunitaria (ZIC)**.

A otro nivel, Andalucía dispone también de un importante número de espacios protegidos acogidos a diversas redes y convenios de conservación de carácter internacional, entre las que se encuentran las **Reservas de la Biosfera**, los humedales incluidos en el **Convenio Ramsar**, las Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (**ZEPIM**) y la red europea de **Geoparques**.

La **Reserva de la Biosfera** es una distinción internacional que fue establecida en 1974 por la UNESCO en el marco del **Programa MaB** (Hombre y Biosfera) otorgándose a espacios que destacan por su diversidad biológica y cultural, entendida como resultado de la interacción entre la naturaleza y el Hombre a través de los sistemas tradicionales de aprovechamiento. No se trata de una figura normativa, aunque conlleva el compromiso de las administraciones responsables de establecer medidas concretas de gestión y desarrollo sostenible, atendiendo a la necesidad de conservar sus singulares valores ambientales y culturales. Andalucía cuenta con nueve Reservas de la Biosfera: Sierra de Grazalema (1977), Doñana (1980), Sierras de Cazorla, Segura y las Villas (1983), Marismas del Odiel (1983), Sierra Nevada (1986), Sierra de las Nieves (1995), Cabo de Gata-Níjar (1997), Dehesas de Sierra Morena (2002) y la Reserva Intercontinental del Mediterráneo Andalucía-Marruecos (2006), primera Reserva de la Biosfera designada entre dos continentes. Además de este importante número de espacios, conviene destacar que Andalucía creó el Comité Andaluz de Reservas de la Biosfera (Decreto 213/1999, de 13 de octubre), tratándose del primer Comité regional que se constituye dentro de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera.

Las ZEPIM, **Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo** son zonas costeras y

marinas que se declaran en el marco del Convenio de Barcelona, con objeto de favorecer la supervivencia de los valores y recursos biológicos del Mediterráneo, incorporando los hábitats mediterráneos más representativos y las áreas mejor conservadas. Hoy están consideradas 4 ZEPIM en el mediterráneo andaluz, coincidentes o no con otras figuras de protección: Isla de Alborán y fondos marinos del entorno, Cabo de Gata-Níjar, Acantillados de Maro-Cerro Gordo y Fondos marinos del levante almeriense.

Por otro lado, los **sitios Ramsar** son humedales que cumplen alguno de los Criterios de Importancia Internacional que han sido desarrollados por el Convenio de Ramsar, tratado intergubernamental que proporciona el marco para la acción nacional y la cooperación internacional en pro de la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos. Andalucía cuenta con un total de 20 sitios Ramsar, cubriendo una superficie total de algo más de 140.000 ha.

Tabla 1. Proyección internacional de la RENPA.

| FIGURAS DE RECONOCIMIENTO O PROTECCIÓN INTERNACIONALES             | Nº DE ESPACIOS | SUPERFICIE (HA) |
|--|----------------|-----------------|
| Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)                  | 62             | 1.572.369       |
| Lugares de Importancia Comunitaria (LIC)*                          | 191            | 2.589.563       |
| Reservas de la Biosfera  | 9              | 1.343.623       |
| Sitios RAMSAR  | 20             | 140.181         |
| Zonas Especialmente Protegidas de importancia para el Mediterráneo | 4              | 82.712          |
| Geoparques Europeos  | 2              | 77.719          |
| Patrimonio Mundial Natural   | 1              | 54.252          |

\*Espacios que constituirán las ZEC tras su aprobación definitiva.

La Red de **Geoparques** Europeos se creó en el año 2000 en Lesvos (Grecia) con el objetivo de intercambiar información y definir herramientas comunes para la protección y promoción del patrimonio geológico. Se trata de una distinción patrocinada por la UNESCO con la que cuentan dos parques naturales andaluces: el de Cabo de Gata-Níjar, en la provincia de Almería, y el de las Sierras Subbéticas, en la de Córdoba. Por último, Andalucía cuenta también con un espacio declarado **Patrimonio Mundial Natural**, de acuerdo con la “Convención sobre la protección del patrimonio mundial, cultural y natural” de la UNESCO: El Espacio Natural Doñana, que fue reconocido con la figura de Parque Nacional en 1994.



Foto 9. Caballos en estado semisalvaje en el Espacio Natural Doñana. Foto: F. Carrascal.

## LA INTEGRACIÓN DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR EN LA RENPA

La declaración de los terrenos que conforman el Corredor Verde del Guadamar como espacio protegido no ha sido fruto de la casualidad, sino que es resultado de un proceso de reflexión que hunde sus raíces en el momento en que el Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía adoptó la decisión de expropiar los terrenos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar para convertirlos en un corredor ecológico libre de usos agrícolas. Durante el período de ejecución de las obras de descontaminación y restauración ambiental se estuvo debatiendo la oportunidad y conveniencia de dotar a estos terrenos, una vez finalizaran los trabajos de restauración, de alguna figura de protección específica. En este proceso de debate participaron diferentes sectores sociales con distinto grado de implicación (comunidad científica, ayuntamientos, grupos conservacionistas, medios de comunicación, grupos políticos, etc).

Uno de los momentos claves de este proceso estuvo en la celebración del Seminario Internacional sobre Corre-

dores Ecológicos, celebrado en junio de 1999 en Sevilla, entre cuyas conclusiones se mencionó la necesidad de establecer una figura de protección para el corredor ecológico del Guadamar “que asegurase su funcionalidad y permitiera su inclusión dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía”. De entre las posibles alternativas para este nuevo espacio se sugería la posibilidad de crear expresamente como nueva figura de protección la de Corredor Ecológico o la aplicación de algunas de las ya existentes, como la de Paisaje Protegido, que aun no había sido empleada en Andalucía.

Una etapa intermedia hacia la protección efectiva de este espacio fue su declaración como terrenos forestales por Orden de 30 de abril de 2001, completada por la Orden de 29 de octubre de 2001 de la Consejería de Medio Ambiente. Con esta normativa se pretendía modificar la condición jurídica de los suelos como terrenos agrícolas por la de terrenos forestales pasando así a disponer de un mayor régimen de protección con arreglo a lo dispuesto en la Ley 2/1992, de 15 de junio, Forestal de Andalucía y el Decreto 208/1997, de 9 de septiembre, por el que se aprueba el reglamento Forestal de Andalucía y despejar cualquier duda sobre la posible reversibilidad del uso agrícola de los terrenos en el futuro.

Una vez que los principales parámetros de medición de la calidad ambiental mostraban una clara tendencia a la normalización, tras cinco años de intensos trabajos de restauración, el Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía tomó la decisión de declararlo Paisaje Protegido mediante el Decreto 112/2003 de 22 de abril, siendo la primera vez que se aplicaba esta figura de protección en Andalucía. La zona incluida en el Paisaje Protegido ocupa una superficie de 2.706,8 ha



Figura 4. Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadamar.

que corresponden a la totalidad de la superficie expropiada excluyendo del mismo a Entremuros, al estar ya incluido en el Espacio Natural Doñana.

Con esta declaración se daba paso a una nueva etapa en la que se consideraba superada la situación de catástrofe ambiental que representó el vertido minero de Aznalcóllar. La declaración se enmarcaba dentro del proceso lógico y necesario de regularizar la situación de este espacio, surgido de la necesidad de abordar este desastre ecológico, y de facilitar su integración en el marco administrativo y de gestión de la Red de Espacios Protegidos a cargo de la Consejería de Medio Ambiente.

La declaración del Corredor Verde del Guadamar como Paisaje Protegido respondía al objetivo de favorecer la protección a largo plazo de este territorio con la garantía jurídica que suponía el dotarlo de un régimen especial de protección con arreglo a la Ley básica 4/89 y la Ley Inventario 2/89, y de una normativa que permitiera establecer las pautas de funcionamiento adecuadas con las funciones que se pretendían para este espacio de conservación, de Uso Público y desarrollo sostenible. Es decir, no bastaba con que la titularidad de los terrenos fuese pública, sino que se pretendía otorgarles un marco jurídico que asegurase a largo plazo el cumplimiento de los objetivos de conservación y uso sostenible para los que fueron expropiados bajo el estatus especial que suponía su declaración como espacio protegido.

La declaración del Guadamar como Paisaje Protegido suponía, por tanto, el broche a los trabajos de restauración, merced a los cuales había sido posible recuperar un sistema fluvial, tan degradado como el que presentaba todo el cauce del Guadamar, y devolverle así sus funciones ecológicas, ambientales, culturales y sociales que había perdido desde hacía mucho tiempo. Añadía, también, otras razones de oportunidad. Una de ellas, la necesidad de dar protección a alguno de los escasos ejemplos de ríos apenas regulados en la región, que conservara un régimen hidrológico natural y reprodujera fielmente las pulsaciones de crecidas y estiajes características de nuestro clima mediterráneo. Representa también una oportunidad para recuperar y valorizar el patrimonio

de una cuenca, aportando así una relación más armónica con las poblaciones cercanas a su río.

Los objetivos que se pretendían con la declaración del Corredor Verde del Guadamar como espacio protegido se recogieron en el Decreto 112/2003 de 22 de abril, en el que se establecieron las siguientes finalidades:

- a) Establecer los mecanismos oportunos para llevar a cabo una gestión y ordenación del espacio que contribuya a la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos.
- b) Garantizar la calidad de las aguas que abastecen los espacios protegidos de Doñana y el estuario del Guadalquivir.
- c) Llevar a cabo la dotación de equipamientos e infraestructuras que contribuyan al uso público y al disfrute del paisaje, potenciándose programas de educación ambiental y otras actuaciones participativas y de implicación de los ciudadanos.
- d) Conservar, ordenar y gestionar los sistemas naturales existentes en su ámbito territorial y colaborar en programas internacionales de conservación.
- e) La sensibilización de la sociedad respecto a los valores naturales, faunísticos, botánicos, paisajísticos, y culturales presentes, articulando para ello los mecanismos de difusión necesarios.
- f) Promover la investigación científica cuyo objeto sea el conocimiento de aspectos relacionados con la regeneración, conservación, ordenación y gestión de este espacio natural.
- g) Propiciar conexiones funcionales con los espacios naturales del entorno, en particular con la comarca de Doñana y Sierra Morena, facilitando el desplazamiento de la fauna silvestre.
- h) Continuar el seguimiento de los indicadores ambientales establecidos para conocer la evolución y el proceso de recuperación de sus ecosistemas.



## PRINCIPALES SEÑAS DE IDENTIDAD DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

A diferencia de cualquier otro espacio protegido de la RENPA, el Corredor Verde del Guadiamar presenta una serie de particularidades y señas de identidad que le diferencian del resto de los espacios protegidos andaluces. Estos rasgos diferenciadores se relacionan fundamentalmente con dos hechos: el antecedente del vertido tóxico del que se deriva la trayectoria seguida por este espacio,

así como las obras de restauración desarrolladas posteriormente hasta su declaración como Paisaje Protegido y la función que desempeña el río Guadiamar como elemento estratégico para la conservación de Doñana en su doble condición de vía de aporte de aguas superficiales al sistema natural de las marismas y como vía de expansión y conexión con otras áreas de interés que se extienden al norte de este espacio natural.

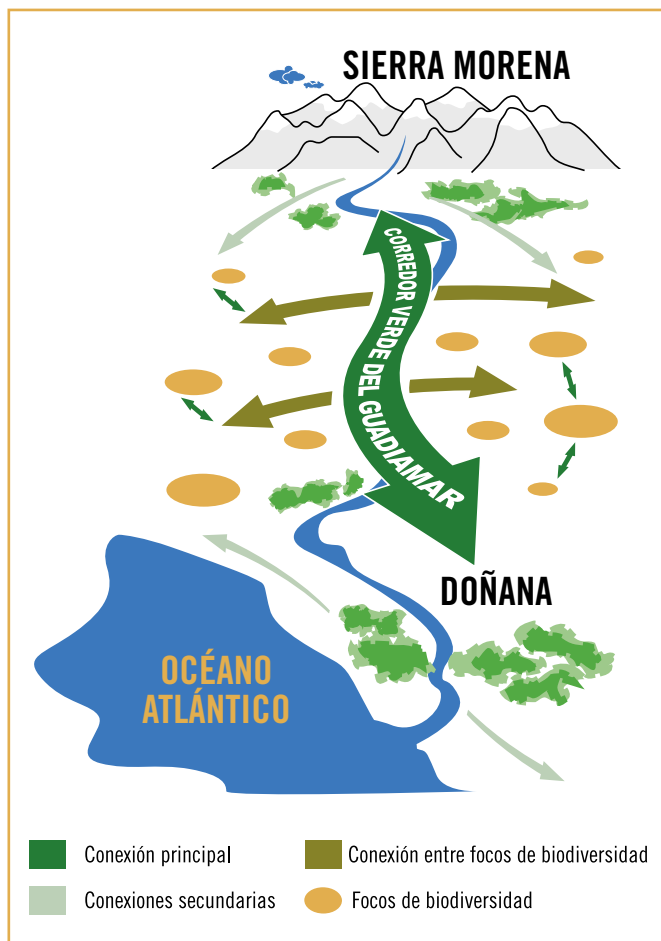


Figura 5. Función de conexión entre los ambientes de Sierra Morena y los del Espacio Natural Doñana.

A diferencia de otros espacios protegidos que se caracterizan por el avanzado grado de evolución y madurez de sus ecosistemas, el Corredor Verde del Guadiamar destaca más por la potencialidad y el carácter emergente de sus ecosistemas que por sus características ecológicas y paisajísticas actuales. Se trata, por tanto, de un espacio joven e inmerso en un proceso de evolución positiva, donde lo más importante ha sido el cambio de tendencia (de una tendencia acelerada de degradación de sus ecosistemas desde mediados del siglo pasado a una tendencia de recuperación progresiva e incremento de biodiversidad) que ha experimentado este territorio a partir de la hora cero que representó la degradación provocada por el vertido minero.

En definitiva, de sus características particulares y de las intenciones de su declaración como Paisaje Protegido se desprende que el Corredor Verde del Guadiamar, además de compartir otras funciones comunes con otros espacios protegidos, tiene asignadas una serie de funciones básicas que definen sus principales señas de identidad dentro de la RENPA. Estas funciones son:

### 1) Su funcionalidad como corredor ecológico a escala regional entre Doñana y Sierra Morena

Es, sin duda, en esta función en la que el Corredor Verde del Guadiamar adquiere un mayor protagonismo. Entre los beneficios del proyecto y uno de los importantes argumentos para declararlo como espacio protegido e incluirlo en la RENPA es el papel que desempeña como pasillo

ecológico o eje de conexión entre dos grandes áreas de interés ambiental catalogadas actualmente como Reservas de la Biosfera: los espacios protegidos de Doñana, al sur, con las Dehesas de Sierra Morena Occidental, al norte (Reserva de la Biosfera que incluye los parques naturales de Aracena y Picos de Aroche, Sierra Norte de Sevilla y Hornachuelos).

En la situación actual, como paisaje forestal joven y en desarrollo, el Corredor Verde del Guadamar está funcionando más como un receptor de biodiversidad (desde los biocentros mejor conservados que limitan con el mismo en el extremo sur) que como corredor ecológico.

Este proceso de recolonización ha sido especialmente intenso en los años posteriores a la finalización de los trabajos de restauración, de forma que los índices de biodiversidad alcanzados en el río y su área de influencia son notablemente mejores que los que existían años atrás, antes de la rotura de la balsa de estériles mineros. Su función como corredor ecológico en el momento actual se concentra fundamentalmente en la franja constituida por el eje fluvial y el bosque de ribera que le acompaña en una gran parte de su trazado con un porte ya significativo. Por ello, las principales especies que ya se están beneficiando de una mejora de la conectividad son las especies acuáticas, ejemplificadas en el caso de la nutria y las aves. Cuando el resto de la vegetación que ocupa las anteriores zonas de cultivo alcance el porte adecuado y facilite el nivel de protección necesario para el resto de la fauna terrestre, la conexión entre las áreas núcleo de Doñana y Sierra Morena servirá para alejar la situación de aislamiento entre estas dos importantes regiones andaluzas, referentes de biodiversidad en la RENPA.

## 2) Su participación en el sistema de aportación hídrica de las marismas de Doñana

Paradójicamente, el vertido minero de Aznalcóllar, además de una catástrofe sin precedentes, se convirtió en un contexto de oportunidad política para actuar y mejorar la situación de las cuencas vertientes a Doñana. Aprovechando esta oportunidad, ambas administraciones decidieron impulsar dos importantes proyectos de restaura-

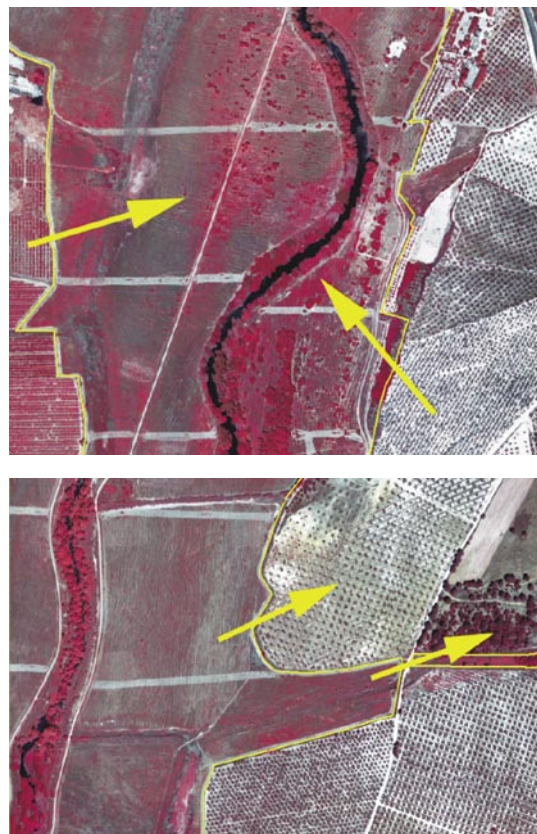


Figura 6. Conectividad entre el corredor verde y biocentros adyacentes.

ción de notables implicaciones para la conservación de este emblemático espacio natural: la Junta de Andalucía emprendió la restauración de la cuenca del Guadamar para convertirla en un corredor ecológico, El Corredor Verde del Guadamar, y el Ministerio de Medio Ambiente puso en marcha un proyecto para recuperar la funcionalidad hidrológica de las cuencas vertientes a las marismas del Parque Nacional, denominado Doñana 2005, coincidiendo ambos proyectos en la necesidad de recuperar el río Guadamar como una de sus principales vías de aportación de agua dulce, que quedó interrumpida a mediados del siglo pasado en el transcurso de las obras de colonización agraria de la marisma.

Efectivamente, uno de los principales objetivos y argu-

mentos en los que se apoyó la aprobación del proyecto de creación del Corredor Verde del Guadiamar, además de su función como corredor ecológico, fue mejorar la calidad de las aguas que discurren por esta arteria fluvial hacia las marismas de Doñana. Tras las labores de descontaminación de la zona minera, la construcción de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas y un mayor control preventivo en las principales fuentes de origen, se ha conseguido una mejora de la calidad del agua hasta niveles muy superiores a los existentes antes de producirse el vertido, de tal forma que desde hace algo más de cuatro años los datos analíticos ponen de manifiesto que el río Guadiamar se encuentra en una fase de "normalidad". Ello se refiere a que su patrón de comportamiento, antes que por los efectos residuales del vertido minero, se encuentra determinado por la influencia directa del comportamiento hidrometeorológico (intensidad y distribución de las lluvias) y de otras aportaciones como los desembalses de la presa de Aznalcóllar. En esta situación y dado que la entrada de agua al Parque Nacional sólo se producirá en períodos de crecidas con gran caudal circulante, la cuenca es perfectamente recuperable y su reincorporación al sistema de aportación hídrica de las marismas de Doñana será en breve una realidad cuando se ejecuten las obras de restauración del sistema formado por el Brazo de la Torre-Caño Travieso, a partir del punto de enlace conocido como Vuelta de la Arena, contempladas en el Proyecto Doñana-2005 para los dos próximos años.

Por estas razones, desde el año 2002 se intensificaron los esfuerzos de coordinación, tanto técnica como científica, de ambos proyectos, para evitar discordancias entre las actuaciones de restauración emprendidas dentro del Proyecto del Corredor Verde en la zona norte de Entremuros, que finalizaron en 2001, y las programadas por el proyecto Doñana 2005 en lo que se refiere a aspectos tan importantes como ajuste de cotas, continuidad de las características geométricas de los cauces, recuperación del funcionamiento hidrogeomorfológico del sistema y restauración de ecosistemas próximos de gran valor. Dicha coordinación se incrementó aun más con la constitución en 2004 de una comisión conjunta que viene trabajando con este objetivo.

### **3) Un referente del sistema de espacios verdes de la segunda corona metropolitana**

Desde su declaración como Paisaje Protegido, las principales actuaciones de la Consejería de Medio Ambiente se han dirigido a dotar a este nuevo espacio de las instalaciones de Uso Público para el disfrute de los ciudadanos, el otro objetivo fundamental para el que fue concebido el proyecto del Corredor Verde del Guadiamar.

Pero se ha tenido especial cuidado en potenciar un uso público de carácter extensivo, como el senderismo, actividades didácticas, de disfrute de la naturaleza y de interpretación del paisaje, para que pueda ser compatible con su función como corredor ecológico. Para ello, se ha establecido un sendero de uso público que recorre longitudinalmente el Paisaje Protegido, donde únicamente está permitido el tránsito no motorizado (peatonal, ecuestre y cicloturista) junto con una serie de infraestructuras básicas, situadas la mayoría de ellas fuera del ámbito de protección: miradores, centro de visitantes, jardín botánico y áreas recreativas situadas en las proximidades de las principales carreteras que atraviesan el espacio.

La puesta en funcionamiento del Centro de Visitantes del Guadiamar en la población de Aznalcázar en mayo de 2005, vino a culminar la plena operatividad de este espacio protegido en el apartado de Uso Público, al disponer de un centro de referencia donde se ofrece a los visitantes una información básica y necesaria sobre el territorio de la cuenca donde se enmarca y un abanico de servicios y oportunidades que amplían el aprovechamiento de la visita. Al mismo tiempo, el centro está concebido como un lugar de apoyo para el impulso de actividades educativas, desarrollo de encuentros relacionados con la temática medioambiental y, en general, todas las actividades de participación y educación ambiental que se desarrollan en cualquier espacio protegido.

Aparte del centro de visitantes de Aznalcázar, los ciudadanos que deseen acercarse al Corredor Verde del Guadiamar pueden disfrutar de una gran oferta de actividades a través del sendero de uso público (acondicionado durante más de 40 km para el uso peatonal,

ciclista y ecuestre) siguiendo ambas orillas del río. Este equipamiento se completa con dos áreas recreativas equipadas con zonas de estacionamiento para vehículos, situadas en los puentes de Aznalcázar y de Sanlúcar (Puente de las Doblas), un mirador sobre el escarpe del Aljarafe, en el término de Benacazón y un Itinerario Botánico, situado junto al centro de visitantes, donde se encuentra una muestra de los principales tipos de formaciones vegetales utilizadas para la restauración de la cuenca.

#### 4) Un espacio con un elevado interés científico y didáctico

Poco después del accidente minero que hizo tristemente famoso el río Guadamar y su entorno, la administración regional inició un ambicioso programa de restauración ambiental que 10 años después da señas de clara recuperación desde un territorio fuertemente deteriorado. A modo de auténtico laboratorio natural, el río Guadamar ha sido el escenario de numerosos trabajos e investigaciones científicas que han tenido como resultado que la del Guadamar sea la cuenca de la que se disponga de más información en España y posiblemente en Europa. Esta información se torna de especial relevancia pues

permite extrapolar lo aprendido a otros entornos andaluces que también pudieran servir de conectores entre territorios, circunstancia que permitiría la consolidación definitiva de la RENPA con garantías plenas de estabilidad ecológica para el futuro. La restauración emprendida se ha basado en el respeto y seguimiento de los procesos y funciones ecológicas antes que en la conservación de especies emblemáticas de aves o mamíferos, siguiendo los principios que emanan de la Teoría de la Restauración Ecológica. En ella se ha puesto especial hincapié en la eliminación de aquellos factores que pudieran implicar perturbación natural de los procesos esenciales que configuran el correcto funcionamiento de un río mediterráneo, esta acción, junto con la rápida y eficaz retirada de los lodos tóxicos pueden entenderse como las principales claves del éxito de la restauración emprendida en el río Guadamar.

Entre los beneficios que puede reportar la ingente labor científica e investigadora desarrollada en torno al Guadamar destaca la posibilidad que brinda de aprender de una catástrofe ecológica y de la capacidad de respuesta de la naturaleza cuando el Hombre le ayuda a encontrar su equilibrio emprendiendo las medidas de restauración adecuadas, en sintonía con el *Orden Natural*.

3

## B I B L I O G R A F Í A

Arenas, JM; Martínez, FR; Mora, A; Montes, C; Borja, F. 2003. Ciencia y Restauración del Río Guadamar. PICOVER 1998-2002. Secretaría General Técnica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Castro, H (coord.) 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos /Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes . Consejería de Medio Ambiente.

Castro, H.; Molina, F.; Díaz, F.; Caro, J.A.; Carrascal, F. y Hernández, M. 2003. Monumentos Naturales de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Martínez, F; Mora, A; Sánchez, JL; Salas, JM; Cantero JC; Arenas, JM; Álvarez, F. 2003. Corredor Verde del Guadamar, del desastre ecológico a la declaración de un nuevo espacio natural protegido. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

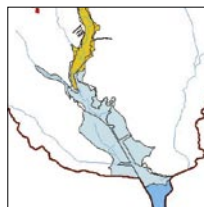
Molina, F y Pardo, R. (coord.) 2003. Gestión del uso público en la RENPA: Estrategia de acción. Consejería de Medio Ambiente.

Sancho, F.; Velásquez E.; Sousa, A.; Carrascal, F.; y Aguilar L. 2003. Turismo Rural y Medio Ambiente. Propuesta para una metodología de análisis. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Sancho, F. y Sousa, A. 2003. Bases y Criterios para la declaración de Monumentos Naturales de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Varios. 2001. Conoce la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía : Guía práctica para visitantes. Consejería de Medio Ambiente.

Varios. 2007. La RENPA en cifras edición 2006. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente.



# REGIONALIZACIÓN ECOLÓGICA DE LA VEGA Y LA MARISMA DEL GUADIAMAR.

## APROXIMACIÓN A LA TRAMA BIOFÍSICA DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**F. BORJA<sup>1</sup>, J. M<sup>a</sup>. ROMÁN<sup>2</sup>, Y C. BORJA<sup>3</sup>**

1 UNIVERSIDAD DE HUELVA

2 TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)

3 UNIVERSIDAD DE SEVILLA

## Resumen

Se lleva a cabo la regionalización ecológica de la llanura aluvial y la marisma del Guadamar (sector Entremuros) según los órdenes escalares de ecodistrito, ecosección y ecotopo. A esta última escala se definen y cartografían cada uno de los ecosistemas integrados en el ámbito de estudio, tomando como factores de control y discriminación de unidades el microclima, el mesomodelado, los depósitos y suelos, la cobertura vegetal y flujos hídricos locales, indicando asimismo las principales afecciones antrópicas en cada caso.

**Palabras clave:** Regionalización ecológica, clasificación jerárquica de ecosistemas, ecotopo, Guadamar

## Abstract

It has been elaborated an ecological regionalization of the Guadamar floodplain and marsh (Entremuros sector) according to the scalar orders of eco-district, eco-section and eco-topo. At the latter scale, it has been defined and mapped each of ecosystems integrated in the study area, taking factors as microclimate, mesoforms, deposits and soils, vegetation and local water flow, also indicating the major human impacts in each case.

*Key words:* Ecological regionalization, ecosystem hierarchical classification, ecotopo, Guadamar River

## Introducción

**L**a regionalización ecológica del Guadamar descansa sobre los principios generales de la clasificación jerárquica de ecosistemas, y procede mediante la tipificación y la ordenación de estas unidades funcionales, individualizándolas y caracterizándolas según diferentes órdenes escalares (Borja et al, en prensa). Frente a otras propuestas de clasificación basadas en la aparente primacía o el supuesto carácter rector de alguno de los componentes del medio natural (la cubierta vegetal, por ejemplo), este tipo de sistematización jerárquica constituye, metodológicamente hablando, una “clasificación de clasificaciones”, ya que su implementación conlleva tanto la discriminación de aquellos ecosistemas que comparten cada uno de los órdenes escalares contemplados, como la determinación en sí del régimen de dependencia jerárquica existente entre las unidades funcionales adscritas a cada uno de ellos. La principal ventaja de considerar el medio natural como un sistema compuesto por entidades homogéneas articuladas en distintos órdenes escalares —es decir, constituido por ecosistemas organizados jerárquicamente— es que, a los ámbitos territoriales definidos por este método, puede atribuírseles las propiedades de los ecosistemas que han servido de referencia para su delimitación cartográfica (ecorregiones). Y si bien la regionalización ecológica pre-

tende ser, antes que nada, el reflejo de la organización jerarquizada en el espacio-tiempo de la trama de relaciones biofísicas de un determinado ámbito, por la forma en que se define, acaba por convertirse en un eficaz instrumento de ordenación territorial que permite identificar las escalas más adecuadas para abordar perspectivas integrales, tan necesarias cuando, como es el caso, se pretende llevar a cabo un programa de restauración ecológica sobre un territorio profundamente degradado.

Desde la perspectiva ecorregional se entiende que cada una de las distintas unidades del medio natural portan diferentes capacidades y aptitudes ante el manejo antrópico (vocación), las cuales han condicionado la evolución del paisaje y el modelo territorial desarrollado por el ser humano a lo largo del tiempo (Montes, et al, 2003).

**La restauración ecológica planteada por el proyecto Corredor Verde del Guadamar se basa en la regionalización ecológica a escala de ecotopo de su llanura aluvial y su zona de marisma, siendo sobre esta trama biofísica sobre la que se han planteado las estrategias de recuperación y/o mantenimiento de la funcionalidad y la capacidad de recuperación (resiliencia) de los ecosistemas a restaurar**

## M E T O D O L O G Í A

El esquema metodológico utilizado para determinación de los ecosistemas del Guadamar (Tabla1, página siguiente) ha sido utilizado recientemente, además de en diversos proyectos de investigación, en la clasificación de lagunas del Plan Andaluz de Humedales (Borja et al., 2000; CMA, 2002), en la determinación de las ecorregiones andaluzas incluidas en la propuesta de Plan Director de la RENPA (Borja et al., 2004; Montes et al., 2003), así como en el Libro Blanco de las Carreteras y los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (CMA-COPT, en prensa), estando actualmente una última revisión del mismo en proceso de publicación (Borja et al., en prensa).

La estructura de órdenes escalares que sirve de escalafón a la propuesta general se establecieron en su día siguiendo los planteamientos del Mapa Ecológico de Doñana que editó la CMA hace ya casi una década (Montes et al., 1998), y donde se sintetizaron, entre otras, las aportaciones de Klijn (1991 y 1994) y Klijn y Udo de Haes (1994). Para caracterizar cada uno de estos órdenes de magnitud se procede mediante la jerarquización de los elementos estructurales y funcionales del medio natural sobre los que descansa la integridad ecológica del conjunto de ecosistemas vinculables potencialmente a cada uno de ellos. A tal efecto, primero se jerarquizan los componentes sustantivos de la estructura (contexto estructural); en segundo término se identifica el conjunto de procesos que marcan las pautas del funcionamiento general de los ecosistemas (o sea: aquellos que gobiernan su dinámica, su evolución y su permanencia como tales sistemas naturales); y, finalmente, se establece el rango de magnitud en el que los ecosistemas expresan su capacidad de cambio, ya provengan estas modificaciones de factores geológicos, climáticos o antrópicos (contexto funcional). Así pues, cada nivel de clasificación queda definido por los siguientes parámetros:

- *Un orden escalar:* el cual indica la posición relativa de cada nivel de clasificación en el gradiente general de magnitudes del escalafón general, al tiempo que establece el régimen de interdependencia existente entre los fac-

tores de control (contexto estructural), los rangos temporales de percepción de la actividad, el cambio y la continuidad de los ecosistemas (contexto funcional), así como el enfoque (morfoodinámico, morfogenético y morfoclimático) desde el que se debe abordar su análisis. Según un orden escalar de magnitudes espacio-temporales decrecientes, los niveles de clasificación identificados son nueve: ecozona, ecodominio, ecoárea, ecoprovincia, ecorregión, ecodistrito, ecosección, ecotopo y ecoelemento.

- *Un contexto estructural:* en el que se identifican los 34 componentes principales del medio natural repartidos entre los diferentes escalones de la tabla jerárquica. Habida cuenta de que estos elementos estructurales operan a modo criterios de definición y selección de ecosistemas en cada nivel, estos han sido considerados como factores de control (los cuales pueden ser de índole climática, morfoestructural, litológica, geomorfológica, hidrológica, biológica, etc.), cuya adscripción jerárquica se realiza, por una parte, teniendo en cuenta el enfoque de análisis más adecuado de cara a establecer la integridad ecológica de los ecosistemas (enfoque morfoodinámico, enfoque morfogenético y enfoque morfoclimático) y, por otra, identificando la escala espacio-temporal a la que aquellos se manifiestan.

- *Un contexto funcional:* en el que se diferencian tres ámbitos escalares de funcionamiento de los ecosistemas (local, regional y zonal), los cuales se asocian, respectivamente, a las escalas espacio-temporales que permiten definir la dinámica, la evolución y la permanencia de los ecosistemas. En cada caso se plantean las magnitudes temporales de actividad, cambio y continuidad de los ecosistemas, las cuales son tratadas tanto desde una perspectiva geológica como climática y antrópica. Estos ámbitos escalares de análisis vienen determinados, asimismo, por los tres enfoques de análisis ya mencionados (el morfoodinámico, el morfogenético y el morfoclimático).

Acorde con ello, la presente propuesta de clasificación jerárquica de ecosistemas asume una consideración de la integridad ecológica de los sistemas naturales basada en

Tabla 1. Propuesta general de órdenes escalares, contexto estructural y contexto funcional para la Clasificación Jerárquica de Ecosistemas dentro de la REA. (Modificado de Borja et al. 2004; Borja et al., en prensa).

Table 1. Proposal overall orders scalar and structural and functional context for the Ecosystem Hierarchical Classification within the REA.

| ORDEN ESCALAR | CONTEXTO ESTRUCTURAL (Factores de control)   |   | CONTEXTO FUNCIONAL  |  |  |
|---------------|--|---|---|--|--|
| Ecozona       | -Macroclimas (zonas climáticas; circulación gral. de atmósfera)<br>-Estructura global de continentes y océanos   | Enfoque Morfoclimático                            | <b>ÁMBITO ZONAL</b><br>ÁMBITO DE LAS ESCALAS DE PERMANENCIA DE LOS ECOSISTEMAS  |  |  |
| Ecodominio    | -Dominios morfoclimáticos (husos meridianos)<br>-Complejos morfoestructurales continentales<br>-Hidrodinámica oceánica   | ESCALA ESPACIAL                                   | Escala Temporal Geológica   | Escala Temporal Climática              | Escala Temporal Antrópica              |
| Ecoárea       | -Grandes áreas climáticas (masas de aire y centros de acción)<br>-Grandes conjuntos morfoestructurales (macromodelado, formas mayores)<br>-Grandes complejos litológicos<br>-Grandes células de intercambio de aguas (hidrodinámica) | > 10 <sup>4</sup> km <sup>2</sup>                 | > 10 <sup>6</sup> años  | > 10 <sup>4</sup> años                 | > 10 <sup>3</sup> años                 |
| Ecoprovincia  | -Variedades climáticas/bioclimáticas<br>-Macrounidades relieve (macromodelado, formas intermedias)<br>-Unidades hidrográficas estructurales (grandes cuencas hidrog.)<br>-Plataforma continental (modelado y tipo de sustrato)       |   | <b>DOMINIOS MORFOCLIMÁTICOS</b>   |  |  |
| Ecorregión    | -Regiones climáticas<br>-Sistemas morfogénéticos y macromodelado (formas menores)<br>-Series de vegetación y clima<br>-Hidrología regional (estructura y composición de acuíferos / Cuencas hidrográficas secundarias)               | Enfoque Morfogénético                             | <b>ÁMBITO REGIONAL</b><br>ÁMBITO DE LAS ESCALAS DE EVOLUCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS |  |  |
| Ecodistrito   | -Variedades mesoclimáticas<br>-Balance morfogénesis/edafogénesis (status de los sistemas Morfogénéticos)<br>-Tipos formaciones superficiales y mesomodelado (formas mayores)<br>-Balance precipitación / escorrentía / infiltración  | ESCALA ESPACIAL                                   | Escala Temporal Geológica   | Escala Temporal Climática              | Escala Temporal Antrópica              |
| Ecosección    | -Variedades mesoclimáticas<br>-Balance morfogénesis/edafogénesis (status de los sistemas Morfogénéticos)<br>-Tipos formaciones superficiales y mesomodelado (formas mayores)<br>-Balance precipitación / escorrentía / infiltración  | 10 <sup>1</sup> - 10 <sup>4</sup> km <sup>2</sup> | 10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup> años  | 10 <sup>2</sup> - 10 <sup>4</sup> años | 10 <sup>1</sup> - 10 <sup>3</sup> años |
| Ecotopo       | -Condiciones microclimáticas<br>-Mesomodelado (formas menores)<br>-Tipos de depósitos y suelos<br>-Cobertura vegetal<br>-Flujos hídricos locales (superficiales, subsuperficiales y subterráneos)                                    | Enfoque Morfodinámico                             | <b>DOMINIOS MORFOGENÉTICOS</b>  |  |  |
| Ecoelemento   | -Micromodelado<br>-Composición, estructura y estado sucesional de comunidades biol.<br>-Cuadros bio-geo-químicos básicos de formaciones superficiales<br>-Estructura, composición y organización de cuerpos de agua                  | ESCALA ESPACIAL                                   | <b>ÁMBITO LOCAL</b><br>ÁMBITO DE LAS ESCALAS DE DINÁMICA                        |  |  |
|               |  | < 10 <sup>1</sup> km <sup>2</sup>                 | Escala Temporal Geológica   | Escala Temporal Climática              | Escala Temporal Antrópica              |
|               |  |   | < 10 <sup>3</sup> años  | < 10 <sup>2</sup> años                 | < 10 <sup>1</sup> años                 |
|               |  |   | <b>PROCESOS MORFODINÁMICOS</b>  |  |  |



la caracterización genético-funcional de los mismos. Desde este punto de vista, el haber distinguido tres enfoques diferentes de análisis a nivel estructural induce, asimismo, una aproximación tripartita de dicha caracterización de la génesis y el funcionamiento de los ecosistemas, considerando, como se ha avanzado, tres ámbitos funcionales:

- *El ámbito local* se corresponde con las escalas espacio-temporales de menor rango (Escala Espacial:  $<10^1$  km<sup>2</sup>; Escala Temporal Geológica:  $<10^3$  años; Escala Temporal Climática:  $<10^2$  años; Escala Temporal Antrópica:  $<10^1$  años). Desde esta jerarquía de magnitudes, el funcionamiento de los sistemas naturales se interpreta en términos de dinámica de los ecosistemas, por lo que, en lo que respecta a su integridad ecológica, ésta puede caracterizarse atendiendo a la identificación de uno o varios procesos morfodinámicos clave (procesos morfodinámicos aluviales, eólicos, palustres...), los cuales sintetizan los mecanismos básicos de actividad del ecosistema.

- *El ámbito regional* se corresponde con las escalas espacio-temporales de rango intermedio (Escala Espacial:  $10^1$ - $10^4$  km<sup>2</sup> / Escala Temporal Geológica:  $10^3$ - $10^6$  años; Escala Temporal Climática:  $10^2$ - $10^4$  años; Escala Temporal Antrópica:  $10^1$ - $10^3$  años). Este es ya un orden de magnitudes que permite abordar el análisis del funcionamiento del sistema natural en términos de evolución de los ecosistemas, quedando su integridad ecológica vinculada a la expresión de uno o varios sistemas morfogenéticos (sistema morfogenético kárstico, fluvial, litoral, de alta montaña...), los cuales denotan el ritmo y la tendencia general de evolución de los ecosistemas a lo largo del tiempo.

- *El ámbito zonal*, finalmente, viene referido a las escalas espacio-temporales de mayor rango dentro del escalafón general (Escala Espacial  $>10^4$  km<sup>2</sup> / Escala Temporal Geológica:  $>10^6$  años; Escala Temporal Climática:  $>10^4$  años; Escala Temporal Antrópica  $>10^3$  años). La gran amplitud de este nuevo rango escalar permite plantear el funcionamiento del sistema natural en términos de permanencia de los ecosistemas, esto es: en tanto que disposición general a la continuidad en la composición y la organización de su expresión paisajística. La caracterización de la integridad ecológica de los sistemas naturales incluidos en

este ámbito escalar debe plantearse atendiendo a la combinación recurrente en el tiempo y el espacio de un conjunto diverso de sistemas morfogenéticos, especialmente de aquellos que, vinculados habitualmente entre sí, definen lo que podríamos considerar como ámbitos zonales de referencia planetaria o dominios morfoclimáticos (dominio desértico, dominio mediterráneo...).

Así pues, en congruencia con los postulados generales de la teoría de los sistemas jerárquicos, desde donde se resalta la existencia de una serie de propiedades emergentes características de cada orden organizativo (Ibáñez et al., 1997), el procedimiento seguido en nuestra propuesta general ha considerado unos factores de control y unos caracteres genético-funcionales tanto más específicos cuanto más detallado es el nivel de estudio u orden escalar, y viceversa. De tal modo que, desde el punto de vista de la regionalización ecológica propiamente dicha, cada unidad cartográfica demarcada a una escala concreta (o sea, cada ecosistema delimitado en el mapa) engloba necesariamente diversos ecosistemas del nivel escalar inmediatamente inferior; al tiempo que, en función de determinadas propiedades emergentes, se agrega a otras unidades de su misma categoría para componer un nuevo ámbito espacial a una escala superior. Consecuentemente, cada uno de los ecosistemas cartografiados por este sistema de agregación presenta una serie de atributos (propiedades emergentes) que no responden exclusivamente a la adhesión de las características de las unidades jerárquicamente inferiores, sino que atiende a los nuevos componentes estructurales y rasgos funcionales dominantes en el nivel escalar de mayor orden en el que se integran. Es de aquí de donde se deducen los criterios para seleccionar los ecosistemas menores que han de agregarse en cada una de las instancias superiores.

Los ecosistemas conformados a partir de la agregación de unidades menores no constituyen una mera yuxtaposición por similitud de unidades del rango escalar inmediatamente inferior, sino que proceden de la síntesis de las características comunes observables a partir del análisis de los componentes estructurales y funcionales de los ecosistemas del orden escalar a partir del cual se materializa la agregación (Montes et al. 1998)

# R E S U L T A D O S

Como ya se ha señalado y tras una valoración integral del área de análisis, los órdenes escalares elegidos para identificar y delimitar los ecosistemas de la llanura aluvial y la marisma del Guadiamar de cara a su restauración ecológica han sido los de ecodistrito, ecosección y ecotopo, especialmente este último (Borja et al., 2006). Según la propuesta general (Tabla 1), el enfoque morfogenético es el más apropiado para determinar los grandes ecosistemas del valle del Guadiamar, conjugando los órdenes escalares de ecodistrito (mesoclima, balance morfogénesis-edafoogénesis, grupos de formaciones superficiales, formas mayores del mesomodelado, balance precipitación-escorrentía-infiltración) y ecosección (facies mesoclimáticas, vegetación edafófila, asociaciones formaciones superficiales-formas intermedias del mesomodelado, interacción aguas superficiales-aguas freáticas) (Figura 1); mientras que el enfoque morfodinámico es el indicado para proceder a la discriminación de ecosistemas de detalle, a partir de la combinación de los factores de control asignados al orden escalar de ecotopo (microclima, mesomodelado, depósitos y suelos, cobertura vegetal y flujos hídricos locales)\* (Figura 2). Se estima, así pues, que los ecosistemas discriminados a escala de ecotopo se manifiestan a escalas espaciales inferiores a las decenas de km<sup>2</sup>, cifrándose la capacidad de impacto de los procesos geológicos, climáticos o antrópicos sobre su actividad en magnitudes temporales menores a miles de años, magnitud espacio-temporal ésta lo suficientemente amplia como para poder definir los procesos clave que mantienen la integridad ecológica de dichos ecosistemas.

Siguiendo el procedimiento metodológico ya descrito, dentro del ecosistema a escala de ecosección de la Lla-

nura Aluvial del Guadiamar se incluirían los siguientes ecosistemas a escala de ecotopo (Figura 1):

- *Llanura aluvial Agrio-Guadiamar*: abarca los ámbitos de inundación de los ríos de los mismos nombres en el entorno de su confluencia. Aguas abajo, este ecosistema se extiende hasta las inmediaciones del arroyo Valdegallinas. Recompone de una llanura aluvial de escasas dimensiones, con meandros divagantes, de carácter compuesto en algún caso, y de sinuosidad variable a los que se asocian barras detríticas activas o semiactivas. En el tramo correspondiente al Agrio aparecen cauces desdoblados que se acercan al modelo de canales trenzados (o *braided*) separados por barras de fondo activas. Aparecen enclaves de vegetación rupícola con series edafohidrófilas de *Populus alba*, *Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Salix pedicellata*, *Nerium oleander*, así como fluvisoles muy degradados o inexistentes.

- *Llanura aluvial de Las Doblas*: abarca el ámbito de inundación que se desarrolla al sur del arroyo Valdegallinas hasta el puente de Las Doblas. Constituye una llanura aluvial de cauce monocal con áreas de desbordamiento y meandros de escasa y homogénea sinuosidad, de medio a amplio radio de curvatura, separados por tramos rectilíneos. A este ámbito se asocian series climatófilas de fagáceas (*Quercus suber* y *Quercus rotundifolia*) y los suelos son del tipo fluvisoles, aunque aparecen, al igual que en el caso anterior, muy degradados o inexistentes. Se trata de un ámbito intensamente degradado por la apertura de canteras para áridos.

- *Llanura aluvial de Benacazón*: Llanura aluvial que amplía con cauce principal y cauce secundario (o de desborda-

---

\* El procedimiento seguido para la delimitación cartográfica de los ecosistemas a escala de ecotopo en el área de estudio se ha basado: en el caso de las unidades incluidas en el área de la llanura aluvial: sobre la cartografía de las series de vegetación correspondientes a la cobertura Serie de Vegetación 2003 (CMA, 2004); y en el caso de los ecosistemas del sector de la marisma: además de sobre la anterior cartografía, sobre la correspondiente a la cobertura de suelos incluida, asimismo, en el documento La información Ambiental de la Cuenca del Río Guadiamar. Consejería de Medio Ambiente (2004), uniéndosele la información procedente del mencionado documento sobre Elementos morfohidrológicos en el funcionamiento de Entremuros, elaborado por el equipo del profesor F. Díaz del Olmo.

miento) y desarrollo de procesos de acortamiento y abandono de meandros. Los tornos activos exhiben una escasa sinuosidad y radios de curvatura donde alternan medias y pequeñas dimensiones, asociándoseles depósitos de dique de orilla (o *levée*) o barras laterales con distinto grado

de actividad (*point bars*). Se trata de un ámbito fuertemente transformado por la agricultura de herbáceos y arbóreos en regadío asociado a la presencia de fluvisoles.

- *Llanura aluvial de Aznalcázar*: Llanura aluvial extensa con lecho principal meandriforme y canales de crecida funcionales que denotan una tendencia hacia los modelos anastomosados. Los meandros son de corto radio de curvatura y sinuosidad media. Se trata de un sector ampliamente transformado por la agricultura que define paisajes de llanuras con cultivos herbáceos y arbóreos en regadío sobre fluvisoles.

Por su parte, los ecosistemas a escala de ecotopo encuadrados en el ecosistema a nivel de ecosección de la Marisma Aluvial del Guadiamar son:

- *Marisma fluvial de Los Labrados*: Planicie de inundación con canales múltiples, meandriformes con pequeño radio de curvatura y elevada sinuosidad (anastomosamiento), a la que se asocian antiguos humedales aluviales. Un gran impacto agrícola e hidráulico desnaturaliza la mayor parte del área, donde predominan los fluvisoles y, asociados a los cauces, aparecen complejos de vegetación dulceacuícola que derivan en halófilas en ambientes con mayor influencia marismiega.

- *Marisma fluvial de La Tiesa*: Marisma dispuesta en el reborde del frente detrítico del



Figura 1. Ecosistemas de la llanura a aluvial y la marisma del Guadiamar a escala de ecodistrito y ecosección.

Figure 1. Ecosystems of the alluvial plain and marsh to the Guadiamar River (ecodistrito and ecosección wide).

suroeste de la plataforma del Aljarafe donde se da un predominio de vegetación dulceacuícola asociada a depósitos arcillo-limosos con desarrollo de cambisoles. Se trata de un sector que registra una gran transformación por presión agrícola.

- *Marisma fluvial de La Cangrejera*: Marisma fluvial de canales anastomosados, con abundancia de sedimentos finos asociados a procesos de colmatación reciente. La influencia marismeña aumenta progresivamente de nor-

te a sur, viéndose toda el área afectada por un notable impacto agrícola e hidráulico. Predominan los suelos del tipo solonchaks enriquecidos en sales sódicas y cálcicas, presentándose abundantes eflorescencias salinas en superficie, a lo que se asocia una vegetación típicamente halófila de los géneros *Tamarix*, *Spartina* o *Salicornia*.

Aguas abajo, los ecosistemas a escala de ecotopo incluidos en la unidad natural a escala de ecosección de la Marisma Interna Reciente del Guadalquivir son:

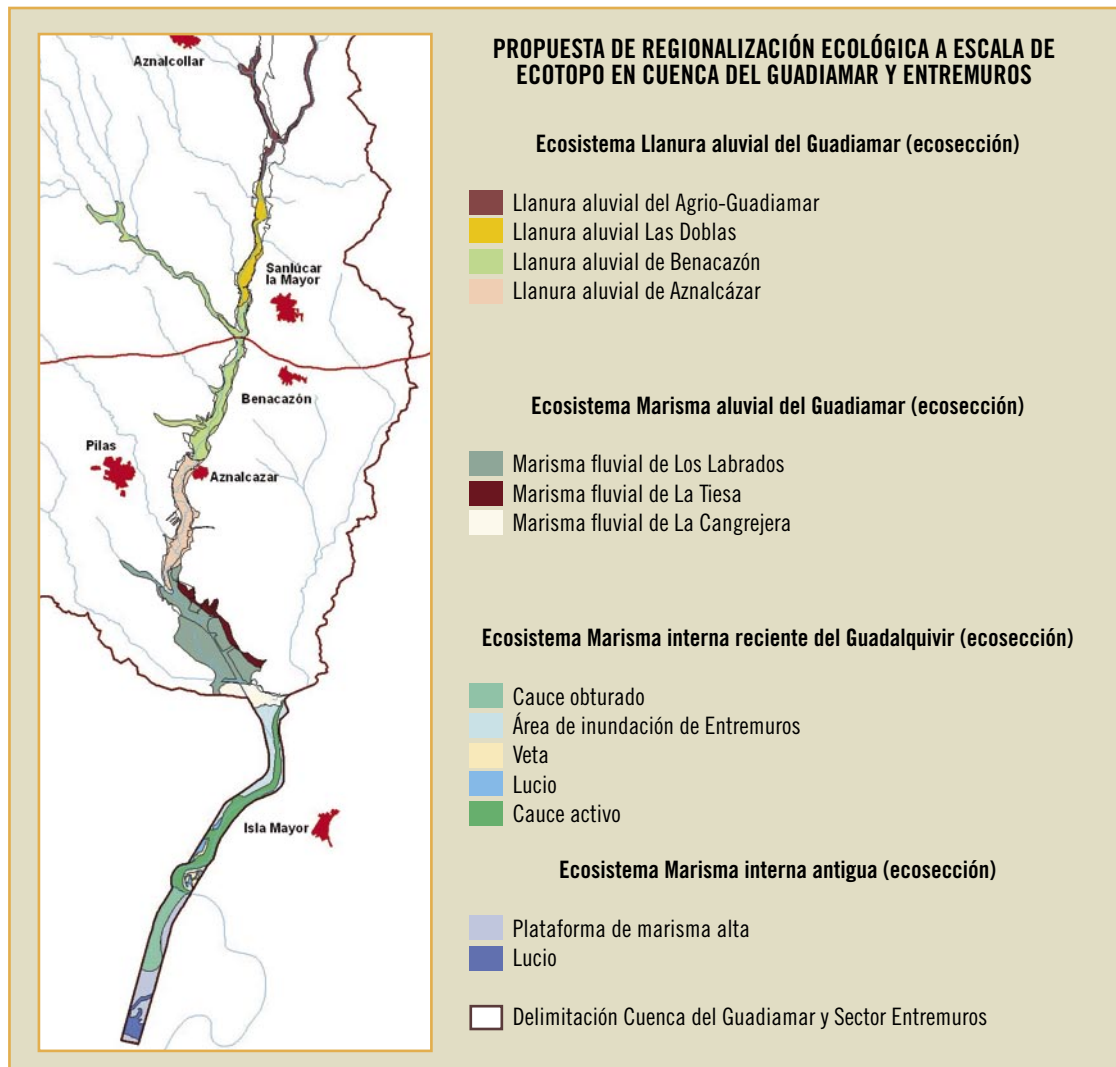


Figura 2. Ecosistemas de la llanura a aluvial y la marisma del Guadamar a escala de ecosección y ecotopo.

Figure 2. Ecosystems of the alluvial plain and marsh to the Guadamar River (ecosección and ecotopo wide).

La visión jerarquizada de los ecosistemas integrados en el valle y la marisma del Guadamar permite identificar las relaciones de interdependencia entre los diferentes ámbitos del sistema fluvial, lo cual proporciona robustez a cualquier política de ordenación de usos y conservación que puedan ponerse en valor, siendo posible articularla así en torno a unidades funcionales con significado ecológico y territorial

- *Cauce obturado*: Cauce meandrinoso y área de influencia de radio de curvatura variable y gran anchura, de funcionamiento residual y alto grado de colmatación.
- *Área de inundación de Entremuros*: Ámbito de la llanura inundable de la marisma vinculada directamente al funcionamiento ordinario del cauce activo que actúa como ámbito de laminación de las crecidas y de acumulación de abundante material fino (limos y arcillas).
- *Vetas*: Elevaciones de pequeña entidad de forma alargada y suaves pendientes laterales compuestas por sedimentos limosos de acreción fluvial asociados a régimen de avenidas, actuando como distribuidor de flujos y de elemento de control en el balance energético de la corriente. Constituyen enclaves menos salinos en relación al medio circundante.

- *Lucios*: Depresiones someras ubicadas en la planicie de inundación que pueden funcionar bien como cubetas de decantación cerradas de sedimentación arcillosa y/o turbosa, o como cubeta de inundación abiertas conectadas con la propia llanura inundable de sedimentación limosa. En general se encuentran sometidas a una colmatación forzada.

- *Cauce activo*: Canal de origen fluvial e influencia marreal conformado como un cauce lineal o débilmente sinuoso con desarrollo de bancos laterales en los tramos internos de los meandros, que presenta una sensible tendencia a la colmatación.

Finalmente, los ecosistemas a escala de ecotopo del sector de Entremuros perteneciente al ecosistema a escala de ecosección de la Marisma Interna Antigua son:

- *Plataforma de marisma alta*: Se corresponde con la superficie topográfica más elevada de la marisma, presentando una escasa inundabilidad y rasgos de continentalización, tanto a nivel de vegetación como de suelos.
- *Lucios*: Cubeta aluvial de decantación asociada a la planicie de marisma alta que se ve afectada por procesos de sobreinundación debidos a su posición en el sector de Entremuros.

## Conclusiones

La regionalización ecológica de la llanura aluvial y la marisma del Guadamar (Entremuros), se ha realizado atendiendo a tres órdenes escalares diferentes: ecodistrito, ecosección y ecotopo, siendo éste último el que ha permitido un mayor detalle de análisis y, por tanto, el que ha sido principalmente utilizado tanto para el desarrollo del programa de investigación y seguimiento, como para la materialización de las propuestas de restauración propiamente dichas. Contar con una trama biofísica del territorio como la implementada para el ámbito aluvial del Guadamar supone, además de la caracterización de los principales elementos del medio físico a diferentes escalas, contar con una herramienta de gestión de alta precisión, no sólo a la hora de llevar a cabo las mencionadas tareas de restauración (que en el caso de Entremuros supuso, por ejemplo, disponer de los datos adecuados para una completa restitución del meso y micromodelado y de los procesos hidrogeomorfológicos), sino asimismo desde el punto de vista de la gestión del actual Paisaje Protegido, ya que pueden considerarse como unidades básicas de gestión, sobre las que tomar cualquier tipo de iniciativas, sean de la índole que sean (ordenación, uso público, educación ambiental...), disponiendo de los límites funcionales del espacio, y no sólo de los administrativos.

# BIBLIOGRAFÍA

Borja, F.; Borja, C.; Gómez-Ponce, C. & Román, J. M. 2000. Aproximación a la Clasificación Genética de los Humedales de Andalucía (Documento técnico inédito). 64 págs. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Borja, F. (coord.), 2004. Regionalización Ecológica de Andalucía y Unidades Ecológicas de Gestión en el marco del Plan Director de la RENPA (Documento técnico inédito). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Borja, F.; Román, J.M.; Barral M.Á.; Borja, C. 2006. Regionalización Ecológica de la Cuenca del Guadiamar. Informe Final. (Documento técnico inédito) 50 págs. OTCVG- Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Borja, F.; Román, J.M.; Montes, C.; Moreira, J.M.; Molina, F. y Borja, C. (en prensa). Regionalización ecológica de Andalucía. En Rodríguez, M. (Coord.) Enciclopedia de la naturaleza de Andalucía, Tomo VIII: Espacios Naturales Protegidos. Sevilla.

Consejería de Medio Ambiente 2002. Plan Andaluz de Humedales. 254 págs. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Consejería de Medio Ambiente – Consejería de Obras Públicas y Transporte (en prensa). Libro Blanco de las Carreteras y los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Sevilla.

Ibáñez, J.J.; Valero Garcés, B.L y Camacho, C. (Edts). 1997. El paisaje mediterráneo a través del espacio y en el tiempo. Implicaciones en la desertificación. Geofoma Ediciones. 463 págs. Logroño.

Klijn, F. 1991. Hierarchical classification of ecosystems: a tool for susceptibility analysis and quality evaluation for environmental policy. En O. Ravera (ed.) Terrestrial and aquatic ecosystems. Perturbation and recovery: 80-89. Ellis Horwood. Chichester.

Klijn, F. 1994. Spatially nested ecosystems, guidelines for classification from a hierarchical perspective. En: Ecosystem Classification for Environmental Management: 85-116. Kluwer Academic Press. Dordrecht.

Klijn, F. & Udo De Haes, H. A. 1994. "A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification". Landscape Ecology, 9 (2): 89-104.

Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M. A. & Moreira, J. M. 1998. Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: Una Aproximación Ecosistémica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Montes, C.; Rodríguez, J.; Borja, F.; Lomas, P.; Hernández, M.; Sánchez, A.; Fraile, P.; Román, J. y García, R. 2003. "El Plan Director de la RENPA. Una oportunidad para el establecimiento de sistemas de conservación en el ámbito Mediterráneo". En García, R. y Montes, C. (Eds.): Vínculos en el paisaje mediterráneo. El papel de los espacios protegidos en el contexto territorial. Págs.: 42-91. D.G. de la RENPA y S.A. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

## OTRA DOCUMENTACIÓN UTILIZADA

Consejería de Medio Ambiente. 1997. Cartografía y Estadística de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía. Evolución 1976-1991. Junta de Andalucía. Sevilla.

CORINE Land Cover Technical Unit, 1996. Updating of the CORINE Land Cover Data Base. Summary Report. Agencia Europea de Medio Ambiente. Comisión de Las Comunidades Europeas. Copenhague.

Moreira, J. M. y Fernández, A. (Coords.), 1995: Usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía. Seguimiento a través de imágenes de satélite (incluye mapa 1/400.000). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Moreira, J. M. & Rodríguez, M. 2001. "Geodiversidad y Geomorfología en Andalucía". Medio Ambiente. 38:6-15. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Moreira, J. M. & Rodríguez, M. (Inédito). Mapa de Áreas Tipológicas de Paisaje de Andalucía. E. 1:650.000. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Moreira, J. M. & Rodríguez, M. (Inédito). Mapa Geomorfológico de Andalucía (Sistemas morfogenéticos y Unidades Fisiográficas). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.



CARACTERIZACIÓN  
HIDRO-GEOMORFOLÓGICA  
E IMPACTO ANTRÓPICO EN  
LA LLANURA ALUVIAL Y LA  
MARISMA DEL GUADIAMAR  
(1956-2006).

DETERMINACIÓN  
DE SECTORES DE  
DIAGNÓSTICO Y GESTIÓN

**F. BORJA<sup>1</sup>, M<sup>a</sup>. Á. BARRAL<sup>2</sup>, C. BORJA<sup>2</sup> Y J. M<sup>a</sup>. ROMÁN<sup>3</sup>**

1 UNIVERSIDAD DE HUELVA

2 UNIVERSIDAD DE SEVILLA

3 TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)

## Resumen

A partir de la regionalización ecológica a escala de ecotopo, ecosección y ecodistrito de la llanura aluvial y la marisma del Guadianar se lleva a cabo un estudio hidro-geomorfológico y una valoración comparativa de la cubierta vegetal y los usos del suelo del año 1956 y las afecciones actuales. En base a ello se identifican seis sectores de diagnóstico y gestión, los cuales sirven de ámbitos de referencia tanto para el desarrollo de los diferentes proyectos de investigación sectorial (PICOVER), como para la implementación del proceso de restauración y seguimiento (SECOVER).

**Palabras clave:** Guadianar, hidro-geomorfología, usos del suelo, sectores-diagnóstico

## Abstract

It has been made a study of the land use changes (1956-actual) and hydro-geomorphological analysis based on the eco-regional perspective of Guadianar alluvial plain and marsh (Eco-topo, Eco-section and Eco-district scalars orders). It has been assess the current human pressure and impacts on the river system and his recent evolution (1956 – today). Six diagnostic-management sectors has been chosen, which serve as project-areas to investigation, restoration and monitoring.

**Key words:** Guadianar River, hydro-geomorphology, land use, diagnostic-sectors

## Introducción

**L**a identificación de unidades homogéneas supone un procedimiento ineludible de cara a la implementación de cualquier política medioambiental de alcance territorial. Habida cuenta de que, metodológicamente, la determinación de dichas unidades requiere, como paso previo, de la integración de las estructuras biofísicas y socio-económicas del medio (regionalización ecológica), tales unidades terminan por convertirse en sectores de referencia desde el punto de vista del análisis y la gestión del territorio.

En el caso de la llanura aluvial y las marismas del Guadianar, la regionalización ecológica ha permitido discriminar los ecosistemas pertenecientes a los órdenes escalares de ecotopo, ecosección y ecodistrito (Borja et al., en este mismo volumen), mientras que el punto de partida y la consideración actual de la trama socio-económica se ha planteado a partir del análisis multitemporal de los usos del suelo y las coberturas vegetales predominantes en cada uno de los ecosistemas considerados. Las unidades homogéneas resultantes de combinar estas capas del territorio (natural y humano) se han conceptualizado en tanto que sectores de diagnóstico y gestión. El conjunto de dichos sectores componen una zonificación integral del área de proyecto, de la que constituyen sus ámbitos de referencia tanto para desde el punto de vista de la programación y el levantamiento coherente y sistemático de la información de los distintos campos de la investigación (PICOVER), como para el desarrollo de las diferentes iniciativas y actuaciones específicas,

ya sean de restauración como de seguimiento (SECOVER) (Arenas et al., 2002; 2003a; Montes et al., 2003b).

Desde el punto de vista del SECOVER, pues, todo proyecto de restauración ecológica y seguimiento requiere, en primer término, del conocimiento de los ecosistemas a distintas escalas presentes en el área de proyecto (regionalización ecológica); en segundo lugar, del establecimiento de unos ecosistemas de referencia que sirvan para aquilatar los objetivos de la propuesta; y, finalmente, de la determinación de una serie de sectores de diagnóstico y gestión, los cuales constituyen los ámbitos de aplicación tanto en lo que se refiere a la investigación sectorial, como en lo que respecta a la implementación de las acciones concretas de restauración y seguimiento (Montes y Borja, 2005; 2006).

Desde el punto de vista del SECOVER, pues, todo proyecto de restauración ecológica y seguimiento requiere, en primer término, del conocimiento de los ecosistemas a distintas escalas presentes en el área de proyecto (regionalización ecológica); en segundo lugar, del establecimiento de unos ecosistemas de referencia que sirvan para aquilatar los objetivos de la propuesta; y, finalmente, de la determinación de una serie de sectores de diagnóstico y gestión, los cuales constituyen los ámbitos de aplicación tanto en lo que se refiere a la investigación sectorial, como en lo que respecta a la implementación de las acciones concretas de restauración y seguimiento (Montes y Borja, 2005; 2006)



# M E T O D O L O G Í A

Partiendo de la identificación de los ecosistemas a escala de ecodistrito, ecosección y, especialmente, de ecotopo de la llanura aluvial y la marisma del Guadamar, se ha llevado a cabo una caracterización detallada del sistema hidro-geomorfológico, la cubierta vege-

tal y los usos del suelo, la cual se ha sustentado sobre la fotointerpretación del denominado vuelo americano (E=1:33.000, 1956). Esta parte del estudio se ha realizado utilizando una serie de ocho áreas-piloto, o ámbitos representativos del conjunto de ecosistemas pre-



Figura 1. Ecosistemas de la llanura aluvial y la marisma del Guadamar a escala de ecosección y ecotopo, utilizados como base biofísica para la delimitación de los sectores de diagnóstico y gestión, con indicación de las 8 áreas-piloto utilizadas en la caracterización general del medio.

Figure 1. Ecosystems of the floodplain and wetlands Guadamar River (scales ecosección and ecotopo), used as biophysical reference for defining diagnosis and management sectors. Study areas in white-red (1 to 8).

sentes en el área de estudio, así como de las principales afecciones a las que encuentran sometidos en la actualidad (Figura 1). Dichas áreas-piloto fueron determinadas por consenso con el resto de los grupos de trabajo implicados en el programa de seguimiento del proyecto general (Comunidades vegetales, Plancton, Cangrejo americano, Anfibios, Peces, Macroinvertebrados y Odonatos, Nematodos, Hormigas y Mariposas, Coleópteros, y Reptiles y Aves), y con ellas no sólo se dio respuesta a las necesidades de dichos equipos, sino que además se integró toda la información procedente de las estaciones de muestreo que venían siendo utilizadas por la Red de Control de Calidad Ambiental del Guadiamar (Borja et al., 2006).

Desde esta perspectiva se definen seis sectores de diagnóstico y gestión (Figura 1), de los cuales, los cuatro primeros concuerdan espacialmente con los ecosistemas a escala de ecotopo del tipo llanura aluvial (LL. A.

Este procedimiento nos ha permitido caracterizar la evolución morfo-hidro-dinámica del sistema fluvial desde un momento previo a los grandes impactos sufridos por el mismo durante la segunda mitad del siglo XX (situación de referencia), así como valorar el alcance de los procesos de transformación acaecidos hasta la actualidad, incluido el vertido minero de 1998 y su corolario la limpieza de lodos y aguas tóxicas (Arenas et al., 2003a)

de Agrio-Guadiamar; LL. A. de Las Doblas; LL. A. de Benacazón; LL. A. de Aznalcázar), mientras que el quinto es un sector de transición que se identifica con un ecosistema a escala de ecosección del tipo marisma aluvial (M. A. del Guadiamar), y el últimos con un nuevo ecosistema, ahora a escala de ecodistrito, del tipo marisma (Marismas de Doñana) (Montes et al., 1998).

## R E S U L T A D O S

### SECTOR D-G 1 (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECOTOPO: LLANURA ALUVIAL AGRIO-GUADIAMAR)

Este sector de diagnóstico y gestión del Guadiamar abarca el ámbito del ecosistema a escala de ecotopo de la Llanura Aluvial Agrio-Guadiamar (Figura 1), caracterizándose tan sólo hace unas décadas por el desarrollo

de meandros divagantes, así como por la presencia de cauces desdoblados que casi llegan al tipo *braided*, en el caso del canal del Agrio, donde aparecían barras fluviales tanto de fondo como laterales con distinto grado de actividad, según muestra el área piloto nº 1 (Confluencia Agrio-Guadiamar) utilizada para su caracterización (Figura 2).

Los meandros de este tramo fluvial presentaban en 1956 un diseño parabólico, a me-

Tabla 1. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 1 (1956).

Table 1. Hydrographic parameters representing D-G 1 Sector (1956).

|            | MEANDRO | $\delta$ | $L_c$   | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | $r_c$ 2 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad |      |
|------------|---------|----------|---------|-------------------------------|-------------------------------|------------|------|
| LONGITUD m | 1-2     | 431,00   | 1082,77 | 80,97                         | 76,48                         | 29,86      | 2,51 |
|            | 3-4     | 635,60   | 718,98  | 74,30                         | 100,02                        | 272,95     | 1,13 |
|            | 5-6     | 696,04   | 879,11  | 167,72                        |                               | 120,54     | 1,26 |

$\delta$  = Longitud de onda;  $L_c$  = Longitud de canal; sinuosidad =  $L_c / \delta$

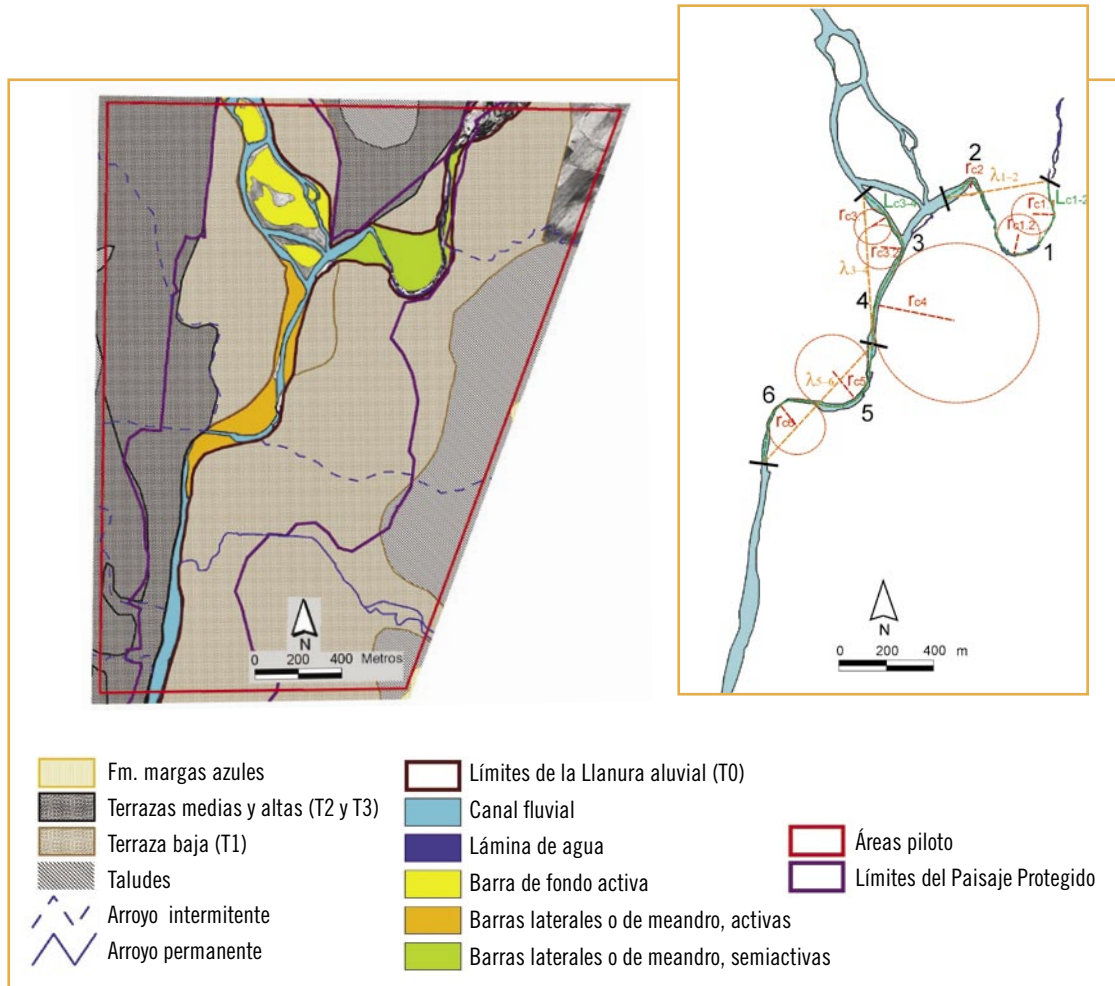


Figura 2. Esquema hidro-geomorfológico del área piloto 1 del Sector D-G 1 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecotopo Llanura Aluvial Agrio-Guadamar, y representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros.

Figure 2. Hydro-geomorphological map of Sector D-G1 (1956), Aluvial Plain Agrio-Guadamar Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders

nudo angularo (2 y 3)<sup>1</sup> (Figura 2), quedando limitados por tramos del canal casi rectilíneos, que llegaban a instalarse de manera perpendicular entre sí (5 y 6). Este dispositivo del canal venía condicionado por la escasa amplitud de la llanura aluvial en este sector del río, donde los escarpes de la terraza baja (T1) actuaban de tope a la divagación de los meandros. El radio de curvatura (rc) de

los tornos aumentaba de norte (30-100 m) a sur (120-273 m) (Tabla 1), dando paso trayectos prácticamente rectilíneos. La sinuosidad se presentaba bastante más marcada en el Guadamar antes de la confluencia con el río Agrio, alcanzando un valor de 2,51. Río abajo estos valores descendían hasta los 1,13 y 1,26, registrándose marcas aún más baja en el resto del área piloto.

1. Los meandros se han identificado de norte a sur, únicamente en las áreas piloto, siguiendo una numeración correlativa.

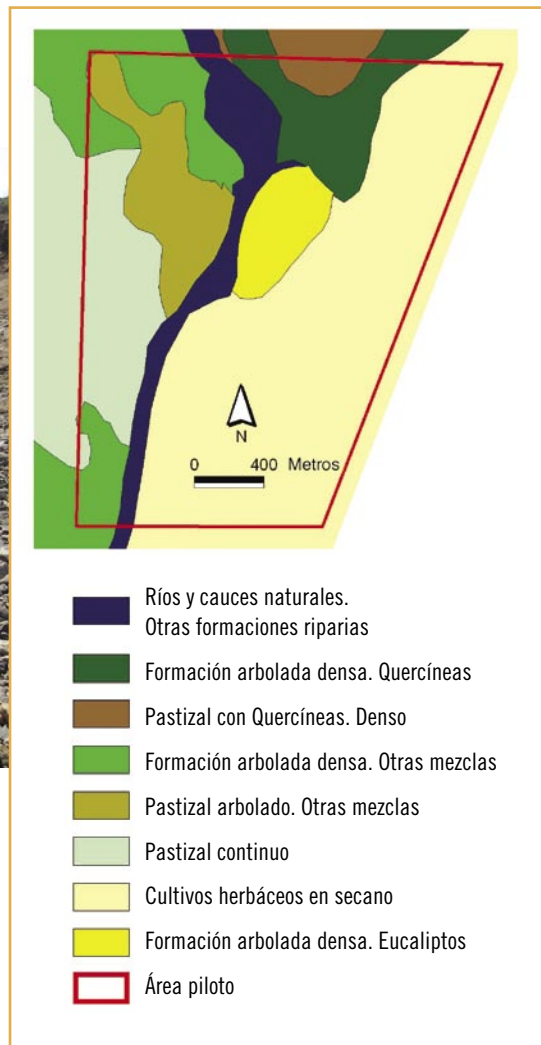


Figura 3. Mapa de usos del suelo en el entorno del área piloto 1, Sector D-G 1, en 1956 y vista actual del sector (Foto 1).

*Figure 3. Map of land use (1956) and current view of the D-G 1 Sector (Photo 1).*

Con respecto a la cubierta vegetal y los usos del suelo (Figura 3, página siguiente), en la citada fecha de 1956 destacaba la presencia de una formación riparia a todo lo largo del cauce del Agrio y, en el Guadiamar, a partir de la confluencia. Asimismo aparecía una concentración de quercíneas en el interfluvio Agrio-Guadiamar, bien como formaciones arboladas densas o como dehesas con pastizales. En el resto del sector se observaban, en la margen derecha, otras masas forestales con mezcla de especies de similar configuración densa o adhesionada, mientras que la margen izquierda quedaba ocupada por una cerrada plantación de eucaliptos. El ámbito más alejado del canal estaba ocupado por pastizales continuos, en la margen derecha, y cultivos de cereales de secano, en la izquierda.

Actualmente, el tramo correspondiente al río Agrio es uno de los sectores más desnaturalizados a causa, prin-



cipalmente, del desarrollo de la actividad minera (pantano, canalizaciones, infraestructuras viarias, desmontes, contaminación, construcción de la propia balsa siniestrada...), así como de la limpieza de lodos llevada cabo por la empresa Boliden tras el vertido de 1998, la cual se hizo sin ningún tipo de criterio ecológico. Como consecuencia del desmantelamiento del modelado y los sedimentos propios de la llanura aluvial (el resultado de la mencionada limpieza fue un cauce rectilíneo con fondo plano con taludes casi verticales y canal de aguas mínimas), este tramo convertido en un auténtico "río de gravas", sin llanura aluvial ni bosque galería ni suelos hídricos (Foto 1), de modo que prácticamente no puede hablarse del ecosistema fluvial (Barral y Borja, 2007).

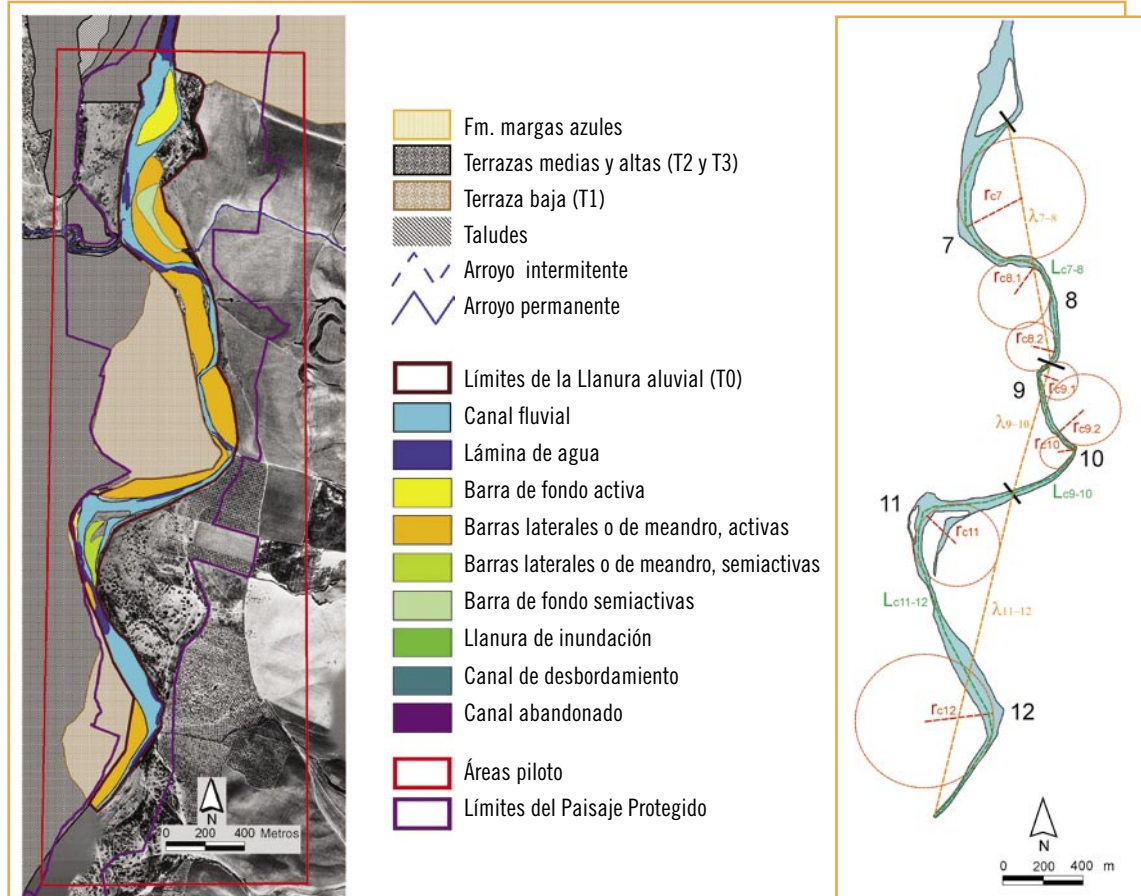


Figura 4. Esquema hidro-geomorfológico del área piloto 2 del Sector D-G 2 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecotopo Llanura Aluvial de Las Doblas, y representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros.

Figure 4. Hydro-geomorphological map of Sector D-G2 (1956), Aluvial Plain Las Doblas Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders.

## SECTOR D-G 2 (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECOTOPO: LLANURA ALUVIAL DE LAS DOBLAS)

La caracterización de este Sector D-G se hace a partir de los datos proporcionados por el área piloto 2, localizada en torno a la estación de aforo “El Guijo”, extendiéndose desde la actual gravera de El Palmar hasta el sur de “Los Ranchos del Guadamar” (Figura 4). En general, el sector considerado abarca el ámbito de inundación que se de-

sarrolla al sur del arroyo Valdegallinas hasta el puente de Las Doblas (Figura 1), el cual, a mediados del siglo pasado, constituía un medio de llanura aluvial con meandros divagantes, así como con cauces desdoblados, con barras fluviales tanto de fondo como laterales que se presentaban en su mayor parte semiactivas.

Los meandros de este sector presentaban trazados generalmente parabólicos con tendencia a la angulosidad (10,11) (Figura 4); los puntos de inflexión quedaban limitados por tramos de canal rectilíneo, bien paralelos entre si (8), o bien con dispositivo ortogonal (11 y 12), ya fuera con asimetría simple (11) o compuesta (8 y 9). La llanura aluvial quedaba restringida en su desarrollo lateral por la proximidad de los escarpes a ambas márgenes de la terraza baja (T1), a los que se adosaba el cauce dando lugar a trazados rectilíneos entre meandros. Los radios de curvatura eran amplios, fluctuando entre 75 y 335 m, mientras que la sinuosidad presentaba valores muy bajos y homogéneos (de 1,27 a 1,35). (Tabla 2).

Con respecto a los usos del suelo y la cubierta vegetal del entorno de esta llanura aluvial en 1956, destacaba la presencia de vegetación riparia alineada con el cauce, dando paso en algunos puntos a concentraciones de eucaliptos (Figura 5). Hacia el sur se apreciaba, por la margen izquierda, la presencia de dehesas más o menos densas con pastizales, así como una concentración de quercíneas alineada con el cauce del arroyo del Tizón, por la margen derecha. En el resto del área piloto analizada los cultivos herbáceos en secano y algunas manchas de olivar constituían el uso más extendido.

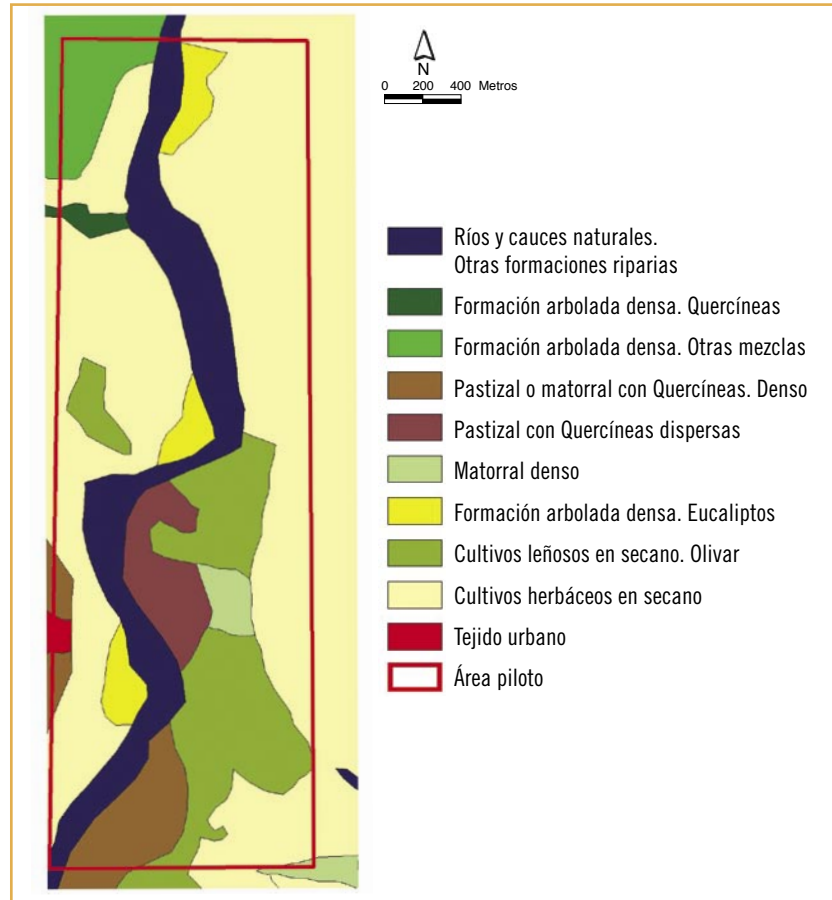


Figura 5. Mapa de usos del suelo en el entorno del área piloto 2, sector D-G-2, en 1956.

Figure 5. Map of land use (1956) of the D-G 2 Sector.

En la actualidad, y debido a las mismas causas apuntadas para el sector localizado aguas arriba, el cauce ha perdido su trazado original y la llanura aluvial se ha visto desprotegida de sedimentos, suelos y cubierta vegetal, incluido el bosque galería. Pero además este ámbito presenta serios problemas de movilización de gravas, detectándose localmente la pérdida completa del material sedimentario que deja aflorar el substrato terciario (Foto 2 a), especialmente en los espacios afectados por una intensiva utilización de graveras. A ello hay que unir la interrupción del flujo que supone la presencia de la escollera de la estación de aforo de El Guijo (Figura 5 b).

Tabla 2. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 2 (1956).

Table 2. Hydrographic parameters representing D-G 2 Sector (1956).

|            | MEANDRO | 8       | $L_c$   | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | $r_c$ 2 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad |
|------------|---------|---------|---------|-------------------------------|-------------------------------|------------|
| LONGITUD m | 1-2     | 1230,15 | 1564,49 | 289,69                        | 173,53 129,32                 | 1,27       |
|            | 3-4     | 657,88  | 889,42  | 83,71 185,60                  | 74,85                         | 1,35       |
|            | 5-6     | 1668,29 | 2250,72 | 207,58                        | 335,48                        | 1,35       |

8 = Longitud de onda;  $L_c$  = Longitud de canal; sinuosidad =  $L_c / 8$



Foto 2 a: Afloramiento de la formación de Margas Azules en el fondo de la actual llanura aluvial. Foto 2 b: escollera perteneciente a la infraestructura de aforo de El Guijo.

Photo 2 and b. Current views of sector D-G 2 (see text).

## SECTOR D-G 3 (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECOTOPO: LLANURA ALUVIAL DE BENACAZÓN)

El tercer sector de diagnóstico y gestión coincide con el ecosistema a escala de ecotopo de la Llanura Aluvial de Benacazón, el cual se emplaza aproximadamente entre el puente de Las Doblas y el del Ferrocarril Sevilla-Huelva (Figura 1), habiéndose utilizado para su caracterización el área piloto nº 3, para el tramo norte, y parte de la nº 4 (pago de Valdegallinas) de para el ámbito meridional (Figura 7, página siguiente). En 1956 el tramo superior de este sector poseía una llanura aluvial con meandros divagantes y cauce monocanal predominante, en la que destacaba la presencia de una extensa planicie inundable donde aún se detectaba el trazado de meandros abandonados con arcos de gran radio de curvatura y elevada sinuosidad. Bordeando el cauce por la margen convexa de los meandros se adosaban formaciones de levée, testimonio de una dinámica fluvial proclive a los desbordamientos, de-

pósitos que en algún caso sepultan paleotopografías de canal. Otro elemento morfo-hidrográfico de gran interés lo constituían los canales de desbordamiento, que se presentaban adosados al escarpe de las terrazas fluviales por el W. Estos cauces secundarios de borde de llanura se nutrían tanto de las crecidas conducidas por el cauce principal Guadamar, el cual contaba con barras de canal activas-semiactivas, como de la arroyada procedente de las terrazas (margen derecha) o de los cerros (margen izquierda) colindantes. Al sur de este sec-

Tabla 3. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 3 (1956).

Table 3. Hydrographic parameters representing D-G 3 Sector (1956).

|            | MEANDRO | $\delta$ | $L_c$  | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | $r_c$ 2 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad |      |
|------------|---------|----------|--------|-------------------------------|-------------------------------|------------|------|
| LONGITUD m | 13-14   | 340,38   | 371,67 | 110,75                        | 144,17                        | 1,09       |      |
|            | 15-16   | 675,99   | 698,16 | 162,96                        | 612,12                        | 1,03       |      |
|            | 17-18   | 663,25   | 840,02 | 83,71                         | 185,60                        | 230,18     | 1,27 |
|            | 19-20   | 874,87   | 998,61 | 238,66                        | 474,40                        | 1,14       |      |
|            | 21-22   | 578,01   | 914,51 | 129,12                        | 134,74                        | 1,58       |      |
|            | 23-24   | 1879,26  | 2015,8 | 753,09                        | 801,98                        | 1,07       |      |
|            | 25-26   | 872,42   | 1112,0 | 116,65                        | 141,21                        | 96 / 109   | 1,27 |

$\delta$  = Longitud de onda;  $L_c$  = Longitud de canal; sinuosidad =  $L_c / \delta$

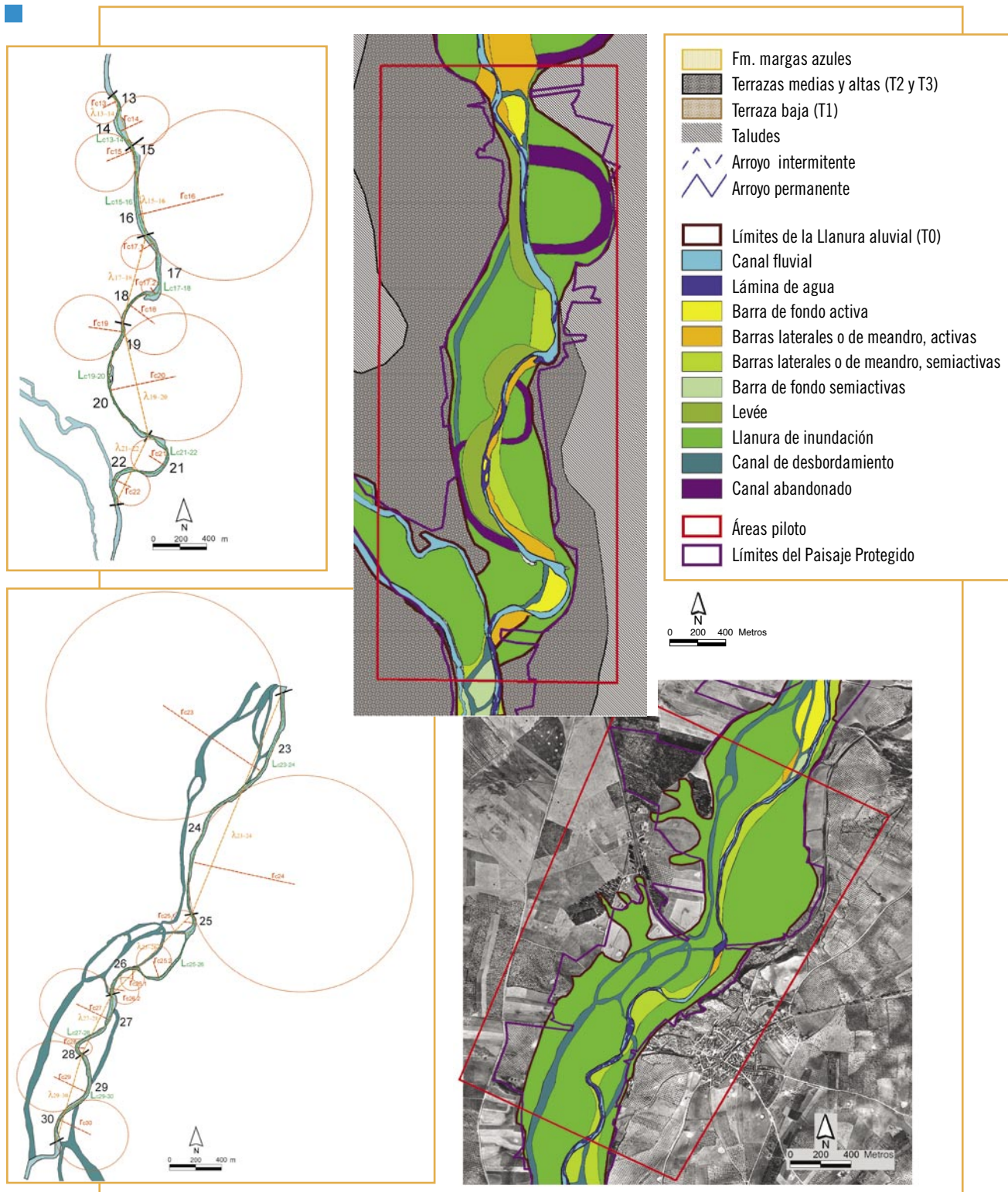


Figura 7. Esquema hidro-geomorfológico de las áreas piloto 3 y 4 del Sector D-G 3 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecotopo Llanura Aluvial de Benacazón, y representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros.

Figure 7. Hydro-geomorphological map of Sector D-G3 (1956), Aluvial Plain Benacazón Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders.



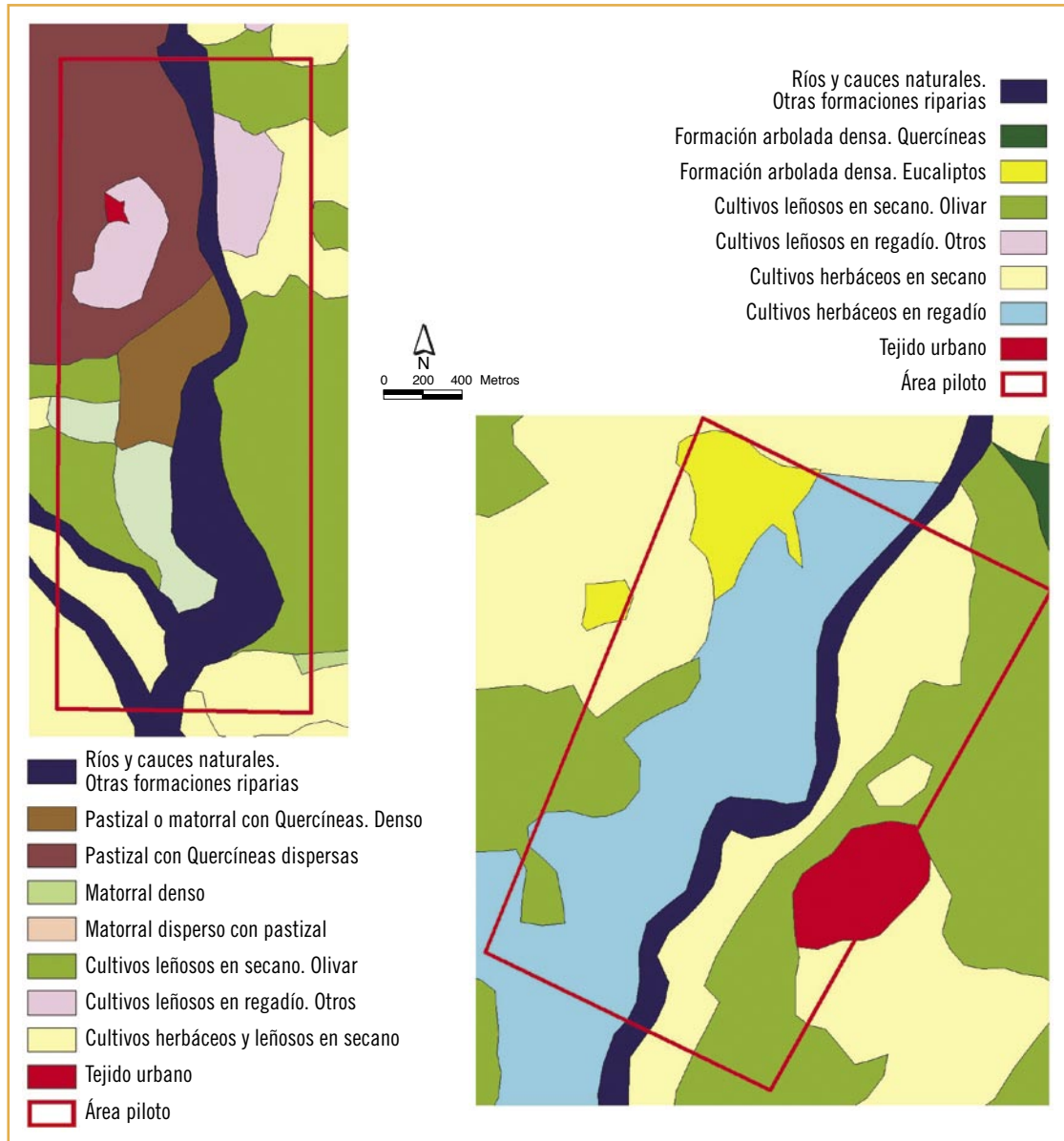


Figura 8. Mapa de usos del suelo en el entorno de las áreas piloto 3 y 4, Sector D-G 3, en 1956.

Figure 8. Map of land use (1956) of the D-G 3 Sector.

tor, sin embargo, la llanura aluvial se abría mostrando un canal meandriforme de gran radio de curvatura (750-800 m), escasa sinuosidad (1,07) y tendencia al anastomosamiento, al que se asociaban barras de meandro semiactivas (Figura 7, inf.).

El trazado de los meandros activos mostraba asimetrías simples y escasa sinuosidad, con valores situados entre 1,03 y 1,27, con la única excepción de los tornos que cierran por el sur el área piloto estudiada, donde dicho parámetro alcanza los 1,58 (Tabla 3). Son meandros en

general de gran radio de curvatura, y una longitud de honda que aumenta hacia el sur.

Los usos del suelo y la cubierta vegetal de 1956 mostraban una importante presencia de dehesas de quer-



Foto 3. Vista del cauce del Guadiamar en el Sector D-G 3, donde ha desaparecido el bosque de ribera y los cultivos han llegado hasta las orillas.

*Photo 3. View of the Guadiamar riverbed in Sector D-G 3. Gone is the riparian vegetation and crops have reached the shores.*

cíneas con pastizales o matorrales en todo el ámbito norte de la margen derecha (Figura 8, página anterior). Los canales se detectan gracias a la presencia continua de vegetación de ribera (tanto en el caso del Guadiamar como en el de Ardanchón). Dentro de las actividades agrícolas predominaba el olivar y, hacia el sur, los cultivos leñosos y herbáceos en secano, si bien algún cultivo leñoso en regadío comenzaba a instalarse en detrimento de la dehesa.

Actualmente, y aún bajo esta presión agrícola que ha llegado a ocupar prácticamente toda la llanura aluvial y a dismantelar el bosque de ribera (hoy substituido por eucalipto y caña), este sector aún mantiene, a diferencia de los dos anteriores, y posiblemente gracias a que el método de limpieza utilizado tras el vertido minero se realizó con criterios ecológicos, los elementos morfo-sedimentarios típicos de estos ámbitos fluviales mediterráneos (Figura 8). No obstante, cabe subrayar importantes afecciones como el azolvamiento casi total que presentan algunos de los canales secundarios, merced al manejo hidráulico al que han estado sometidos en favor de la agricultura; así como el sobredimensionado que se da actualmente de la dinámica de inundación a causa del efecto tapón que supone, ante el paso de las aguas crecidas, la existencia de la infraestructura ferroviaria que cruza la llanura transversalmente aguas arriba de Aznalcázar.

## SECTOR D-G 4. (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECOTOPO: LLANURA ALUVIAL DE AZNALCÁZAR)

El cuarto sector de diagnóstico y gestión identificado en el tramo medio del Guadiamar coincide con el ecosistema a escala de ecotopo de la Llanura Aluvial de Aznalcázar, el cual se emplaza aproximadamente entre el Ferrocarril Sevilla-Huelva y el Vado del Quema (Figura 1). Para su caracterización se han utilizado la parte sur del área piloto nº 4 (Buitrago) y la nº 5 (Valdegallinas). Se

trata de un ámbito que hace unos cincuenta años arrancaba con una llanura aluvial muy estrecha, debido a la proximidad entre las terrazas fluviales de la margen derecha y el escarpe del Aljarafe de la izquierda (trazado ferroviario), pero que enseguida se expandía mostrando un cauce principal de meandriforme a anastomosado, al que se asociaban barras de meandro semiactivas

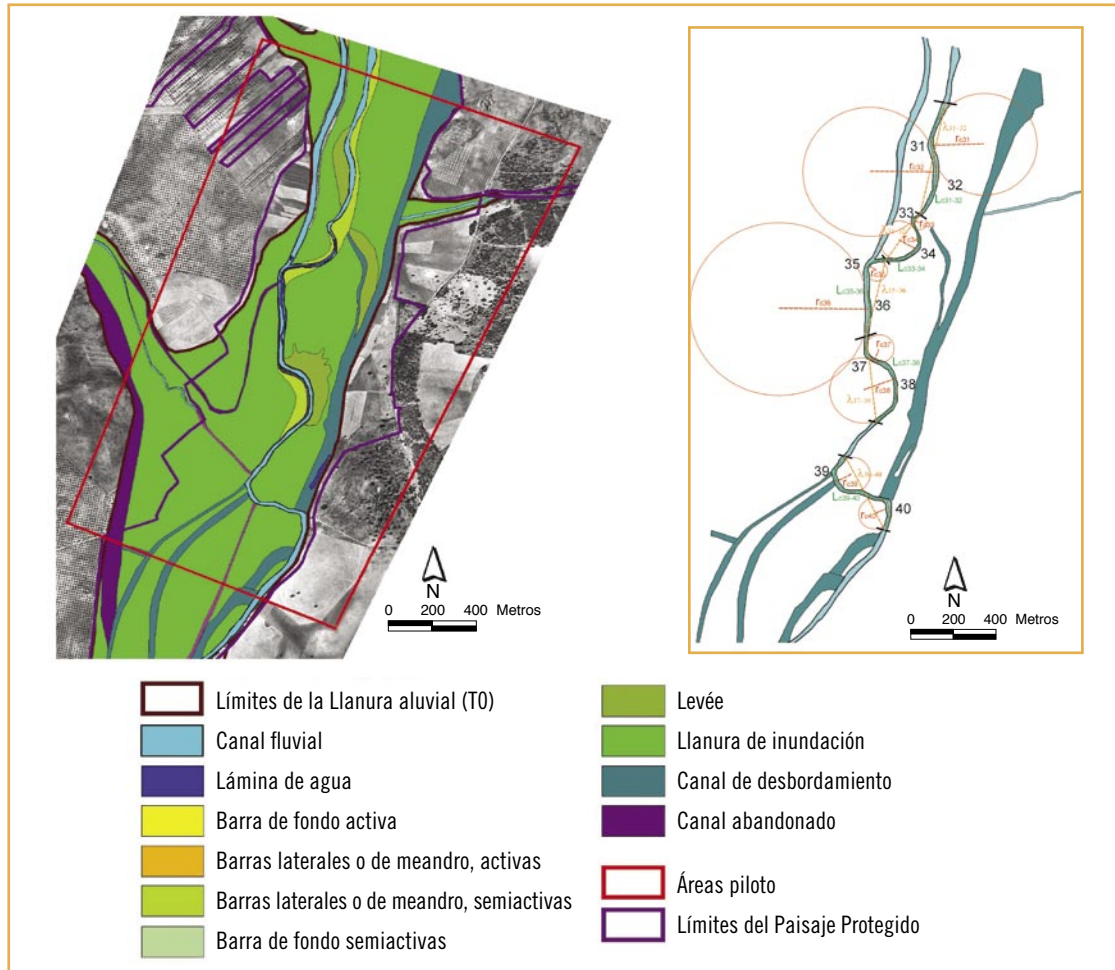


Figura 9. Esquema hidro-geomorfológico del Sector D-G 4 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecotopo Llanura Aluvial de Aznalcázar, y representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros.

Figure 9. Hydro-geomorphological map of Sector D-G4 (1956), Aluvial Plain Aznalcázar Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders

y formaciones de levée (Figura 9). Esta amplia planicie de inundación se extendía igualmente por el tramo bajo del arroyo Alcarayón, donde se repetía el mismo esquema de cauce principal y cauces secundarios obturados y/o abandonados.

Los meandros del tramo norte de este sector eran de corto radio de curvatura (60-235 m) y gran sinuosidad

(1,13-1,27) (Tabla 4), mostrando inicialmente una asimetría compuesta con brazos paralelos (25 y 26), pasando a asimetría simple (28), para volver a un trazado de simetría simple y geometría circular (27, 29 y 30) (Figura 9). En el tramo sur del sector, el trazado meandri-forme del cauce principal mostraba dos tipos principales de tornos: los de gran radio de curvatura (180-281 m) y escasa sinuosidad (1,17-1,27) (31, 32 y 36), que incluso

dan lugar a tramos rectilíneos (38-39), y los de pequeño radio de curvatura (32-91 m) y sinuosidad algo más elevada (1,25-1,33) (33, 34, 35, 37, 38, 39, 40); apareciendo también diseños parabólicos (31, 33 y 40) (Tabla 4).

En los que se refiere a los usos del suelo y la cubierta vegetal de este sector 4 durante la pasada década de los cincuenta (Figura 10), la vegetación riparia sólo se mantenía en el tramo centro-norte del mismo, de donde habían desaparecido las quercíneas. La llanura aluvial se veía invadida y rodeada de cultivos herbáceos en secano y regadío, así co-

mo de olivar y de alguna mancha de eucaliptos, al norte. En la margen izquierda las repoblaciones de coníferas daban paso hacia el sur a dehesas muy aclaradas de quercíneas con matorral denso.

Tabla 4. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 4 (1956).

Table 4. Hydrographic parameters representing D-G 4 Sector (1956).

|            | MEANDRO | $\delta$ | $L_c$   | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | $r_c$ 2 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad   |      |
|------------|---------|----------|---------|-------------------------------|-------------------------------|--------------|------|
| LONGITUD m | 25-26   | 872,42   | 1112,08 | 116,65                        | 141,21                        | 96,53 109,04 | 1,27 |
|            | 27-28   | 522,07   | 607,24  | 297,51                        |                               | 59,35        | 1,16 |
|            | 29-30   | 705,99   | 799,31  | 226,11                        |                               | 235,72       | 1,13 |
|            | 31-32   | 438,22   | 556,19  | 178,81                        |                               | 234,09       | 1,27 |
|            | 33-34   | 270,39   | 357,91  | 32,80                         |                               | 91,34        | 1,32 |
|            | 35-36   | 369,31   | 433,79  | 56,09                         |                               | 281,04       | 1,17 |
|            | 37-38   | 416,72   | 522,51  | 70,69                         |                               | 153,23       | 1,25 |
|            | 39-40   | 401,27   | 533,42  | 79,41                         |                               | 69,13        | 1,33 |

$\delta$  = Longitud de onda;  $L_c$  = Longitud de canal; sinuosidad =  $L_c / \delta$

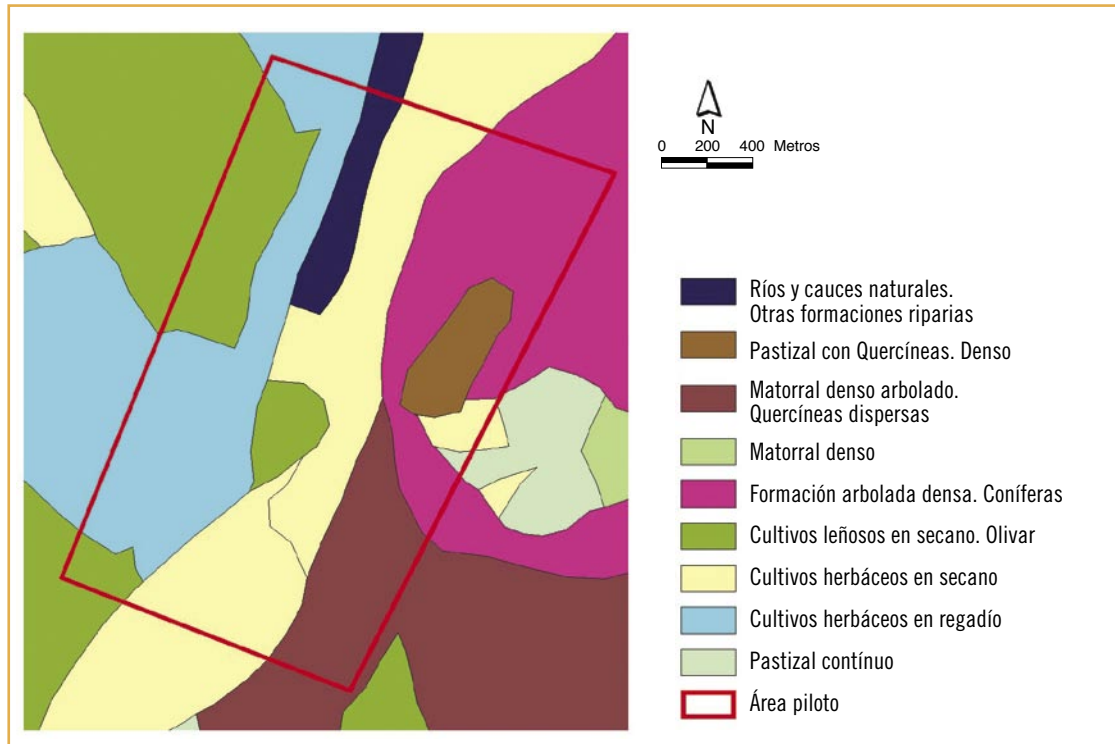


Figura 10. Mapa de usos del suelo en el entorno de las áreas piloto 4 y 5, Sector D-G 4, en 1956.

Figure 10. Map of land use (1956) of the D-G 4 Sector.

A día de hoy, la intensa huella de esta antigua presión agrícola se ha intensificado aún más en el paisaje gracias a un manejo encaminado a favorecer el drenaje y el cultivo en el seno de la llanura aluvial. Como consecuencia de ello se ha acentuado la pérdida de la vegetación riparia (de la que sólo quedan algunos rodales allí donde no ha entrado el eucalipto; Foto 4), así como la desactivación del sistema de brazos de crecida.



Foto 4. Vista del cauce del Guadamar y su actual bosque de ribera cerca del Vado del Quema.

*Photo 4. Current view of Guadamar River near Vado del Quema.*

## SECTOR D-G 5. (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECOSECCIÓN: MARISMA ALUVIAL DEL GUADIAMAR)

Este quinto sector de diagnóstico y gestión se identifica con la zona de tránsito entre la llanura aluvial y las marismas del Guadamar, localizándose desde el Vado del Quema hasta el Vado de Don Simón (Figura 1). En este caso se ha ascendido en el orden escalar de referencia, haciéndose coincidir con el ecosistema a escala de ecosección de la Marisma Aluvial del Guadamar, donde se incluyen varios ecosistemas a escala de ecotopo (Marisma Fluvial de los Labrados; Marisma Fluvial de la Tiesa y Marisma Fluvial de la Cangrejera). El área piloto elegida para la caracterización de este Sector D-G 5 corresponde al número 6 (Los Molinos).

Según los datos de 1956 (Figura 13, página siguiente), este ecosistema se corresponde con una extensa llanura aluvial surcada por un cauce anastomosado formado por múltiples canales meandriformes entre los que destaca un cauce principal, probablemente favorecido por el manejo agrícola de la llanura.

Este sector se caracteriza por la presencia de humedales aluviales al sur del Vado del Quema, aunque hay que señalar que estos se encuentran en una situación cada vez más residual debido a la mencionada presión agrícola. La influencia de la marisma se nota tanto más cuanto más al sur nos ubicamos, de manera que de los fluviales típicos del ámbito de Los Labrados se pasa a los cambisoles que caracterizan la zona de la Tiesa, y de aquí a los cauces de influencia fluvio-mareal y la presencia de los primeros lucios del ámbito de La Cangrejera.

El análisis el trazado meandriforme del canal principal muestra un esquema que se repite sucesivamente, constituido por un gran arco casi rectilíneo que da paso

Tabla 6. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 5 (1956).

*Table 6. Hydrographic parameters representing D-G 5 Sector (1956).*

|            | MEANDRO | $\delta$ | $L_c$  | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | $r_c$ 2 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad |
|------------|---------|----------|--------|-------------------------------|-------------------------------|------------|
| LONGITUD m | 41-42   | 402,04   | 547,15 | 152,27                        | 55,58                         | 1,36       |
|            | 43-44   | 289,03   | 500,12 | 44,16                         | 173,53   129,32               | 1,73       |
|            | 45-46   | 341,49   | 482,77 | 102,74                        | 86,60                         | 1,41       |

$\delta$  = Longitud de onda;  $L_c$  = Longitud de canal; sinuosidad =  $L_c / \delta$

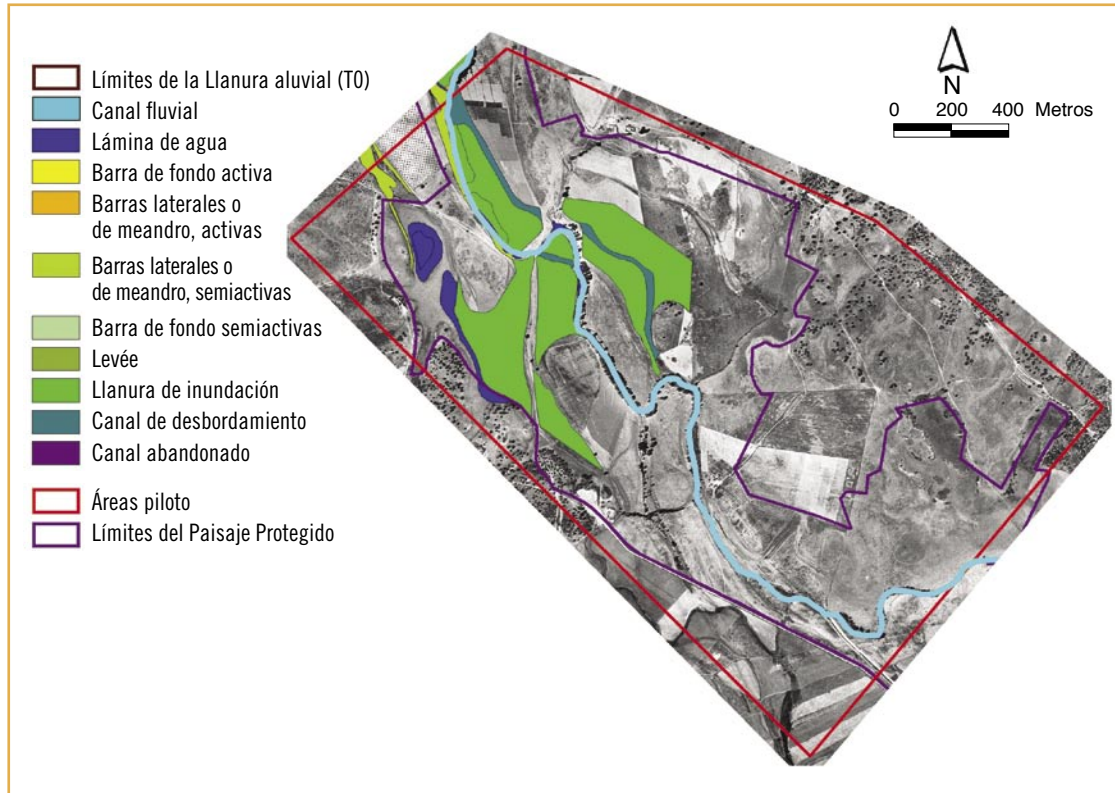


Figura 13. Esquema hidro-geomorfológico parcial del área piloto 6 del Sector D-G 5 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecosección Marisma Aluvial del Guadiamar, y representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros.

*Figure 13. Hydro-geomorphological map of Sector D-G5 (1956), Guadiamar Aluvial Marsh Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders.*

a una pareja de meandros de escaso radio de curvatura, geometría circular y simetría simple (o compuesta: 44), seguido de un nuevo tramo largo casi rectilíneo (Tabla 6; Figura 13).

De los usos que se desarrollan en este tramo de la llanura aluvial en 1956 y su cubierta vegetal destaca la presencia de pastizales continuos, probablemente con aprovechamiento ganadero, que se extiende por el centro de la llanura dejando tan sólo dos retazos de formaciones riparias (Figura 14). A ambas márgenes se constata la existencia de dehesas de quercíneas, ya sean dispersas con matorral denso en la margen izquierda, ya sean densas con menos pastizal en la derecha. El

resto de los usos que se describen en el área piloto eran cultivos herbáceos en secano, así como repoblaciones de coníferas.

Actualmente cabe plantear que este panorama no ha hecho sino afianzarse y complejizarse, detectándose una intensificación de las prácticas agrícolas, las cuales se acompañan de infraestructuras hidráulicas como muros de protección y canales (aguas mínimas del Guadiamar, Arroyo de la Cigüeña...), así como una desconexión progresiva de los brazos secundarios (Madre Vieja del Guadiamar) que constituían una vía de entrada de sedimentos que favorecía la dinámica anastomosada de este tramo del sistema fluvial.

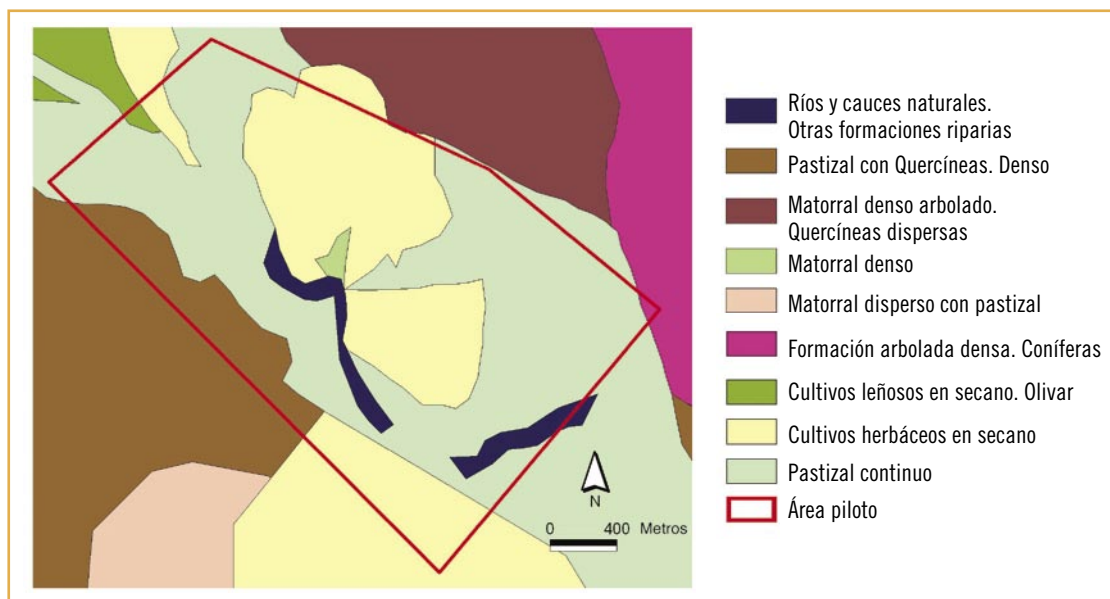


Figura 14. Mapa de usos del suelo en el entorno del área piloto 6, Sector D-G 5, en 1956.

Figure 14. Map of land use (1956) of the D-G 5 Sector.

## SECTOR D-G 6 (ECOSISTEMA A ESCALA DE ECODISTRITO: MARISMAS DE DOÑANA)

El sexto y último de los sectores de diagnóstico y gestión considerados en el proyecto general sobre el Guadamar se asocia plenamente con la zona de marisma. Como en el caso anterior se ha recurrido a un nivel escalar superior al de ecotopo, en este caso el de ecodistrito, siendo el ecosistema de referencia el de las Marismas de Doñana. Siguiendo a Montes et al. (1998), dicho sistema natural incluiría los ecosistemas a escala de ecosección de la Marismas Interna Reciente del Guadalquivir y la Marisma Interna Antigua (Borja et al., 2006). En principio, un nivel escalar de ecodistrito y un espacio como las Marismas de Doñana podrían parecer excesivos como para servir de referencia para la determinación de un sector encaminado a la gestión. Pero habida cuenta de que el espacio considerado queda, hasta cierto punto, homogeneizado por haberse encon-

trado enclaustrado entre dos muros durante los últimos 50 años, esta decisión parece la más adecuada.

El área piloto utilizada para caracterizar este último sector es el nº 8 (Vuelta La Arena), cuyo análisis para 1956 muestra una marisma diversa donde confluyen cinco ecosistemas a escala de ecotopo: Cauce obturado, Área de inundación de Entremuros, Veta, Lucio y Cauce activo (Figura 15, página siguiente).

En la caracterización hidro-geomorfológica del área destaca, entre otros elementos, la presencia del ecosistema de Cauce activo, correspondiente en origen al Brazo de la Torre, al que previamente se le ha unido el Guadamar y cuyo trazado meandriforme no se encuentra en 1956 cercado todavía por el muro occidental.

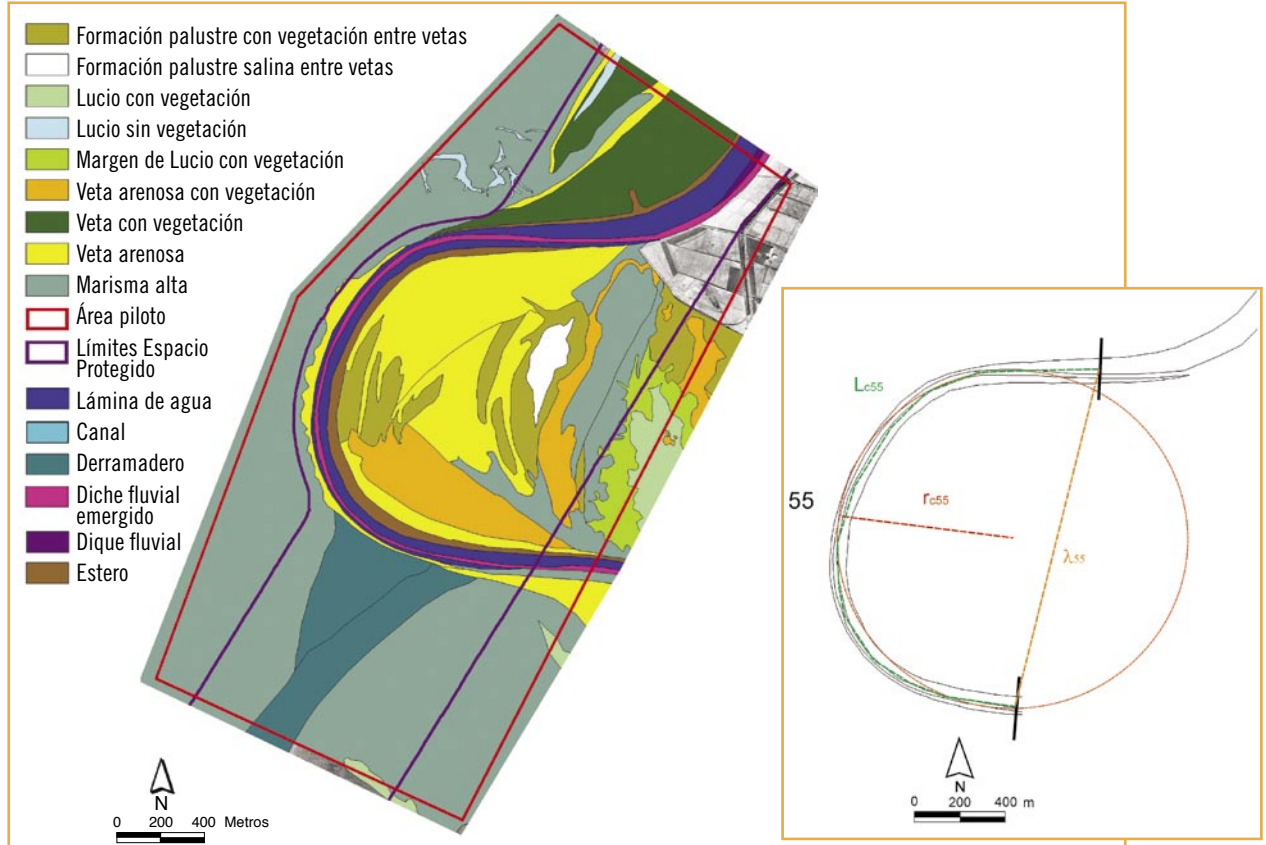


Figura 15. Esquema hidro-geomorfológico del área piloto 8 del Sector D-G 6 (1956), correspondiente al ecosistema a escala de ecodistrito Marismas de Doñana; representación de los parámetros hidrográficos del sistema de meandros y Mapa de usos del suelo en el entorno del área piloto 8, Sector D-G 6, en 1956.

Figure 15. Hydro-geomorphological map of Sector D-G 6 (1956), Doñana Marsh Ecosystem. Representation of hydrographic parameters of the system meanders and Map of land use (1956) of the D-G 6 Sector.

De igual modo cabe subrayar la existencia de diversas formaciones limo-arenosas elevadas y alargadas, cuya génesis se asocia a los desbordamientos fluviales. Son las denominadas Vetas, las cuales presentan un dife-

rente grado de cobertura vegetal denotando su mayor o menor funcionalidad. Localizados entre estos promontorios, o en posición algo más alejada del cauce, se identifican depresiones de diversas magnitudes denominadas Lucios. Al igual que en el caso de las Vetas, los Lucios presentan diverso grado de cubierta vegetal en función de la topografía y la salinidad de la cubeta. Hacia el sur se detecta el encauzamiento preferente de las aguas de crecida en el derramadero que constituye el Caño Tra-

Tabla 7. Parámetros hidrográficos representativos del Sector D-G 6 (1956).

Table 7. Hydrographic parameters representing D-G 6 Sector (1956)

|   | MEANDRO | 8       | $L_c$ | $r_c$ 1 <sup>er</sup> meandro | sinuosidad |
|---|---------|---------|-------|-------------------------------|------------|
| LONGITUD m  | 55      | 1499,43 | 2730  | 766,28                        | 1,82       |
| 8 = Longitud de onda; $L_c$ = Longitud de canal; sinuosidad = $L_c / 8$ |         |         |       |                               |            |



vieso, cuya obturación debió comenzar con anterioridad al momento analizado.

El trazado del cauce fluvio-mareal marca un meandro de simetría simple y geometría circular, presentado brazos en disposición paralela. Los parámetros medidos en este meandro informan de un amplísimo radio de curvatura (766,28 m) y una gran sinuosidad (1,82) (Tabla 7).

En lo que respecta a los usos del suelo y la presencia de formaciones vegetales existentes a mediados del pasado siglo, cabe señalar que ya para estos momentos la zona se ve afectada por la entrada del arrozal, que avanza por el flanco oriental, desmantelando la vegetación propia de este sector de las marismas de Doñana (Figura 15).

Durante las últimas décadas, la marisma de Entremuros

se ha visto sometida a unas importantes transformaciones (colmatación acelerada, transformación del modelado y el drenaje natural por manejo agrícola, control hidráulico mediante canal de aguas mínimas e infraestructuras de paso, vertido minero, limpieza intensiva y restauración ecológica) (Arenas et al., 2003). Pero además, también ha recibido otro tipo de impactos indirectos derivados de un anterior manejo hidráulico del sistema Guadamar-Brazo de la Torre (Corta de San Fernando, en 1816; Construcción del Entremuros, en la década de los 50, Casa-Bomba, etc.). Actualmente, tras la restauración ecológica llevada a cabo por la consejería de Medio Ambiente (Borja, 2003; Arenas et al., 2003c; 2004), el sector ha recuperado la estructura y la funcionalidad de las que gozaba con anterioridad a la ocupación agrícola del sector (Foto 5), lo cual se verá sustancialmente ampliado cuando acaben las obras que desarrolla el proyecto Doñana 2005 (MIMA).



Foto 5. Vista actual del sector de Entremuros (Vuelta la Arena).

Photo 5. Current view of Entremuros (Vuelta de la Arena).

## B I B L I O G R A F Í A

- Arenas, J.M.; Montes, C. y Borja, F. 2002. La Restauración de los Ecosistemas del Corredor Verde del Guadiamar". *Medio Ambiente*, 40:14-19. Sevilla.
- Arenas, J. M.; Montes, C. Borja, F. 2003a. El Corredor Verde del Guadiamar, cinco años después. *MA Medioambiente*, 43:12-15. Sevilla.
- Arenas, J.M.; Martínez, F.; Mora, A.; Montes, C. y Borja, F. (Coords. y Eds.) 2003b. Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002. C.M.A. J. de A.. 578 págs. Sevilla.
- Arenas, J.M.; Montes, C.; Borja, F. Martínez, F. (Eds.) 2003c. Jornadas sobre la restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resumen de Ponencias y Conclusiones. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 159 págs. Sevilla.
- Arenas, J.M.; Borja, F. y Montes, C. 2004. La restauración ecológica de la marisma de Entremuros. Desembocadura del Guadiamar. Fronteras en movimiento. J. Márquez y M. Gordo (Eds.), págs.: 257-268. Serv. de Pub. Universidad de Huelva.
- Barral, M. A. y Borja, F. 2007. Evolución hidrogeomorfológica de la llanura aluvial del Río Guadiamar en el ámbito de limpieza de Bolidén (1956-2004). En: *La Geografía en la frontera de los conocimientos*. AGE-UPO. Sevilla.
- Borja, F. 2003. La restauración ecológica de la Marisma de Entremuros. En Arenas, J.M.; Montes, C.; Borja, F. Martínez, F. (Eds.): *Jornadas sobre la restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Pág. 38. Sevilla.
- Borja, F.; Montes, C.; Arenas, J.M.; Martínez, F.; Mora, A.; Gil, A y Clavijo, A. (Eds.) 2003. Fuentes documentales de la cuenca del Guadiamar. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 156 págs. Sevilla.
- Borja, F.; Borja, C.; Román J.M. & Barral, M.A. 2006. SECOVER. Coordinación científica, regionalización ecológica y caracterización hidrogeomorfológica del Guadiamar. Informe técnico (Ined.), 173 págs. Sevilla.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M. A. y Moreira, J. M. (Coords.) 1998. Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 311 págs.
- Montes, C.; Arenas, J.M. y Borja, F. 2003. Iniciativa científico-técnica del PI-COVER. En, Arenas, J.M.; Martínez, F.; Mora, A. Montes, C. y Borja, F. (Coords. y Eds.) (2003). *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Págs. 14-36. Sevilla.
- Montes, C. y Borja, F. 2005. The Guadiamar green corridor. A research programme, example of science's social responsibility. En F. García Novo y C. Marín Carrera (Eds.), págs.: 277-280. C.H.G., Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Montes, C. y Borja, F. 2006. La investigación en el Corredor Verde del Guadiamar. Una ciencia con conciencia. *Quercus*, 234:130-134. Madrid.



# ESTUDIO DE LA AFECCIÓN DEL VERTIDO DE AZNALCÓLLAR A LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

**M. MANZANO<sup>1</sup>, C. AYORA<sup>2</sup>, J. CARRERA<sup>2</sup>, E. CUSTODIO<sup>3</sup> Y C. MEDIAVILLA<sup>4</sup>**

**1 DEPT. DE INGENIERÍA MINERA, GEOLÓGICA Y CARTOGRÁFICA, UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA, Pº ALFONSO XIII 52, 30203 CARTAGENA**

**2 INSTITUT JAUME ALMERA, CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS, LLUIS SOLÉ SABARÍS S/N, 08028 BARCELONA**

**3 DEPT. DE INGENIERÍA DEL TERRENO, GEOLÓGICA Y CARTOGRÁFICA, UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CATALUÑA, JORDI GIRONA S/N, 08034 BARCELONA**

**4 INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA, PLAZA DE ESPAÑA, TORRE N, 40013 SEVILLA**

## Resumen

Como consecuencia del vertido de Aznalcóllar de 1998 se realizaron los primeros estudios geológicos, hidrogeológicos e hidrogeoquímicos existentes sobre el origen, la estructura y el funcionamiento de los acuíferos de los ríos Guadiamar y Agrio y de sus relaciones con los otros acuíferos. Los trabajos comenzaron días después del vertido minero y se extendieron en su mayor parte hasta finales de 2001. Durante ese período se observó que no se había producido una contaminación generalizada de las aguas subterráneas de los acuíferos afectados, en gran medida debido a la rapidez en la retirada de los lodos vertidos. La existencia localizada de residuos de lodo en los suelos del aluvial permite prever posibles episodios difusos de contaminación, aunque el funcionamiento hidráulico del acuífero aluvial entre la mina y la marisma también prevé una neutralización y dilución de esos lixiviados aguas abajo por mezcla con los aportes hídricos de tipo bicarbonatado cálcico desde las formaciones encajantes. El cese del seguimiento en 2002 por parte de este grupo no ha permitido observarlo.

Este funcionamiento hidráulico favorece el transporte de solutos hacia el sur, bien a través del acuífero o a través

del cauce tras descargar las aguas subterráneas al mismo. Desde el Vado del Quema hacia el sur las formaciones aluviales del Guadiamar ceden agua a las formaciones permeables del acuífero Almonte-Marismas, debido a la depresión piezométrica en estas últimas por los intensos bombeos agrícolas. Con el régimen de explotación existente en 1998 un contaminante conservativo tardaría aproximadamente cuatro años en llegar a los pozos agrícolas desde el contacto entre ambos acuíferos, aunque buena parte de la contaminación quedaría confinada en las gravas y arenas intercaladas con arcillas.

El aluvial del Agrio ubicado bajo la balsa accidentada estaba hasta el año 2002 contaminado, por distintas causas, con aguas ácidas y elevadas concentraciones de Zn. En esta zona buena parte de las aguas del aluvial descargan al cauce o fluyen hacia el sur a través de la parte central del aluvial. La barrera geoquímica experimental construida aguas abajo de la balsa muestra la eficacia de la disolución de calcita para eliminar acidez, Al, Zn y Cu del agua en el corto tiempo de contacto (1-2 días) para el cual se diseñó la barrera.

**Palabras clave:** Agua subterránea, contaminación, barrera geoquímica reactiva, modelo de flujo, río Guadiamar, río Agrio, acuífero Almonte-Marismas

## Introducción

**D**urante los cuatro años siguientes al vertido de Aznalcóllar un consorcio de varios grupos de investigación pertenecientes a distintos organismos desarrolló varios estudios geológicos, hidrogeológicos y geoquímicos para conocer el impacto del vertido sobre los acuíferos del área afectada por el mismo. Aunque la principal motivación del inicio de los trabajos fue la posible afección del vertido al acuífero de Doñana, ubicado unos 50 km al S de la mina de Aznalcóllar, enseguida se hizo patente la necesidad de extender los trabajos des-

de la zona más próxima a la balsa de residuos hasta Doñana, o sea hasta el tramo final del río Guadiamar.

Los trabajos comenzaron pocos días después del vertido del 28 de abril de 1998 y terminaron en 2002. Se iniciaron por acuerdo interno entre un pequeño grupo de investigadores de la Unidad Asociada de Hidrología Subterránea formada por el Departamento de Ingeniería del Terreno, Geológica y Cartográfica de la Universidad Politécnica de Cataluña y el Institut Jaume Almera del Consejo Superior de Investigaciones Científicas de Barcelona (Unidad Asociada UPC/IJA-CSIC), e in-

As a consequence of the 1998 Aznalcóllar tailing spill, the first geological, hydrogeological and hydrogeochemical studies on the origin, structure and functioning of the Guadamar and Agrio rivers aquifers were performed. The works started a few days after the spill and extended to 2002. A generalized contamination of groundwater in the aquifers affected by the spill was not observed during that period, mostly due to the fast recovery of the pyritic mud from the alluvial surface. The local existence of mud remnants in the soil allowed forecasting diffuse contamination episodes in the future, although if they were produced the polluted groundwater would have been neutralised by the calcium-carbonate groundwater entering the alluvial aquifer from the adjacent formations. Nevertheless, the end of the studies in 2001 impeded the observation of these episodes.

The hydraulic functioning of the alluvial aquifers favours solute transport to the south, either as groundwater flow or as surface flow after groundwater discharges to the river. Around the Vado del Quema area

the alluvial formations make contact with the permeable formations of the Almonte-Marismas aquifer, which are here intensively pumped for agriculture. Thus, in this area groundwater is transferred from the Guadamar formations to the Almonte-Marismas ones. Using the pumping scheme prevailing in 1998, it was modelled that a conservative contaminant would delay around 4 years to reach the main agricultural wells. However, most of the polluted water would remain confined in the sand and gravel bodies interlayered with clays.

Up to the year 2002 the Agrio river alluvial aquifer was polluted with acid groundwater and high Zn concentrations. In this area most of the groundwater flow takes place through the central part of the aquifer, including the riverbed. The experimental reactive barrier constructed in the aquifer downward the tailing dam showed the effectiveness of calcite dissolution to eliminate acidity, Al, Zn and Cu in groundwater in the short time span to which the barrier was designed (1-2-days).

*Key words:* Groundwater, contamination, reactive barrier, flow model, Guadamar river, Agrio river, Almonte-Marismas aquifer

investigadores del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) de Madrid y Sevilla. Alrededor del pequeño grupo inicial se formó en poco tiempo un grupo de trabajo más grande e interdisciplinar formado por investigadores de los siguientes organismos: UPC/IJA-CSIC, IGME, CIEMAT; Universidad de Córdoba (UCO), Instituto de Recursos Naturales-CSIC de Sevilla (IRNASE-CSIC), UPC-Ingeniería Química (UPC-IQ); Universidad Politécnica de Valencia (UPV), Universidad de Huelva (UHU), Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) y Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía (CA-JA), a los que se unió más tarde la Oficina

Técnica del Corredor Verde del Guadamar de la Junta de Andalucía (CVG-JA).

Los trabajos realizados por el consorcio comenzaron a ejecutarse con recursos propios del IGME y de la asociación UPC/IJA-CSIC. A las pocas semanas, la Secretaría de Estado de Aguas y Costas del Ministerio de Medio Ambiente proporcionó apoyo económico, a través de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, para los estudios hidrogeológicos, de seguimiento de la contaminación y de un ensayo piloto de barrera reactiva subterránea. En los dos años siguientes los traba-

jos del consorcio continuaron gracias a la financiación de sendos y sucesivos proyectos FEDER-CICYT (1FD97-0765 y 1FD97-1867). El estudio del funcionamiento de la barrera reactiva continuó durante los años 2001 a 2003 por el grupo UPC/IJA-CSIC con la financiación del proyecto europeo PIRAMID (EVK1-CT-1999-21). Después de 2001 algunos grupos de organismos concretos fueron finalizando sus trabajos con financiación propia o de la Junta de Andalucía a

través del programa de investigación Corredor Verde del Guadamar, pero no se han realizado más estudios ni de conocimiento básico ni de seguimiento por parte del consorcio. Como responsable de la gestión, la CHG ha debido continuar sus trabajos de seguimiento de la contaminación del acuífero aluvial de los ríos Agrio y Guadamar. Los trabajos que se describen a continuación fueron desarrollados entre los años 1998 y 2002.

## O B J E T I V O S

Antes del vertido minero de 1998 no existían estudios geológicos ni hidrogeológicos del entorno de la mina de Aznalcóllar ni de los aluviales de los ríos Agrio (donde estaba emplazada la balsa minera) y Guadamar (al cual desemboca el Agrio pocos kilómetros aguas abajo de la mina y que desemboca, a su vez, en la marisma NE de Doñana). Tampoco se conocía la relación del acuífero aluvial del río Guadamar con el acuífero de Doñana, las características químicas naturales de ambos en la zona ni las posibles modificaciones de calidad esperables debido al vertido. Los estudios realizados como consecuencia del vertido fueron los primeros en la zona. Los objetivos prioritarios de conocimiento y los principales estudios realizados fueron los siguientes:

- Objetivo inmediato: conocer el posible impacto del vertido sobre la calidad del agua subterránea.
- Objetivos a medio-largo plazo: 1) conocer la estructura (geología y geometría) y el funcionamiento del acuífero aluvial y su relación con las formaciones adyacentes; 2) conocer la hidroquímica natural del acuífero y su posible modificación por el vertido; 3) evaluar el riesgo de contaminación de los acuíferos por meteorización de lodos residuales en el terreno; 4) diseñar, poner en marcha y contrastar medidas de remediación tales como una barrera reactiva subterránea piloto.

Para cubrir esos objetivos se realizaron los siguientes trabajos: perforación de sondeos, estudios sedimentológicos y geológicos; ensayos de bombeo y de trazador; medición y estudio de piezometrías; modelación numérica del flujo de agua subterránea en el entorno de la mina, el aluvial del río Agrio y la zona de contacto aluvial del Guadamar-acuífero de Doñana; cartografía de detalle de los depósitos de lodos y de la efectividad de la retirada de los mismos en zonas concretas mediante teledetección; estudios de meteorización de los lodos en columnas de laboratorio, en parcelas experimentales y en lisímetros, y determinación de la cinética de las reacciones químicas; estudio de la composición química natural del agua subterránea y de su grado de contaminación; modelo numérico de transporte de solutos entre el aluvial del Guadamar y el acuífero de Doñana; diseño, construcción y seguimiento de una barrera geoquímica reactiva en el aluvial del río Agrio; seguimiento de la eficacia de la limpieza de los pozos inundados por lodos y construcción de un modelo regional de flujo de agua subterránea del acuífero Almonte-Marismas. Una recopilación detallada de los trabajos realizados hasta mediados de 2001 puede verse en Ayora et al. (2001). Aquí se resumen los principales resultados del estudio del funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos afectados, de la hidroquímica natural y la contaminación de las aguas subterráneas. Los resultados del seguimiento de la barrera geoquímica reactiva no se habían publicado hasta ahora.

## ESTRUCTURA Y FUNCIONAMIENTO HIDROGEOLÓGICO DE LOS ACUÍFEROS AFECTADOS

### M A T E R I A L E S Y M É T O D O S U S A D O S

Entre los trabajos hidrogeológicos realizados destacan la perforación por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) de 44 sondeos de gran diámetro dispuestos en perfiles transversales a los aluviales del Agrio y del Guadamar; un estudio geológico detallado de los aluviales de los ríos Agrio y Guadamar y de la conexión de éste con los materiales de Almonte-Marismas; un buen número de ensayos de bombeo en los nuevos sondeos y

de ensayos de trazador en 6 de los mismos, además de la reinterpretación de los ensayos de bombeo realizados por el IRYDA para el estudio del Plan Regable Almonte-Marismas; varias campañas piezométricas y diversos modelos numéricos de flujo de agua subterránea (entorno de la mina, aluvial del Agrio, zona de contacto aluvial del Guadamar/Almonte-Marismas y acuífero regional de Almonte-Marismas).

### R E S U L T A D O S Y D I S C U S I Ó N

#### G E O L O G Í A

Se realizó un estudio litoestratigráfico, geométrico y geocronológico de los aluviales de los ríos Agrio y Guadamar hasta su conexión con los sedimentos de las marismas del Guadalquivir. Este consistió en una cartografía superficial y en la confección y correlación de una veintena de secciones geológicas apoyadas en casi un centenar de sondeos perforados tras el accidente y en unos 200 registros de sondeos perforados mayoritariamente durante la década de 1970 para el Plan Regable Almonte Marismas. Además, se realizaron varias dataciones absolutas (<sup>14</sup>C) de restos de madera encontrados durante la perforación del primer conjunto de sondeos.

El modelo sedimentario obtenido establece la existencia de tres terrazas aluviales con registro sedimentario (T3, T2, T1) y otra erosiva (terrazza actual o T0) (Figura 1, página siguiente). En el río Agrio las terrazas se disponen de

forma escalonada y simétrica a ambos lados del cauce, con cotas progresivamente más bajas cuanto más modernas (predomina el encajamiento). La terraza T3 está por encima y desconectada de las otras. En el río Guadamar, hasta la confluencia con el arroyo Alcarayón el escalonamiento ocurre sólo en la margen derecha debido a un desplazamiento progresivo del eje del río hacia el E por causas tectónicas, si bien la base de la terraza T1 está siempre a cota más elevada que la de la terraza T2 (predomina el relleno sedimentario). La terraza T3 desaparece hacia el arroyo Alcarayón y no vuelve a aparecer más al S. Las bases de las terrazas T2 y T1 aparecen encajadas sobre las Margas Azules hasta Benacazón y sobre las formaciones Arenas Basales y/o Limos Basales (Plio-Cuaternario) entre Benacazón y la marisma. A partir del Vado del Quema los sedimentos aluviales comienzan a estar recubiertos por arcillas de marisma.

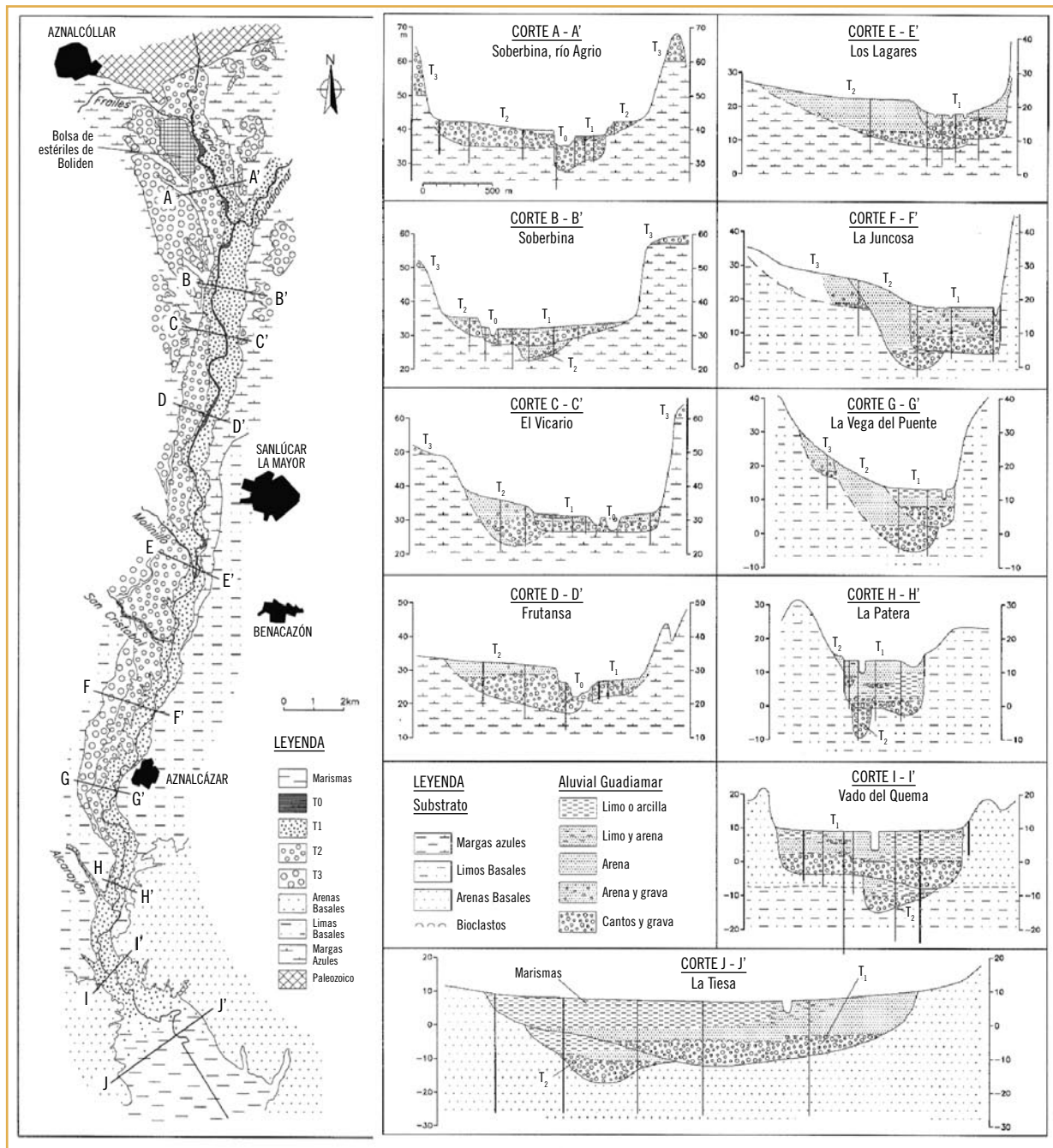


Figura 1. Geología de los aluviales de los ríos Agrio y Guadiamar. De Ayora et al. (2001).

Figure 1. Geology of the aluvial sediments of the Agrio and Guadiamar rivers. After Ayora et al. (2001).



El análisis mediante  $^{14}\text{C}$  de 6 muestras de materia orgánica proporcionó las siguientes edades: la parte superior de la terraza T2 tiene 6.285 años; la base y techo de la T1 tienen del orden de 5.000 y 300 años respectivamente; la T0 tiene una edad inferior a 300 años. Se desconoce la edad de la T3, aunque se cree probable que sea pleistocena. Por tanto el conjunto T2 + T1 + T0 parece haberse formado en su mayor parte tras la estabilización del nivel del mar después del último ascenso eustático (unos 6500 a BP).

En la marisma los niveles más groseros (gravas) de la base de las terrazas T2 y T1 aparecen entre los 30 y los 60 m de profundidad y están directamente en contacto con potentes niveles de gravas y arenas de la formación Arenas Basales (Plio-Cuaternario) pertenecientes al sistema acuífero Almonte-Marismas (Salvany et al., 2000). Las Arenas Basales constituyen el sustrato de los depósitos aluviales del Guadamar en la parte baja del valle de este río y por debajo de las marismas. Esta formación plio-cuaternaria constituye una serie monoclinal con un buzamiento de 3 a 4 grados hacia el sur y con una potencia variable de 40 a 130 m. En ella se reconocen seis ciclos granodecrecientes, de espesor decamétrico, formados por un nivel basal de gravas con base erosiva, un nivel intermedio arenoso y un nivel superior limo-arcilloso. Estos ciclos reflejan una geometría progradante hacia el SO y se acuñan lateralmente en el techo de las Margas Azules, que en el subsuelo de las marismas constituyen la base de la formación Arenas Basales. Esta formación forma parte del sistema acuífero Almonte-Marismas y está muy explotada para regadío en la zona, por lo que recibe agua de la Formación Aluvial del Guadamar en las

actuales condiciones hidráulicas. Por esta razón la geometría y configuración del contacto entre ambas formaciones se estudió con especial detalle.

La Formación Marismas constituye una monótona sucesión de arcillas con niveles subordinados de arenas y bioclastos de hasta 40 m de potencia, que representa la colmatación de la cuenca en condiciones de regresión de los sistemas aluviales hacia el norte. En la zona del Quema estos depósitos pasan lateralmente y de forma gradual al tramo superior arenoso de la terraza T1.

Los modelos geológicos obtenidos tanto para el valle aluvial como para la confluencia con la marisma fueron la base para la definición y ejecución de los distintos modelos numéricos de flujo de agua subterránea y transporte de contaminantes realizados.

Sólo el acuífero aluvial del río Agrio y el acuífero aluvial del río Guadamar resultaron afectados directamente por el vertido minero. La rápida retirada de los lodos depositados en las márgenes del río Guadamar previno la continuada contaminación de éste, de modo que al poco tiempo la principal causa de contaminación del agua del río volvió a ser los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin depurar

## ACUÍFEROS EXISTENTES, CARACTERÍSTICAS Y RELACIÓN ENTRE ELLOS

En la Figura 2 (página siguiente) se muestran los acuíferos existentes en la zona afectada por el vertido. De todos ellos sólo el acuífero aluvial del río Agrio y el acuífero aluvial del río Guadamar resultaron afectados directamente por el vertido minero.

El funcionamiento hidrogeológico del valle del Guadamar está definido por la geometría y disposición de los depósitos aluviales entre sí y respecto a las formaciones del entorno. El aluvial está encajado en materiales menos permeables: la formación Margas Azules del Mioce-

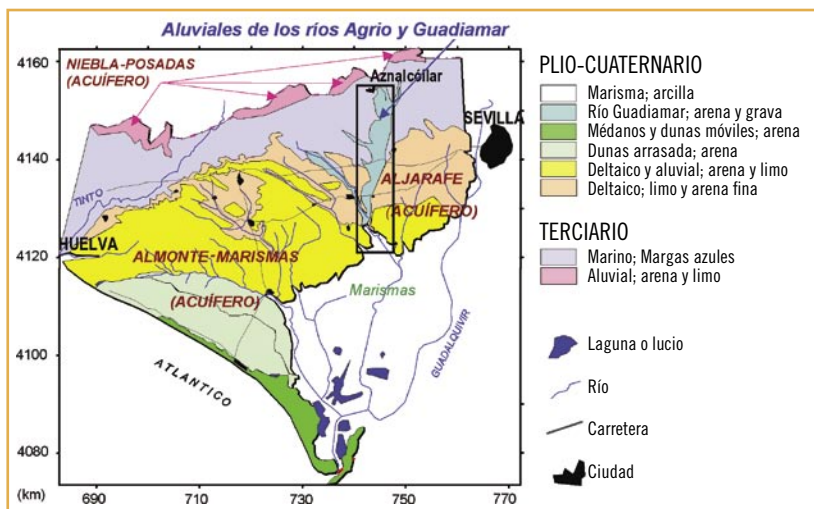


Figura 2. Acuíferos existentes a escala regional en la zona afectada por el vertido minero de Aznalcóllar. Modificado de Ayora et al. (2001).

Figure 2. Existing aquifers in the area affected by the Aznalcóllar mine spill. Modified from Ayora et al. (2001).

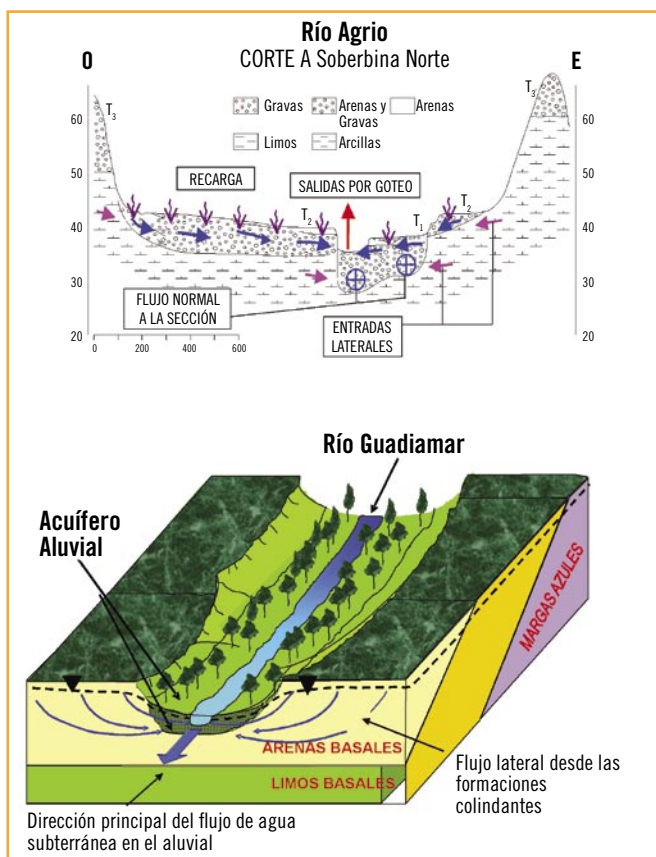


Figura 3. Esquema conceptual de funcionamiento hídrico del acuífero aluvial a la altura de la balsa (arriba) y en el valle central del Guadimar (abajo). Modificado de Ayora et al. (2001).

Figure 3. Conceptual model for the alluvial aquifer hydrology close to the mine (above) and in the central Guadimar valley. Modified from Ayora et al. (2001). Modified from Ayora et al. (2001).

no Superior y Plioceno Inferior y las formaciones Arenas Basales y Limos Basales del Plioceno Medio. La piezometría regional (datos no mostrados aquí) indica que el flujo en el acuífero aluvial permanece confinado lateralmente, ya que todas las aportaciones laterales fluyen hacia el Guadimar (Figura 3).

La conexión entre el aluvial del río Guadimar y el acuífero Almonte-Marismas es compleja debido a la intercalación de los sedimentos de ambos sistemas. Por ello la zona fue objeto de un estudio geológico detallado y de un modelo de flujo singular (Figura 4). La zona puede ser analizada en dos tramos: el primero se extiende entre el Vado del Quema y el cortijo de Los Molinos, en donde actualmente el río pasa de ser ganador a ser perdedor. En esa zona el nivel piezométrico del acuífero Almonte-Marismas pasa a estar por debajo del nivel freático del aluvial debido a los bombeos que tienen lugar en el área de Hato Ratón-Hato Blanco. En la margen izquierda, a partir del cortijo de La Tiesa se pone de manifiesto una menor conexión entre el acuífero aluvial y los acuíferos de Almonte-Marismas y Aljarafe debido a un incremento progresivo de la fracción arcilla en los sedimentos de marisma. El extremo suroccidental del área de estudio (Sector I y Sector Marismas del Plan Regable Almonte-Marismas) presenta niveles piezométricos muy bajos debido a las extracciones para riego. Estas extracciones han generado un cono de bombeo de gran radio que llega a presentar en el período julio-septiembre cotas piezométricas inferiores a los 19 m bajo el nivel del mar. En época de menor demanda y comienzo de las lluvias (a partir de octubre) se produce una significativa recuperación de los niveles, aún cuando la precipitación registrada entre mayo y noviembre sea muy escasa. El gradiente hidráulico en esta zona es del orden de 0,002, aunque en la depresión de bombeo es mayor.

Para mejorar el conocimiento de la conectividad lateral y vertical entre las distintas unidades sedimentarias se re-

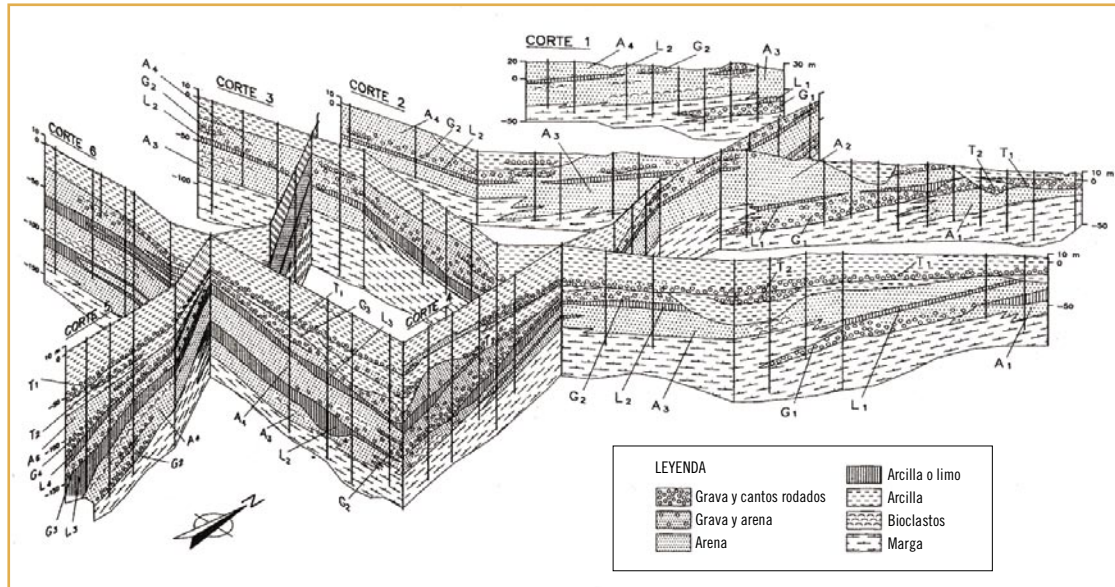


Figura 4. Bloque diagrama de la conexión aluvial del Guadamar - Almonte-Marismas. De Salvany et al. (2000).

Figure 4. Geological cross sections of the Guadamar river alluvial sediments and the Almonte-Marismas sediments contact. After Salvany et al. (2000).

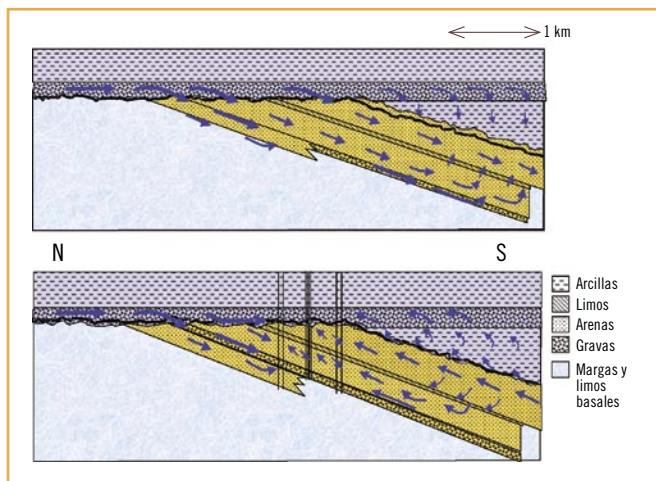


Figura 5. Esquema conceptual del funcionamiento hidráulico de la conexión aluvial del Guadamar-Almonte-Marismas y de las condiciones simuladas con el modelo. Arriba: flujo natural. Abajo: flujo modificado por bombeos. La magnitud y longitud de las flechas son indicativas de la velocidad de flujo. De Ayora et al. (2001).

Figure 5. Conceptual model for the hydraulic connection of the Guadamar alluvial aquifer and the Almonte-Marismas aquifer formations showing the flow conditions modelled. Up: natural flow. Down: flow influenced by pumping. After Ayora et al. (2001).

interpretaron los ensayos de bombeo realizados durante el estudio del Plan Regable Almonte-Marismas (IRYDA, 1976), obteniéndose valores algo diferentes a los obtenidos entonces. La Figura 5 muestra el esquema de funcionamiento hidráulico del acuífero en la zona de conexión para las situaciones de funcionamiento natural y de flujo influenciado por bombeo. Se puede apreciar la inversión de los sentidos de flujo en la segunda situación.

Los principales resultados del modelo de flujo del aluvial del Guadamar son:

- En ausencia de bombeos significativos, entre la mina de Aznalcóllar y el comienzo de la marisma el acuífero aluvial (Agrío y/o Guadamar) drena las formaciones adyacentes. En las condiciones existentes antes del accidente de 1998, entre la primavera y el verano el río dejaba de ser efluente (ganador) para pasar a ser influente (perdedor) debido a los bombeos para riego a lo largo de casi todo el aluvial. En la situación actual de bombeos restringidos en la zona del Corredor Ver-

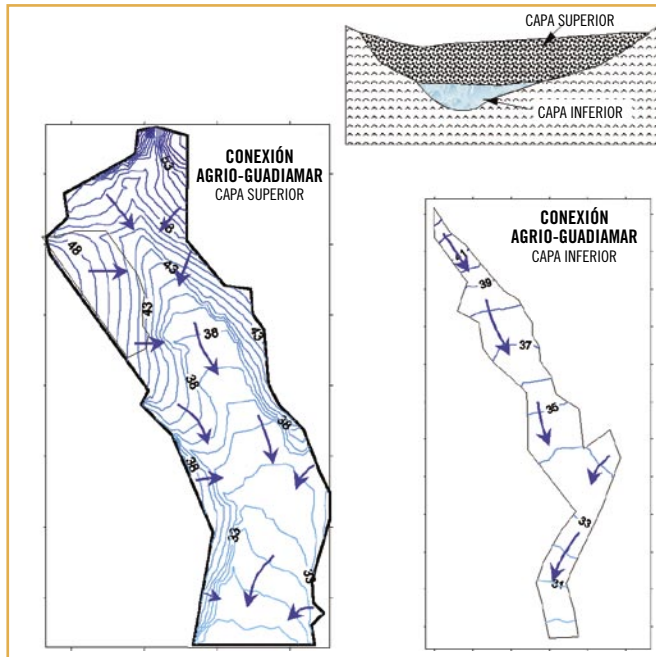


Figura 6. Piezometrías obtenidas mediante el modelo local de flujo del aluvial del Agrio y conexión con el Guadiamar. Las cotas están en metros sobre el nivel del mar. De Ayora et al. (2001).

Figure 6. Modelled piezometry of the Agrio and Guadiamar rivers alluvial aquifers junction. Values are in m above sea level. After Ayora et al. (2001).

de es probable que esta situación de infiltración del río Guadiamar no vuelva a producirse, al menos de manera habitual.

- El aluvial se recarga principalmente por la infiltración de la lluvia y por las entradas superficiales y subterráneas laterales.

El aluvial se recarga principalmente por la infiltración de la lluvia y por las entradas superficiales y subterráneas laterales. Globalmente, las entradas laterales suponen unos 10 hm<sup>3</sup>/año. Para un año medio, la recarga superficial supone unos 8-12 hm<sup>3</sup>/año. En condiciones naturales las salidas totales sumando la descarga al río más la evapotranspiración son de unos 20 hm<sup>3</sup>/año

neas laterales. El acuífero aluvial se recarga aproximadamente en un 50 % por la infiltración de la lluvia (entre 100 y 150 mm/año) y otro tanto por las entradas laterales (flujo superficial y subterráneo) a lo largo del contacto con las formaciones adyacentes (Margas Azules, Arenas Basales y Limos Basales).

- Las entradas laterales tienen lugar tanto a lo largo del substrato (Margas Azules, Arenas Basales y Limos Basales) como a favor de los pequeños aluviales de los afluentes del Guadiamar. Dado que la permeabilidad de las arenas y limos es significativamente más alta que la de las margas, cabe esperar que las entradas laterales subterráneas sean mayores en la parte intermedia y baja del valle que en la parte alta. Globalmente, las entradas laterales suponen unos 10 hm<sup>3</sup>/año.

- La segunda gran componente del balance es la recarga superficial, del orden de 100 a 150 mm/año, muy variable tanto en el espacio como en el tiempo. En la zona del Agrio, donde los materiales son granulares con muy pocos finos, se puede llegar a duplicar dicha cifra, mientras que la recarga debe ser muy baja en la zona de conexión con la marisma. Globalmente, y para un año medio, la recarga superficial supone unos 8-12 hm<sup>3</sup>/año.

- En el aluvial el agua se mueve según dos direcciones: en la parte inferior del aluvial (paleocauce) el flujo es paralelo al valle y de sentido N a S; en la parte superior el flujo es oblicuo al cauce y hacia el mismo. Por tanto, la descarga del acuífero ocurre principalmente mediante salida al río y mediante transferencia subterránea hacia el sur (Figura 6).

- En condiciones naturales las salidas totales sumando la descarga al río más la evapotranspiración (no se han separado ya que cabe pensar que la segunda componente es mucho menor que la primera) son de unos 20 hm<sup>3</sup>/año.

- En el valle del Agrio y parte intermedia del Guadiamar alrededor de un 90 % de la descarga tiene lugar al río y el resto es principalmente flujo subterráneo hacia el S. En la zona de conexión del aluvial con el acuífero Almonte-Marismas, en ausencia de bombeos en el aluvial el 100 % de

la descarga es por transferencia lateral hacia las formaciones de este último acuífero, mientras que si hay bombeos (valores de 1998) la transferencia a Almonte-Marismas se reduce al 40 % de la descarga total.

- En presencia de bombeos las extracciones medias anuales en todo el valle son muy variables, pero en el período estudiado alcanzaron unos 13 hm<sup>3</sup>/año. En su mayor parte se encuentran concentradas en la zona de conexión con la marisma. El déficit generado por las extracciones se cubre con aportes laterales, pero también mediante la posible inversión del flujo subterráneo en las capas de arcillas de la zona de marismas.
- El flujo subterráneo principal es el de dirección N-S a través del paleocauce, de mayor conductividad hidráulica que la parte superior del aluvial. El paleocauce parece presentar una configuración meandriforme que no necesariamente es coincidente con el trazado del cauce actual. Ello daría lugar a una posible desconexión entre río y acuífero en verano en la parte alta del aluvial. Bajo con-

**La probabilidad de que un contaminante procedente del aluvial alcance las captaciones de Almonte-Marismas es muy reducida**

diciones de explotación, también se produce una desconexión entre el río y el acuífero en la zona de contacto aluvial del río Guadamar/Almonte-Marismas. Esta desconexión se refiere a la aparición de medio no saturado entre los dos, pero no significa el cese de la recarga.

- Este flujo subterráneo longitudinal es el único que podría transportar cantidades apreciables de masa de contaminantes desde el aluvial del río Agrio hacia las zonas bajas del aluvial del Guadamar y sector NE del acuífero Almonte-Marismas. Sin embargo, la probabilidad de que un contaminante procedente del aluvial alcance las captaciones de Almonte-Marismas es muy reducida, y en todo caso llegaría de forma muy diluida.

## Conclusiones

Como resultado de todos los trabajos realizados se propuso el siguiente modelo conceptual de funcionamiento del acuífero aluvial del Guadamar: el acuífero drena las formaciones adyacentes entre la balsa accidentada y comienzo de la marisma. A partir de aquí y hacia el S, el aluvial alimenta los sedimentos del acuífero Almonte-Marismas, cuyos niveles piezométricos están por debajo del nivel freático del aluvial debido a las intensas extracciones para regadío localizadas en el Sector I y Sector Marismas del Plan Regable Almonte-Marismas. El flujo principal de agua subterránea es paralelo al valle, de sentido N a S y se concentra en la parte inferior (paleocauce) del acuífero, mientras que en la parte superior el flujo es más oblicuo al río.

Las aportaciones laterales por flujo superficial y subte-

rráneo parecen tener lugar tanto de forma distribuida como concentrada a favor de los pequeños aluviales de los afluentes del Guadamar (Molinillo, Alcarayón, San Cristóbal, etc.). En conjunto son relativamente importantes debido a la gran longitud de contacto en comparación con la superficie del acuífero y los trabajos de modelación indican que las entradas subterráneas laterales son comparables a la recarga por la superficie.

La descarga del acuífero aluvial se produce fundamentalmente hacia el río y, en menor medida, hacia el acuífero Almonte-Marismas. Por tanto, cualquier contaminante vertido en el acuífero aluvial permanecerá en el mismo hasta que descargue hacia el propio río o hacia el acuífero Almonte-Marismas, en el extremo S del aluvial.

# HIDROQUÍMICA NATURAL DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y AFECCIÓN POR EL VERTIDO

## MATERIALES Y MÉTODOS USADOS

Los objetivos del estudio hidroquímico del agua subterránea de la zona fueron conocer el origen y las características naturales del agua, identificar los procesos responsables de la variación espacial y temporal de la composición química y caracterizar la influencia de la actividad minera sobre la calidad del agua. Paralelamente se estudió el impacto del vertido minero de abril de 1998 sobre la calidad del agua subterránea.

Se realizaron 15 campañas de muestreo entre mayo de 1998 y mayo de 2002 en las cuales se tomaron y analizaron cerca de 700 muestras en 150 piezómetros y pozos situados en todos los acuíferos afectados: 17 de los puntos están en la conexión con el acuífero Almonte-Marismas, uno está en la unidad hidrogeológica Aljarafe, otro en el Paleozóico al N de Aznalcóllar y tres en el Mioceno del entorno de la mina. El resto está en los aluviales del Agrio y el Guadiamar. 16 son pozos de brocal o perforados que resultaron inundados por el vertido y fueron limpiados repetidamente. La red de muestreo incluía pozos agrícolas excavados y perforados; 44 pozos de reconocimiento geológico e hidrogeológico perforados por la CHG entre 1998 y 1999 en el acuífero aluvial, dispuestos en 10 perfiles transversales al río con 2-5 sondeos por perfil y 25 piezómetros de pequeño diámetro y totalmente penetrantes construidos en 1998 por EMGRISA y ubicados a lo largo del aluvial del Agrio y Guadiamar. Al final se disponía de entre 4 y 11 datos por punto. También se tomaron algunas decenas de muestras del río y 8 muestras de lluvia en Aznalcázar.

Las muestras se tomaron generalmente mediante bombeo a pequeño caudal (2-3 L/min) y a 1 m bajo la superficie del agua, bombeando unos 5 minutos para renovar el agua antes de tomar la muestra. En algunas

ocasiones (pozos equipados) se usó la propia bomba del pozo y otras un tomamuestras de botella. La posible existencia de estratificación química se ha comprobado ocasionalmente mediante la medida de la conductividad eléctrica (CE) y el pH y algún análisis químico, no habiéndose observado cambios significativos. Durante el muestreo se midió, en condiciones de flujo continuo siempre que fue posible, el pH, la alcalinidad, la CE, la temperatura (T) y el oxígeno disuelto ( $O_2$ ).

En cada punto se tomó una muestra sin filtrar ni acidular para determinar componentes mayoritarios (Cl,  $SO_4$ ,  $NO_3$ , C inorgánico total, Na, K, Ca, Mg) y sílice, y otra muestra filtrada ( $0,45 \mu m$ ) y acidulada hasta  $pH < 2$  para determinar metales pesados (Al, Zn, Fe, Mn, Sr, Ba, V, Cr, Ni, Cu, As, Se, Cd, Sb, Tl, Pb y Br), la cual se conservó refrigerada hasta su análisis. La mayoría de los análisis se realizaron en los laboratorios del ITGE (Madrid) y del CSIC-UPC (Barcelona), tras contrastar los resultados de ambos laboratorios. Un pequeño número se analizó en el CIEMAT (en Madrid y en el laboratorio móvil).

Además, para conocer las áreas de recarga y los recorridos del agua subterránea, así como el tiempo de residencia del agua y los posibles fenómenos modificadores de la composición química durante la recarga o el tránsito por el terreno, se analizaron los isótopos ambientales tritio,  $^{18}O$ ,  $^2H$ ,  $^{34}S$ ,  $^{13}C$ ,  $^{14}C$ ,  $^{39}Ar$ ,  $^{85}Kr$  en el agua, aunque estos resultados no se exponen aquí.

Mediante difracción de rayos X se estudió la composición del residuo retenido en varios filtros utilizados para el muestreo de aguas de los pozos inundados por lodo en la campaña de mayo de 1998.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA NO AFECTADA

Como ya se ha dicho, el estudio realizado a consecuencia del accidente proporcionó los primeros datos para conocer las características del agua y su origen. En la campaña de mayo de 1998 los pozos inundados por lodo aún no habían sido limpiados, lo que permitió establecer los parámetros físico-químicos indicadores del impacto del vertido sobre el agua subterránea natural de la zona (básicamente, presencia de concentraciones elevadas de la asociación Zn + Fe + Ni + Co + Mn + Cd, observación visual en campo de partículas de lodo en el brocal del pozo y flotan-

do en el agua y valores de pH en general inferiores a 6,5). El adjetivo "natural" se utiliza aquí como sinónimo de agua no afectada por este vertido. Usando estos criterios de forma integrada, para estudiar la hidroquímica natural del agua subterránea de la zona se seleccionó un conjunto de pozos que no había sido afectado por el vertido de abril de 1998. Dada la pequeña variabilidad temporal observada en la mayoría de los pozos, con los análisis de cada uno se realizó un estudio estadístico para caracterizar el agua propia de cada pozo. La composición característica de cada punto se ha definido usando la mediana de las concentraciones disponibles de cada especie química.

La composición química de las aguas subterráneas del aluvial viene definida por la de las fuentes de recarga y su interacción con los minerales del terreno. Las fuentes de recarga al aluvial son: la lluvia (de tipo clorurado sódico), el agua superficial aportada por el río Agrio (ligeramente sulfatada cálcica en el embalse del Agrio) y el Guadiamar (bicarbonatada cálcica) y los aportes laterales (escorrentía superficial y flujo subterráneo) procedentes de las formaciones que limitan con el aluvial por ambas márgenes (margas miocenas y arenas y limos plio-cuaternarios).

Atendiendo a los iones mayoritarios las características químicas de las aguas subterráneas no afectadas por el vertido varía de N a S (Figura 7) de la siguiente forma:

- El agua del Paleozoico al N de Aznalcóllar es poco mineralizada y bicarbonatada cálcica por incorporación de  $\text{CO}_2$  atmosférico y disolución de silicatos de Ca. El agua del embalse del Agrio es poco mineralizada y ligeramente sulfatada-cálcica, probablemente por oxidación de sulfuros dispersados desde la faja pirítica. El agua de las margas miocenas parece ser bicarbonatada-sódica-cálcica, con un notable déficit de Ca respecto a  $\text{HCO}_3$ . El agua del Mioceno frente a la mina, probablemente procedente de

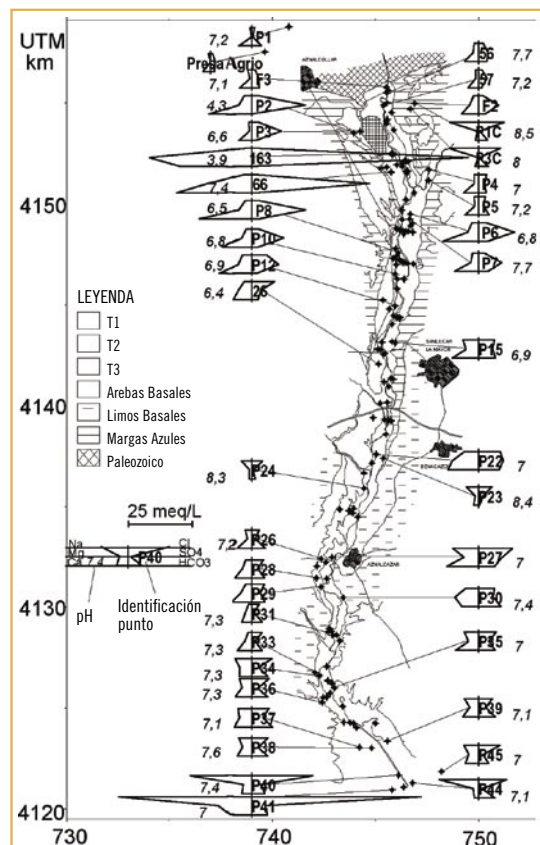


Figura 7. Composición química característica de las aguas subterráneas no contaminadas por el vertido. Cada diagrama representa la mediana de entre 4 y 8 análisis. De Ayora et al. (2001).

Figure 7. Characteristic chemical composition of groundwater not affected by the mining spill. Each diagram correspond to the median values of 4 to 8 analysis per well. After Ayora et al. (2001).

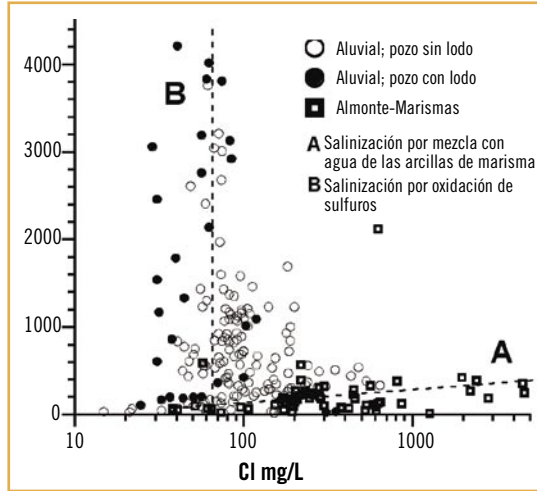


Figura 8. Tendencias y causa de la salinización en el conjunto de las aguas subterráneas estudiadas. Modificado de Manzano et al. (1999).

Figure 8. Salinity origins for the whole set of groundwater samples studied. Modified from Manzano et al. (1999).

niveles de arenas intercaladas o infrayacentes a las margas, es marcadamente clorurada sódica, con una relación  $rNa/rCl \geq 1$  ( $r = meq/L$ ).

- Las aguas del aluvial del Agrio en el entorno de la mina son sulfatadas-cálcicas, si bien el total de sales disueltas es muy variable: aguas arriba de la balsa la CE es  $< 1$  mS/cm, el pH está entre 6 y 7, los contenidos en Zn son  $< 1$  mg/L y las aguas son muy parecidas a las de la presa del Agrio, indicando que ésta es la principal fuente de recarga en la zona. En cambio, aguas abajo de la balsa y hasta la confluencia Agrio-Guadamar la CE oscila entre 1 y 5 mS/cm, el pH entre 3 y 6 y la mayoría de los pozos tiene aguas marcadamente sulfatadas-cálcicas, con escasos contenidos de  $HCO_3^-$ , Cl y Na. Además tienen concentraciones de metales pesados (y singularmente de Zn) del orden de decenas a centenares de mg/L. Son aguas muy parecidas a las observadas en los pozos inundados por lodo en mayo de 1998, pero ninguno de estos puntos está en la zona afectada por el vertido. La posible contribución de sulfato agrícola a estas aguas en forma significativa fue descartada tras un estudio isotópico (Manzano et al., 2004).

- Las aguas subterráneas del aluvial del Guadamar antes de su confluencia con el Agrio (P4 y P5, Figura 6) son bicarbonatadas-cálcicas y poco mineralizadas, tienen  $pH \approx 7$  y concentraciones de Zn ligeramente superiores al límite de detección (20  $\mu g/L$ ).

- Al sur de la confluencia Agrio-Guadamar y hasta aproximadamente la autopista Sevilla-Huelva, las aguas del aluvial y también las de la terraza T2 en posiciones lejanas y elevadas respecto al cauce son sulfatadas cálcicas, tienen pH entre 6,5 y 7 y concentraciones de Zn variables entre varias decenas de  $\mu g/L$  y algunos mg/L. Los sondeos perforados por la CHG durante 1999 en perfiles transversales al río tienen las mismas características, incluso los más alejados del cauce y de la zona inundada por el vertido. Esto sugiere como origen del  $SO_4$  en las aguas de esta zona la oxidación de sulfuros, probablemente presentes en los sedimentos, incluso de las terrazas más elevadas el Guadamar. El emplazamiento de estas partículas de pirita ha podido ocurrir mediante transporte y deposición por el río (en el pasado), y también mediante transporte aéreo y deposición sobre la superficie del terreno de las partículas de polvo generadas por la actividad minera. El Ca procede de la disolución de los carbonatos sólidos del terreno. La presencia de aguas con la marca pirítica apoya los resultados del balance del Modelo de Flujo del Guadamar, que indican cierta predominancia de la recarga superficial respecto a la entrada lateral de agua desde las formaciones adyacentes.

- Entre la autopista y la marisma las aguas del aluvial son bicarbonatadas-cloruradas-cálcicas-sódicas, con un progresivo aumento de la componente clorurada-sódica hacia el S, hasta hacerse dominante ya en la marisma (Figura 7). Las aguas tienen pH entre 7 y 7,5 y concentraciones de Zn inferiores a 80  $\mu g/L$ .

En conjunto las aguas subterráneas muestreadas entre la mina y la marisma muestran dos tendencias de salinización, una vinculada al Cl y presente desde el Vado del Quema (donde comienzan los depósitos de marisma) hacia el sur y otra vinculada al  $SO_4$  y presente en casi todo el aluvial al norte de Benacazón, tanto en muestras procedentes de pozos que resultaron inundados como en las procedentes de pozos fuera del perímetro inundado (Figura 8).



## MODIFICACIONES OBSERVADAS EN LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA A CONSECUENCIA DEL VERTIDO DE ABRIL DE 1998

El impacto del vertido sobre la calidad del agua del río fue la inmediata acidificación de ésta (con pH en torno a 4 entre la balsa accidentada y Aznalcázar), la eliminación del oxígeno disuelto, el incremento extraordinario de los sólidos en suspensión (hasta 30.000 mg/L) y también de la concentración de metales pesados en solución, que alcanzó órdenes de magnitud similares a los medidos en el agua de la balsa accidentada. No obstante, al cabo de unos pocos días las concentraciones de oxígeno disuelto se restablecieron, la turbidez disminuyó y el pH comenzó a aumentar, aunque lentamente. La rápida retirada de los lodos depositados en las márgenes del río Guadamar previno la continuada contaminación de éste, de modo que al poco tiempo la principal causa de contaminación del agua del río volvió a ser los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin depurar. No obstante, en el tramo de río Agrío situado entre la balsa accidentada y la intersección con el río Guadamar persistían los valores de pH inferiores a 5 y las altas concentraciones de metales pesados, lo cual se atribuyó principalmente a la descarga de agua contaminada desde el aluvial al cauce en el entorno de la balsa.

En cuanto al impacto del vertido sobre los acuíferos, el Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado con las muestras de la campaña de mayo de 1998 (con los pozos inundados aún sin limpiar) permitió establecer parámetros indicadores del impacto del vertido sobre el agua subterránea natural de la zona. Tres factores explican el 89,1 % de la varianza de la composición de las muestras: el factor F1 corresponde a la asociación Fe + Zn + Ni + Co + Mn + Cd, metales característicos del vertido; el factor F2 corresponde a la asociación Cl + Na + K + Mg y representa la salinidad de origen marino de los sedimentos de marisma; el factor F3 corresponde a la asociación Ca + SO<sub>4</sub> - HCO<sub>3</sub> y describe la influencia opuesta de la disolución de carbonatos y de las distintas fuentes de SO<sub>4</sub> existentes (el vertido de la balsa, el agua salina de la marisma y, probablemente, los agroquímicos) (Figura 9 a y b). Las concentraciones de Zn, Mn, Co, Cd y Pb en los pozos inundados eran entre uno y dos órdenes de magnitud superiores a las de los pozos no inundados, si bien las de otros metales pesados tales como el As y el Cu no eran discriminantes, entre otras causas debido a la presencia de estos metales en

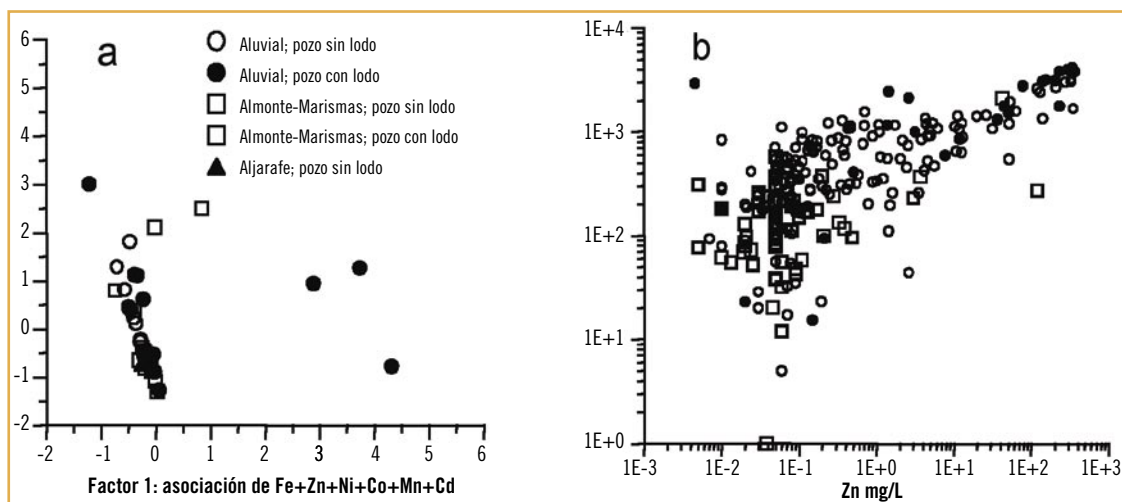


Figura 9. a) Relación entre los factores F1 y F3 del Análisis de Componentes Principales de las muestras de la primera campaña, con algunos pozos aún inundados por lodo. b) Relación entre las concentraciones de SO<sub>4</sub> y de Zn en muestras representativas de las 15 campañas realizadas. Fondo regional para el Zn: en torno a 0,1 mg/L. Modificado de Manzano et al. (1999).

Figure 9. a) Relationship between F1 and F3 Principal Component Analysis factors in groundwater samples from the first survey, with some wells still having pyritic mud inside. b) Relationship between SO<sub>4</sub> and Zn concentration in samples from the 15 surveys performed. Regional Zn background is around 0.1 mg/L. Modified from Manzano et al. (1999).

varios agroquímicos utilizados en la zona (Manzano et al., 1999).

Dos buenos indicadores de campo de la presencia de agua del vertido en un pozo eran el pH, en general  $< 6$  en los pozos contaminados, y la presencia de partículas de lodo en el brocal y flotando en el agua. El análisis de las partículas retenidas en los filtros usados para el muestreo confirmó que eran de pirita.

Al cabo de un año, entre la confluencia Agrio-Guadamar y la zona de El Guijo (unos 4 km) el agua del río tenía valores de pH entre 6 y 6,5 y en el acuífero se midieron valores entre 6 y 7. Por tanto no existía contaminación generalizada, aunque persistía la contaminación del agua de algunos pozos que resultaron inundados por el vertido y que no habían sido limpiados de forma eficaz.

Sólo el agua subterránea de la zona ubicada entre la balsa y la confluencia Agrio-Guadamar, que resultó inundada por el vertido, y también el agua del río (que drena al acuífero entre la mina y Vado del Quema), estaban contaminados con aguas ácidas ( $\text{pH} \leq 4$ ) y elevadas concentraciones metálicas (Zn entre 40 y 65 mg/L). El origen de la contaminación se atribuyó a una combinación del vertido y de pérdidas de la balsa anteriores a 1998. Por tanto, la contaminación más o menos generalizada del aluvial se restringe al sector situado entre la balsa y la confluencia de los dos ríos.



Foto 1. A) Aspecto de uno de los pozos agrícolas de gran diámetro rodeado por restos de lodo del vertido. B) Aspecto del interior de un agrícola con partículas de lodo aún en el interior.

*Photo 1. A) Aspect of a large diameter agricultural well surrounded by the spill. B) Aspect of a well with pyritic mud inside.*

## EVOLUCIÓN DE LAS AGUAS DE LOS POZOS AFECTADOS POR EL VERTIDO

A partir de julio de 1998 la CHG y Boliden comenzaron la limpieza de los pozos inundados. El procedimiento habitual fue la remoción del agua y lodo contenida en el pozo, el bombeo y la adición de cal. En la mayoría de los casos el procedimiento fue eficaz, pues las concentraciones de metales en el agua de esos pozos han disminuido hasta prácticamente los valores habituales en los pozos no inundados ( $\leq 0,1$  mg/L de Zn; Figura 10). Tres

pozos (P17, P18 y P19) tuvieron varios episodios de acidificación y basificación durante estos dos años, pero su ubicación en una zona donde había otros muchos pozos no contaminados sugería una causa localizada. La acidificación recurrente se atribuyó a episodios de exposición aérea (en época de niveles bajos) y oxidación de partículas de pirita remanentes en las paredes del pozo tras una limpieza poco efectiva. La basificación tenía lu-

gar tras una de las reiteradas limpiezas a las que fueron sometidos.

En cuanto a los iones mayoritarios, todos los pozos inundados muestreados tenían agua claramente sulfatadas cálcicas en mayo de 1998, independientemente de su ubicación en el aluvial. Tres años después la mayoría de las aguas mantenían el carácter sulfatado cálcico probablemente debido a la persistencia y oxidación de partículas de pirita y a la disolución de la cal añadida a los pozos. Esto justifica que la mayoría de estas aguas se mantuvieran cerca del equilibrio con yeso. Dado el pequeño tamaño de las partículas de lodo (10  $\mu\text{m}$ ), es probable que éstas se introdujeran en el terreno en torno al pozo a través de los mechinales de éste. La eliminación de estas partículas es difícil o incluso imposible, pues requiere bombeos intensos y duraderos muchas veces inabordable por las condiciones hidráulicas del pozo (Foto 1).

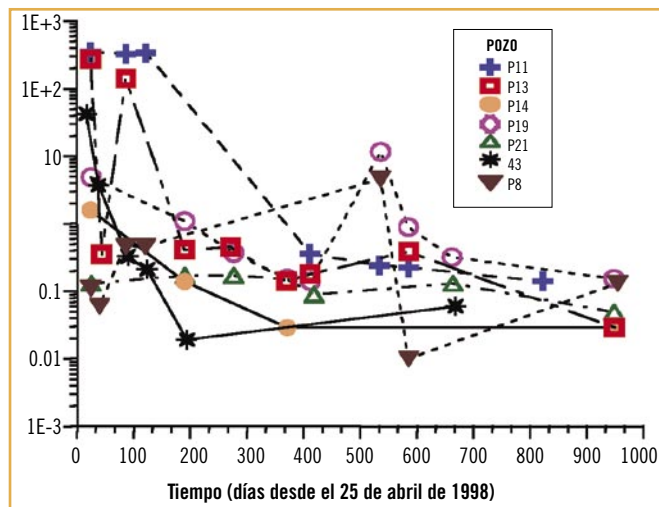


Figura 10. Evolución de la concentración de Zn en el agua de pozos inundados por el vertido y limpiados repetidamente.

*Figure 10. Zn contents evolution in water from some wells flooded by the spill and cleaned several times.*

## Conclusiones

De forma sintética, atendiendo a los iones mayoritarios la composición de las aguas subterráneas no afectadas por el vertido varía así de N a S: entre la mina y aproximadamente Benacazón las aguas son sulfatadas-cálcicas, entre este punto y el Vado del Quema son mayoritariamente bicarbonatadas-cálcicas y entre el Quema y la marisma son crecientemente cloruradas-sódicas. Esto se debe a la contribución relativa de la recarga superficial frente a la lateral, a la presencia de partículas de sulfuros entre los sedimentos aluviales y a la presencia de agua salina en los poros de los sedimentos de marisma. Los sulfuros, que pueden haberse depositado en medio acuoso o por vía atmosférica y con anterioridad al vertido de 1998, son fácilmente oxidables en la superficie del terreno y en la zona no saturada del acuífero durante la infiltración del agua de lluvia y riego. La posible contribución significativa y generalizada de sulfato agrícola se descartó tras un estudio isotópico. Los aportes laterales de

las formaciones adyacentes son bicarbonatadas-cálcicas por efecto de los minerales carbonatados presentes en las mismas.

Durante dos tres años se realizó un seguimiento de la composición del agua de 16 pozos que resultaron inundados por el vertido de lodo de abril de 1998, de unos 50 pozos que no resultaron inundados y de unos 50 sondeos perforados con posterioridad al vertido. Los resultados indicaron lo siguiente:

- Prácticamente todos los pozos que resultaron inundados fueron limpiados una o varias veces mediante remoción, bombeo y adición de cal. En la mayoría de ellos las concentraciones de metales descendieron hasta los valores habituales en los pozos no contaminados, pero los iones mayoritarios indican que en ellos siguió ocurriendo oxidación de sulfuros, es decir, seguía habiendo restos de lodo. Los sulfatos resultantes, junto con el calcio añadido en

forma de cal, imprimen un acusado carácter sulfatado cálcico a esta agua.

- En general, los sondeos perforados tras el vertido dentro el perímetro que resultó inundado tenían también aguas sulfatadas cálcicas, incluso los situados en la mitad sur del aluvial, donde la composición natural de las aguas es bicarbonatada cálcica. Esto sugiere un proceso de oxidación de pirita en la zona no saturada y de transporte de solutos hasta la zona saturada. La calcita añadida al terreno

proporciona las condiciones necesarias para mantener el pH en torno a 7 y facilitar así la fijación en el suelo de los metales pesados liberados durante la oxidación de la pirita.

- Hasta el año 2002 no existía una contaminación generalizada del agua subterránea del aluvial debida al vertido de 1998. Sí estaba contaminado el aluvial entre la balsa y la confluencia Agrio-Guadiamar. En esta zona se construyó la barrera geoquímica experimental que se describe a continuación.

## FUNCIONAMIENTO DE LA BARRERA GEOQUÍMICA REACTIVA

### M A T E R I A L E S Y M É T O D O S U S A D O S

Para eliminar la acidez y los metales disueltos en el agua subterránea del aluvial el río Agrio se diseñó, construyó y controló una barrera geoquímica reactiva (Figura 11). La barrera se instaló a través del acuífero aluvial aguas abajo de la balsa de lodos de Aznalcóllar (Carrera et al., 2001). En aquel momento el penacho de contaminación del acuífero se caracterizó por un pH menor de 4 y contenidos en Zn, al, Cu y  $\text{SO}_4$  de 15, 10, 1 y 1000 mg/L, respectivamente. Las concentraciones de Fe del agua de entrada fueron siempre inferiores a 1 mg/L y 15 mg/L, respectivamente, y han sido omitidas de la descripción. La barrera mide 110 m de largo, 1,4 m de ancho y de 4 a 8 m de profundidad y se instaló en la terraza T1, aunque no llegó a cubrir toda la sección de la misma. La construcción se completó en septiembre de 2000 (Foto 2, página siguiente). El relleno de la barrera consistió en grava de caliza (1-2 mm), virutas de hierro (1-2 mm), compost vegetal de jardinería y compost de de tratamiento de aguas residuales. La barrera se dividió en tres módulos de 30 m de largo cada uno, separados por 10 m de suelo arcilloso poco permeable, y todos ellos cubiertos de suelo arcillo-

so para evitar el contacto con la atmósfera y la infiltración del río. Los módulos se rellenaron con las siguientes proporciones: Oeste: 60% caliza, 40% compost de aguas residuales; Centro: 60% caliza, 35% compost de jardinería, 5% de virutas de hierro; Este: 60 % caliza, 40% compost de jardinería. En cada uno de los módulos, aguas arriba y aguas abajo se instaló un sistema de muestreo de agua y material sólido (Figura 11). Se midieron parámetros de campo y se tomaron muestras de agua durante 36 meses, al final de los cuales se realizaron sondeos inclinados con el fin de recuperar muestra sólida de secciones inclinada de cada módulo.

De la comparación entre las observaciones aguas arriba y aguas abajo se concluyó que el módulo occidental (caliza y compost de depuradora de aguas residuales) mostró una permeabilidad menor que el entorno, por lo que apenas fluyó agua a su través. Así mismo, los otros dos módulos (central y oriental) mostraron comportamientos muy semejantes. Por motivos de espacio solamente se describirán los resultados para el módulo central.

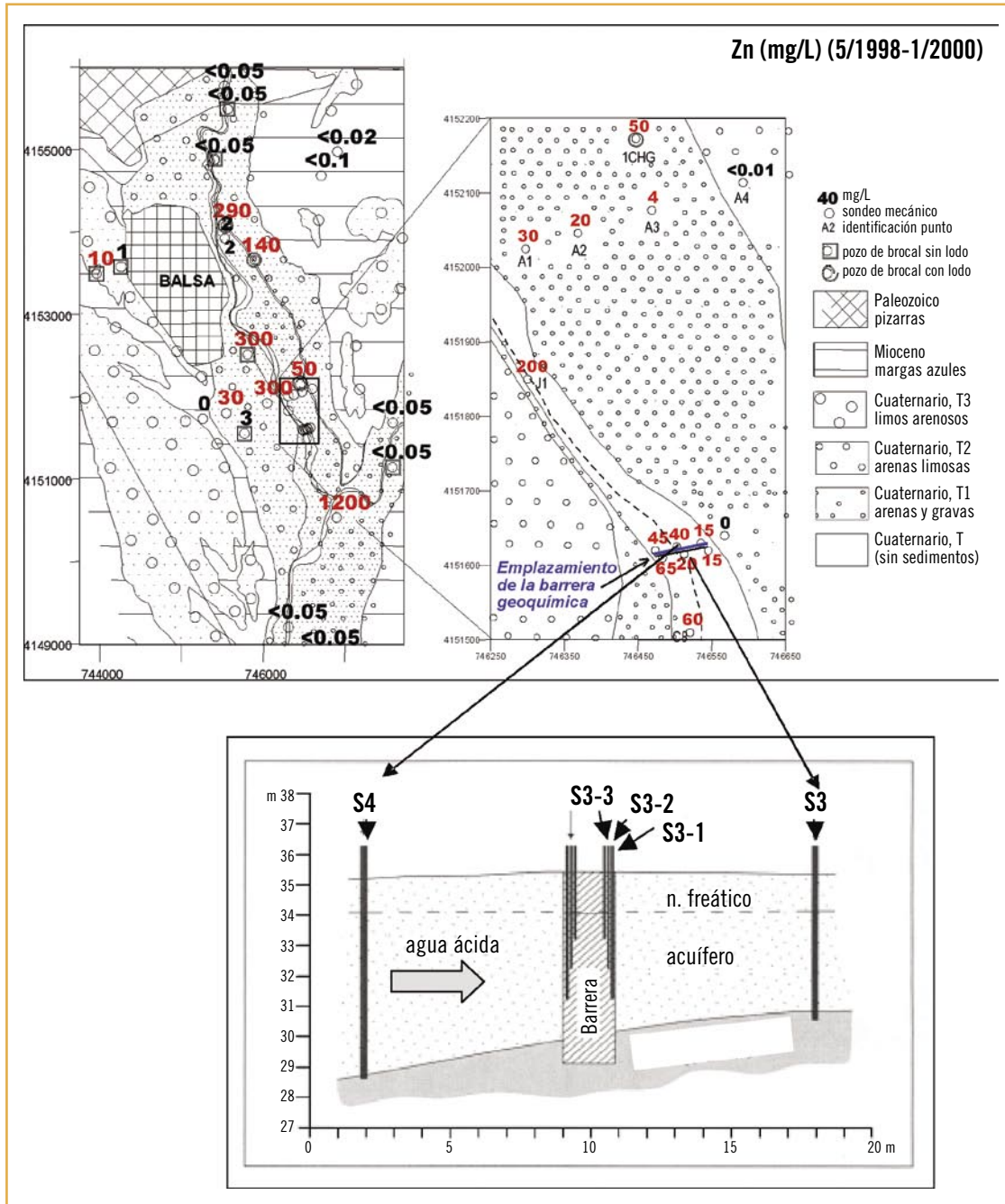


Figura 11. Ubicación de la barrera y sección transversal del módulo central con los sondeos de control.

Figure 11. Location of the reactive barrier and transversal section of the central module showing the control boreholes.

La evolución del pH resume el comportamiento general de la barrera (Figura 12). Durante los primeros tres meses de funcionamiento (hasta enero de 2001), el pH aguas abajo aumentó hasta valores próximos a 6. Después descendió hasta pH 4 coincidiendo con una avenida muy importante en el río Agrio. Después de la avenida, el pH aumentó progresivamente hasta valores cercanos a 5. La evolución del pH dentro de la barrera fue heterogénea. Mientras que los sondeos intermedio y profundo mostraron valores entre 7 y 9, los del sondeo más superficial se mantuvieron entre 4 y 5. Este sugiere que la mayoría del flujo circuló por la zona más somera de la barrera.

La evolución de las concentraciones de Al, Zn y Cu son coherentes con las del pH: cuanto mayor es el pH menores son las concentraciones. Durante los primeros meses las concentraciones en el sondeo aguas abajo decrecieron, para volver a aumentar durante la avenida y volver a decrecer progresivamente hasta valores próximos a 6, 0.5 y 0.01 mg/L de Zn, Cu y Al, respectivamente. También en concordancia con el pH, las concentraciones en los sondeos interiores intermedio e inferior (S-3-1 y S-3-2) se mantuvieron muy bajas durante

todo el tiempo, probablemente debido al bajo flujo de agua en esas zonas. Para representar sintéticamente esta evolución se recurre a la variación de acidez y porcentaje de metales eliminado del agua (Figura 13), calculados de acuerdo con:

$$\text{Acidez} = 3 \cdot \text{Fe}^{\text{III}} \text{ (mol/L)} + 3 \cdot \text{Al} \text{ (mol/L)} + 10^{-\text{pH}} \quad (1)$$

$$\text{Eliminación (\%)} = (M_{\text{arriba}} - M_{\text{abajo}}) / M_{\text{up}} * 100 \quad (2)$$

donde  $M_{\text{arriba}}$  y  $M_{\text{abajo}}$  son las concentraciones de acidez y metales aguas arriba y abajo de la barrera.

Con respecto al  $\text{SO}_4$ , la concentración aguas arriba y abajo de la barrera no presenta cambios significativos, como tampoco hay variación en los sondeos interiores intermedio y superior (S-3-2, S-3-1). En cambio, se observó una disminución importante de sulfato en el sondeo interior inferior (S-3-3). Estos datos indican que no se produce un proceso de sulfato-reducción significativo en la barrera, con excepción de algunos puntos, bajo condiciones de flujo bajo. Se realizaron estudios microbiológicos en muestras de los sondeos interiores de la barrera. La población de bacterias sulfato-reductoras fue generalmente inferior a  $<10^{-6}$  células/g, demasiado

bajas para mediar significativamente en un proceso de sulfato reducción. Igualmente, los valores de  $\text{H}_2\text{S}$  por debajo del límite de detección ( $15 \mu\text{M}$ ) y los valores de Eh, raramente inferiores a  $-150 \text{ mV}$ , confirman la falta de un proceso activo de sulfato-reducción en la barrera.

A pesar de la falta de sulfato-reducción, la barrera presenta una alta capacidad de eliminación de acidez y metales (Figura 13). La eficiencia fue muy alta durante los primeros meses, decayó durante el episodio de avenida y después se recuperó progresivamente.

Las muestras de los sondeos transversales de la barrera, realizados durante el mes 30, muestran precipitados abundantes de hidrox-sulfatos amorfos de Al



Foto 2. A) Acumulación y mezcla de grava de calcita y compost vegetal. B) Relleno de la zanja con la mezcla realizada. C) Cristales de calcita del relleno de la barrera corroídos por el agua ácida.

Photo 2. A) Accumulation and mixing of calcite and vegetal compost. B) Filling up of the trench with the mixture prepared. C) Calcite crystal form the barrier filling corroded by acid groundwater.

Las aguas subterráneas existentes entre la mina y la marisma muestran dos tendencias de salinización, una vinculada al Cl y otra vinculada al  $\text{SO}_4$

y  $\text{Fe}^{\text{III}}$ , así como corrosión de la calcita (Foto 2C), sobre todo en los primeros centímetros aguas arriba del material de la barrera. Paralelamente se llevaron a cabo experimentos en columna con el material de la barrera y agua sintética semejante al agua ácida aguas arriba de la barrera (Gibert et al., 2003). No se detectó la presencia de sulfuros ni cambios en las virutas de hierro en la barrera, aunque en las columnas se observó una incipiente precipitación de pirita y de Cu nativo. A partir de todas estas observaciones se puede concluir el modelo siguiente de funcionamiento de la barrera:

1. La neutralización de la acidez se produce por disolución eficaz de la calcita en los primeros centímetros de barrera. El agua saliente de la barrera está todavía subsaturada en calcita, probablemente debido a la existencia de canales de flujo preferente, como evidencian los valores de pH dentro de la barrera. Los valores de pH próximos a 6 permiten la precipitación del Al (y el poco  $\text{Fe}^{\text{III}}$  disuelto), por lo que resulta una práctica coincidencia entre la eliminación de Al y de acidez.

2. La eliminación prácticamente completa de Zn y Cu durante los primeros meses se atribuye a dos procesos simultáneos: la adsorción en materia orgánica y la precipitación de fases como hidrocalcita y tenorita, así como la co-precipitación con hidroxisulfatos de Al y Fe. De acuerdo con los experimentos de laboratorio, la adsorción en materia orgánica solamente sería eficaz durante los primeros meses, hasta la saturación de los lugares de adsorción de la superficie (Gibert et al., 2005). A más largo plazo, la eliminación parcial se atribuye solamente a la precipitación y co-precipitación.

3. La reducción bacteriana de sulfatos y precipitación de sulfuros no tiene lugar de forma generalizada y eficaz

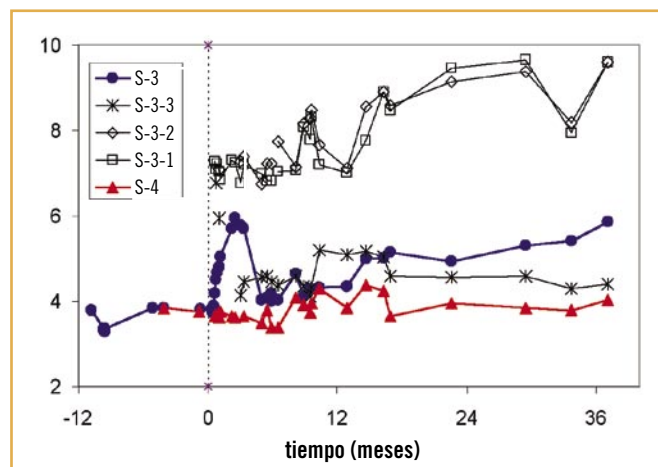


Figura 12. Evolución del pH aguas arriba (S-4), aguas abajo (S-3) y dentro de la barrera, partes profunda (S-3-1), intermedia (S-3-2) y somera (S-3-3). Los datos de pH anteriores a la construcción de la barrera proceden de piezómetros perforados en la misma zona.

Figure 12. pH evolution in groundwater upward (S-4), downward (S-3) and inside the reactive barrier (deep part: S-3-1; middle part: S-3-2, shallow part: S-3-3). pH data previous to the barrier building belong to boreholes drilled close by.

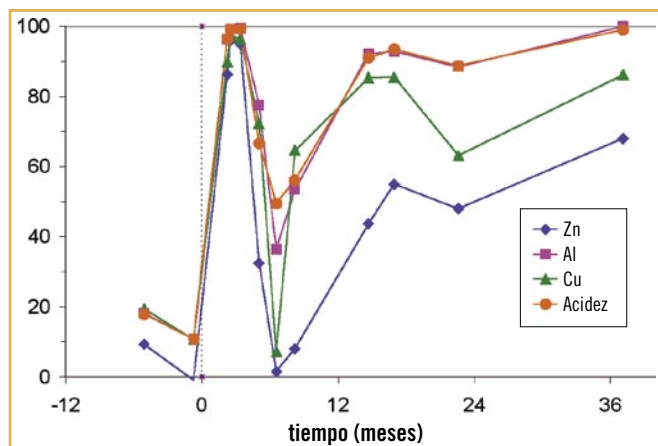


Figura 13. Evolución del porcentaje de eliminación de acidez y metales en la barrera reactiva.

Figure 13. Acidity and metal content elimination in the barrier in terms of percentage.

en la barrera. Los experimentos de laboratorio (Gibert et al., 2003) sugieren que es necesario un tiempo de residencia superior a diez días, notablemente más largo que el tiempo medio calculado para la barrera construida (1 a 2 días).

## Conclusiones generales

Los trabajos de estudio e investigación hidrogeológicos e hidrogeoquímicos realizados entre 1998 y 2002 como consecuencia del vertido de Aznalcóllar proporcionaron el primer conocimiento existente sobre el origen, la estructura y el funcionamiento de los acuíferos de los ríos Agrio y Guadamar y de sus relaciones con los otros acuíferos adyacentes. Las conclusiones particulares de los estudios geológicos, hidrogeológicos y geoquímicos se pueden ver en este trabajo al final de los apartados de cada uno de esos estudios, por lo que aquí sólo se recogen las conclusiones más relevantes.

Desde el punto de vista de la contaminación de las aguas subterráneas por el vertido de 1998, el conocimiento obtenido indica que los aluviales drenan las formaciones adyacentes entre la balsa minera y las inmediaciones de la marisma, por tanto cualquier contaminante vertido al acuífero aluvial en ese trayecto permanece en el acuífero hasta descargar al propio río o hasta alcanzar las formaciones del acuífero Almonte-Marismas, en el extremo S.

Aproximadamente a la altura del Vado del Quema los depósitos aluviales del Guadamar se ponen en contacto con las formaciones aluviales más antiguas que forman parte del acuífero Almonte-Marismas. Como este último está muy explotado en esa zona, el gradiente hidráulico entre ambos acuíferos favorece la transferencia de agua y solutos del primero al segundo. La modelación realizada indica que un contaminante conservativo (no modificable) tardaría unos cuatro años en alcanzar los pozos agrícolas ubicados al NE de la marisma. Una parte del contaminante descargaría a través de los pozos y otra parte permanecería en los niveles de arenas y gravas confinados entre las formaciones de arcilla.

Durante el periodo de seguimiento no se detectó contaminación generalizada del acuífero aluvial

entre la intersección Agrio-Guadamar y el contacto Guadamar-marisma, a lo cual contribuyó sin duda la rápida y eficaz retirada de los lodos. La constatada existencia localizada de residuos de lodo en los suelos del aluvial permite prever posibles episodios difusos de contaminación con ocasión lluvias intensas y/o inundaciones por desembalses. No obstante, el funcionamiento hidráulico del acuífero aluvial entre la mina y la marisma, recibiendo aportes hídricos de tipo bicarbonatado cálcico desde las formaciones encajantes, prevé la neutralización y dilución de esos lixiviados aguas abajo en el aluvial o en el cauce. Este grupo de trabajo no ha podido confirmarlo por el cese del seguimiento en 2002.

Los pozos inundados debieron ser limpiados sucesivas veces a causa de episodios de acidificación recurrentes los cuales se atribuyeron, debido a su dispersión espacial, a la persistencia de las finas partículas de lodo en las paredes de las perforaciones e incluso en la propia rejilla y a los cambios de estado redox.

Durante el funcionamiento de la mina de Aznalcóllar la relación hidráulica río-acuífero en el entorno de la balsa accidentada estaba influenciada por el manejo de la presa del Agrio, oscilando la situación entre descarga del acuífero al cauce (funcionamiento o situación normal) y recarga del cauce al aluvial cuando había desembalses. La terraza aluvial sobre la que está la balsa minera tiene agua contaminada posiblemente por distintas causas, entre ellas el vertido de abril de 1998, pero también la infiltración de las pérdidas de la balsa. Este agua contaminada debía descargar al cauce, pero la dinámica de la relación río acuífero en esta zona posiblemente ayudó a la permanencia de agua contaminada en el terreno. Aquí el flujo de agua subterránea tiene dos componentes, la principal es hacia el centro del aluvial y la otra hacia el S. Como consecuencia, más



del 75% del agua subterránea contaminada pasa por una sección del aluvial (incluyendo el cauce) no muy ancha aguas abajo de la balsa, donde se construyó la barrera geoquímica reactiva.

El tratamiento de estas aguas contaminadas con la barrera geoquímica experimental durante 36 meses indicó que la disolución de la calcita aumentó el pH y causó la precipitación de hidróxidos de Al y Fe<sup>III</sup>. Como consecuencia, la acidez, el Al y el Fe disueltos se eliminan eficazmente por disolución de calcita con un tiempo de contacto del agua con el relleno de 1 a 2 días, mientras que el Zn y el Cu se eliminan mediante adsorción en materia orgáni-

ca durante los primeros meses y por precipitación o co-precipitación con los hidróxidos de Al y Fe. La reducción bacteriana de SO<sub>4</sub> y la precipitación de sulfuros no fueron relevantes pues requieren un mayor tiempo de contacto del agua con la barrera. El funcionamiento de la barrera mostró que las barreras reactivas son un eficaz método de remediación de aguas subterráneas contaminadas y que su eficiencia depende tanto del diseño geoquímico como del hidráulico, que debe estar basado en un buen conocimiento de las características hidrogeológicas e hidrodinámicas del acuífero y en los tiempos de contacto del agua con los materiales reactivos, que se determinan en ensayos de laboratorio.

## Recomendaciones de gestión

La existencia de varias fuentes potenciales de contaminación por metales en la zona (aguas ácidas en el aluvial del río Agrío en torno a la balsa accidentada, residuos de lodo en el suelo a lo largo del aluvial, flujos superficiales con residuos variados desde las poblaciones externas al aluvial) hace recomendable mantener una red de observación para la detección temprana de la contaminación de aguas tanto superficiales como subterráneas.

La inversión del gradiente hidráulico entre cauce y acuífero en la zona de la balsa durante los desembalses de la presa del Agrío y el papel jugado en la recarga de aguas ácidas al aluvial hacen recomendable un manejo del embalse que impida inundaciones y elevaciones súbitas del nivel del río.

## AGRADECIMIENTOS

Los trabajos realizados no hubieran sido posibles sin la financiación oficial recibida y los proyectos ya mencionados (MIMAM, CICYT-FEDER, UE), pero tampoco sin la aportación altruista del CSIC, el IGME y la UPC durante las dos primeras semanas de trabajo, que fue el auténtico origen de los proyectos y trabajos posteriores. El trabajo de campo se pudo realizar gracias a la continua y entusiasta colaboración del personal de la oficina del IGME de Sevilla; el conjunto el trabajo se realizó gracias a la colaboración del personal de los servicios técnicos del CSIC-UPC en Barcelona y del IGME en Sevilla y Madrid.

## B I B L I O G R A F Í A

Ayora, C.; Baretino, D.; Carrera, J.; Manzano, M. Y Mediavilla, C. 2001. Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero, volumen especial. ISSN 0366-0176.

Carrera, J.; Alcolea, A.; Bolzicco, J.; Knudby, C.; Ayora, C. 2001. An experimental geochemical barrier at Aznalcóllar In: Thornton S & Oswald S (eds), Proc. 3rd Internat. Conf. Groundwater Quality, Sheffield, UK, 18-21 June, pp 407-409.

Gibert, O.; de Pablo, J.; Cortina, J.L.; Ayora C. 2003. Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment. J. Chem. Tech. Biotechnol., 78: 489-496.

Gibert O, de Pablo J, Cortina JL, Ayora C. 2005. Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms. Applied Geochemistry, 20: 1648-1657 SEP 2005.

Manzano, M.; Ayora, C.; Domènech, C.; Garraón, A.; Navarrete, P.; Turrero, M. J. 1999. The Impact on the Aznalcóllar mine tailing spill on the groundwater. The Science of the Total Environment, 242: 189-209.

Manzano, M.; Soler, A.; Carrera, J. Custodio, E. 2004. Estudio isotópico del origen del sulfato del agua subterránea en la zona afectada por el vertido minero de Aznalcóllar (SO España). Seminarios de la Sociedad Española de Mineralogía, Volumen 1: Geoquímica Isotópica Aplicada al Medioambiente. L. Barbero y M.P. Mata (eds.), 71-88.

Salvany, J.M.; Carrera, J.; Mediavilla, C.; Jaén, M.; Vázquez-Suñé, E.; Castro, A.; Manzano, M. 2000. Geometría y edad de los depósitos aluviales de los ríos Agrío y Guadiamar entre Aznalcóllar y las marismas del Guadalquivir. Geotemas 1(4): 285-290.



# LOS SUELOS DEL GUADIAMAR: CONTAMINACIÓN POR ELEMENTOS TRAZA TRAS EL ACCIDENTE MINERO DE AZNALCÓLLAR

**F. CABRERA, J. M. MURILLO, P. MADEJÓN, M<sup>a</sup> T. DOMÍNGUEZ,  
P. BURGOS, E. MADEJÓN, T. MARAÑÓN, A. PÉREZ DE MORA,  
R. CORDÓN, F. MORENO Y I. F. GIRÓN**

INSTITUTO DE RECURSOS NATURALES Y AGROBIOLOGÍA DE SEVILLA (IRNAS), CSIC.  
AVDA. REINA MERCEDES, 10. 41012 SEVILLA

## Resumen

Tras la rotura de la balsa de residuos de la mina Los Frailes-Aznalcóllar (abril 1998), 4386 ha de suelo fueron afectadas por el vertido de unos 6 millones de m<sup>3</sup> de lodos y aguas ácidas, ricos en elementos traza. Desde 1998 en el IRNAS se han desarrollado distintos estudios para determinar el grado de contaminación de los suelos afectados, así como los efectos de las medidas de restauración de dichos suelos (remoción de los lodos, aplicación de enmiendas y reforestación). Los primeros estudios efectuados inmediatamente después del accidente mostraron una severa contaminación en los primeros 20 cm, principalmente con As, Cd, Cu, Hg, Pb, Tl y Zn, que decrecía en profundidad. Tras la remoción de lodos y labores de restauración, el último muestreo realizado en otoño de 2005 demuestra que los suelos siguen teniendo contenidos de elementos traza muy variables, más altos que los valores de fondo de la zona y en algunos casos puntuales más

altos que antes de la limpieza, cuando se analizaron los suelos sin la capa de lodo que los cubría. Esta anomalía parece deberse a restos de lodo que quedaron sobre los suelos (cantidades muy pequeñas respecto del total retirado: 7 millones de m<sup>3</sup>) y mezclados con la capa superficial de los mismos durante los trabajos de restauración. En general, las concentraciones de los elementos menos móviles, As, Hg y Pb presentaron los valores más altos en los primeros 13 km aguas abajo de la balsa. Los restantes elementos estudiados presentaron una distribución heterogénea a lo largo de la cuenca; la "disponibilidad" de elementos traza (extraíbles con AEDT) de los suelos restaurados fue más alta que la de los suelos no afectados.

**Palabras clave:** Guadiamar, restauración de suelos, elementos traza, enmiendas, disponibilidad de elementos traza.

## Abstract

As a consequence of the tailing-dam spill of Los Frailes-Aznalcóllar mine (April 1998), 4386 ha of soils were affected by sludge and acid water (6 millions m<sup>3</sup>) rich in trace elements. From 1998 several studies were carried out at IRNAS to determine the degree of trace element pollution of the spill affected soils, and the effect of the restoration activities (sludge removal, amending and afforestation). The first study carried out immediately after the spill, showed a severe contamination mainly by As, Cd, Cu, Hg, Pb, Tl y Zn in the 0-20 cm layer of soils that decreased with depth. After the sludge removal from the soil surface and during the restoration activities, the

last sampling carried out in autumn 2005 showed that total content of trace elements in the soils were still higher than the background values of the area, and occasionally higher than the values before restoration. This was attributed to remains of sludge left on the soil surface and buried during the restoration operations. The concentration of the less mobile elements (As, Hg and Pb) had highest values in soils within the 13 km from the tailing dam. The other trace elements showed a heterogeneous distribution along the river. Mean values of available (extracted with EDTA) trace elements of restored soils were higher than those in no affected soils.

**Key words:** Guadiamar, soil restoration, trace elements, amendments, trace elements availability.



**E**l accidente de Aznalcóllar-Los Frailes, abril de 1998 (Grimalt et al., 1999), en el que se vertieron 2 hm<sup>3</sup> de lodos piríticos y 4 hm<sup>3</sup> de aguas ácidas contenidos en la balsa de almacenamiento de residuos, dejó una franja de unos 300 m en cada margen de los ríos Agrio y Guadamar cubierta por una capa de lodo de espesor variable: 2-30 cm en el 79% del área afectada (López Pamo et al., 1999). La superficie afectada fue de 4386 ha, de las cuales, 2710 ha fueron cubiertas por lodo y las restantes por las aguas ácidas (Cabrera, 2000; Consejería de Medio Ambiente, 1999a).

Los suelos afectados fueron contaminados con elevadas concentraciones de elementos traza contenidos tanto en disolución en las aguas ácidas, como en el material particulado de los lodos que penetró a través de las grietas y poros de los suelos, mezclándose físicamente con los mismos. Posteriormente, la oxidación e hidrólisis de la piritita y de los minerales asociados contenidos en el lodo, tanto del depositado en superficie, como del que penetró en los suelos, pudo provocar un nuevo aumento de la concentración de metales en la solución del suelo (Cabrera et al., 1999; Simón et al., 1999; Cabrera, 2000).

El agua de la balsa se caracterizó por un bajo pH y fuerte contaminación por metales pesados y otros elementos traza, según se deduce de la composición de las aguas del río Guadamar

en Aznalcázar unas horas después del vertido (Tabla 1).

La composición química de los lodos fue determinada por diversos autores (Alastuey et al., 1999; Cabrera et al., 1999; López Pamo et al., 1999; Simón et al., 1999; Galán et al., 2002; Sierra et al., 2003) siendo los resultados de todos ellos muy similares en general.

En la Tabla 2 se muestran los valores medios e intervalos de elementos traza en lodos (Cabrera et al., 1999; 2008) e intervalos en suelos normales según Bowen (1979). Siguiendo el criterio de Cabrera et al. (1999), los elementos cuyas concentraciones en el lodo superaron los valores de suelos normales (Bowen, 1979), fueron considerados los contaminantes más probables de los suelos: Au, As, Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Tl y Zn.

Desde 1998 se han venido desarrollando en el IRNAS diversos estudios de los suelos afectados por el vertido. El primer objetivo fue determinar el nivel de contaminación con elementos traza, así como su penetración en el perfil de los suelos, información necesaria en aquel momento para iniciar las labores de restauración (remoción de los lodos y aplicación de enmiendas). El segundo objetivo de estos estudios consistió en evaluar la efectividad de las medidas de restauración.

Tabla 1. Composición de las aguas del río Guadamar (Cabrera, 2000).

Table 1. Analysis of the Guadamar river water (Cabrera, 2000).

|                                     | CARRETERA AZNALCÁZAR-PILAS* |        |         | MEDIA 12 AÑOS (1979-91)** |                    |
|-------------------------------------|-----------------------------|--------|---------|---------------------------|--------------------|
|                                     | 25/4/98                     | 3/5/98 | 30/3/99 | normal                    | riada              |
| pH                                  | 5,5                         | 6,6    | 7,4     | 7,8                       | 7,8                |
| <sup>a</sup> CE, dS m <sup>-1</sup> | 4,68                        | 2,36   | 1,23    | 1,65                      | 0,39               |
| O <sub>2</sub> , mg l <sup>-1</sup> | 0,1                         | 1,99   | 6,8     | 6,0                       | 6,7                |
| <sup>b</sup> SS, mg l <sup>-1</sup> | 26870                       | 9      | -       | 80                        | 384                |
| As, mg l <sup>-1</sup>              | 0,27                        | 0,072  | 0,0016  | -                         | -                  |
| Cd, mg l <sup>-1</sup>              | 0,854                       | 0,068  | -       | 0,003 <sup>c</sup>        | 0,020 <sup>c</sup> |
| Cu, mg l <sup>-1</sup>              | 0,021                       | -      | <0,010  | 0,05 <sup>c</sup>         | 0,10 <sup>c</sup>  |
| Zn, mg l <sup>-1</sup>              | 463                         | 97,1   | 0,127   | 0,73 <sup>c</sup>         | 1,04 <sup>c</sup>  |
| Fe, mg l <sup>-1</sup>              | 139                         | 34,8   | -       | 3,56 <sup>c</sup>         | 22,7 <sup>c</sup>  |
| Hg, mg l <sup>-1</sup>              | 0,008                       | -      | -       | --                        | -                  |
| Mn, mg l <sup>-1</sup>              | 91,7                        | 42,4   | 1,012   | 1,68 <sup>c</sup>         | 0,81 <sup>c</sup>  |
| Ni, mg l <sup>-1</sup>              | 1,12                        | 0,24   | -       | 0,03 <sup>c</sup>         | 0,05 <sup>c</sup>  |
| Pb, mg l <sup>-1</sup>              | 3,66                        | 0,05   | -       | 0,04 <sup>c</sup>         | 0,05 <sup>c</sup>  |

\*Consejería de Medio Ambiente, 1999. \*\* Arambarri et al., 1996.  
a. Conductividad Eléctrica; b. Sólidos en Suspensión; c. Concentraciones totales

Tabla 2. Valores medios e intervalos (mg kg<sup>-1</sup>) de los principales elementos analizados en los lodos según Cabrera et al (1999; 2008) e intervalos en suelos normales según Bowen (1979). Los números en negrita indican valores en el lodo que superan a los valores de suelos normales.

Table 2. Mean values and range (mg kg<sup>-1</sup>) of the main elements in the sludge (Cabrera et al., 1999; 2008), and range in normal soils (Bowen (1979)). Values in the sludge exceeding those in normal soils are indicating in bold.

| Elemento | Lodos       |            | Suelos normales |
|----------|-------------|------------|-----------------|
|          | Media       | Intervalo  | Intervalo       |
| As       | <b>2878</b> | 1028-4022  | 0,1-40          |
| Au       | <b>0,55</b> | 0,25-0,90  | 0,01-0,02       |
| Ba       | 564         | 324-742    | 10-3000         |
| Be       | 0,75        | 0,12-2,24  | 0,01-40         |
| Bi       | 61,8        | 25,2-78,8  | 0,1-13          |
| Cd       | 25,1        | 15,1-36,4  | 0,01-2          |
| Co       | 43,8        | 26,2-55,4  | 0,05-65         |
| Cr       | 51,7        | 29,4-67,7  | 5-1500          |
| Cu       | <b>1552</b> | 715-2035   | 2-250           |
| Hg       | <b>15,1</b> | 8,14-22,1  | 0,01-5,0        |
| In       | 2,19        | 0,00-2,88  | 0,7-3           |
| Mn       | 647         | 393-954    | 20-10000        |
| Mo       | 6,77        | 2,74-8,28  | 0,1-40          |
| Ni       | 15,9        | 10,1-23,2  | 2-750           |
| Pb       | <b>7888</b> | 3664-9692  | 2-300           |
| Sb       | <b>669</b>  | 269-797    | 0,2-10          |
| Sc       | 4,66        | 2,33-9,63  | 0,5-55          |
| Sn       | 14,7        | 3,02-22,6  | 1-200           |
| Th       | 3,35        | 1,31-9,70  | 1-35            |
| Tl       | 51,6        | 28,3-61,8  | 0,1-0,8         |
| U        | 1,82        | 1,34-2,21  | 0,7-9           |
| V        | 34,8        | 19,3-48,6  | 3-500           |
| Y        | 6,38        | 2,55-15,3  | 10-250          |
| Zn       | <b>7096</b> | 4424-10950 | 1-900           |

## M E T O D O L O G Í A

En los primeros estudios que se hicieron para determinar el grado de contaminación y penetración de elementos traza, inmediatamente después del accidente (mayo 1998), se tomaron muestras de suelos en siete zonas representativas de la cuenca del río Guadamar: Soberbina (S), Las Doblas (D), Lagares (L), Puente de Aznalcázar (PA), Aznalcázar (A), Quema (Q) y Marismas (M) (Figura 1, página siguiente). En cada zona se tomaron varios perfiles de unos de 50 cm de profundidad, después de remover la capa de lodo y limpiar la superficie para evitar la contaminación de las muestras con lodo. Salvo casos puntuales, las muestras se tomaron a 0-5, 5-10, 10-20, 20-50 cm de profundidad (Cabrera et al., 1999).

En un estudio intensivo realizado en la parte norte de la cuenca de Guadamar, después de la remoción de los lodos y antes del comienzo de las labores de recuperación (noviembre-diciembre 1998), se tomaron 45 muestras de suelo (0-20 y 20-40 cm) desde la zona de confluencia de los ríos Agrio y Guadamar hasta 2 km al norte del puente sobre la autopista, a la altura de Sanlúcar la Mayor (N 37°24'-37°28' W 06°12'-06°14') (Nagel et al., 2003) (Figura 1, página siguiente).

Para un estudio de variabilidad espacial y ensayos de recuperación natural asistida, se establecieron diversos tratamientos con diversas enmiendas en una parcela (20 m x 50 m) de la finca El Vicario, en la margen derecha del río Guadamar (N 37°26'21" W 06°12'58"), a 10 km de la mina, en un suelo (Typic Xerofluvent) en el que sólo se había removido el lodo, sin aplicación de enmiendas. Las muestras de suelo se tomaron a 0-15, 15-30, 30-60 cm de profundidad (septiembre 2002, sin aplicación de enmiendas y septiembre 2003, después de los tratamientos) (Burgos et al., 2006).

Un segundo estudio de variabilidad espacial y evolución de la concentración de elementos traza "disponibles" (extraídos con AEDT) se llevó a cabo entre 1999 y 2003 en suelos sometidos a recuperación. Se eligie-

ron dos áreas situadas aguas abajo de la mina, una en el tramo medio y margen derecha del río Guadamar (Lagares 37°21' N 06°13' W) y otra al sur y margen izquierda (Quema, 37°14'N 06°15' W) (Figura 1). El suelo de Lagares era franco arcilloso (Aquatic Haploxeralf, pH 7,55; 8,4% CaCO<sub>3</sub>) y el del Quema franco (Typic Xerofluvent, pH 7,74; 6,2% CaCO<sub>3</sub>). En cada área se estableció una malla de nodos de 50 x 50 m cubriendo una superficie de 10 ha, con un total de 40 puntos de muestreo. Los muestreos de suelo (0-10, 10-20, 20-30, 30-40 cm) se realizaron anualmente entre marzo y julio. El último muestreo se llevó a cabo en marzo-abril 2003, cuando ya habían terminado todas las actividades de recuperación (enmiendas, laboreo y reforestación). Detalles de fechas de muestreo en Cabrera et al. (2007).

En diversos muestreos intensivos realizados durante los estudios de relación suelo-planta (otoño de los años 1999, 2000 y 2001), se tomaron muestras en diversos puntos de la cuenca, coincidentes en su mayoría con zonas representativas de muestreos previos (Soberbina, Puente de las Doblas, Lagares, Aznalcázar, Vado del Quema y finca La Tiesa), incluyendo algunas zonas de referencia, sin contaminar. En cada una de ellas se tomaron muestras de suelo a 0-25 y 25-40 cm de profundidad (Madejón, 2004; Madejón et al., 2001, 2002, 2004, 2006a).

Posteriormente, en otoño de 2002 y 2005, una vez terminadas las labores de restauración, se realizaron dos muestreos extensivos a lo largo de la cuenca. Para el primero se establecieron 32 puntos de muestro (cuatro sobre suelos no afectados) y 19 para el segundo (tres sobre suelos no afectados) (Figura 1, página siguiente). En el primer caso, en cada punto se tomaron cinco submuestras (0-20 cm) regularmente distribuidas en una superficie de 10 m x 10 m para formar una muestra compuesta. En el segundo caso se tomaron entre 6 y 10 muestras de suelo de cada profundidad (0-25 y 25-40 cm) en cada punto de muestreo. Más detalles del muestreo en Domínguez et al. (2008).

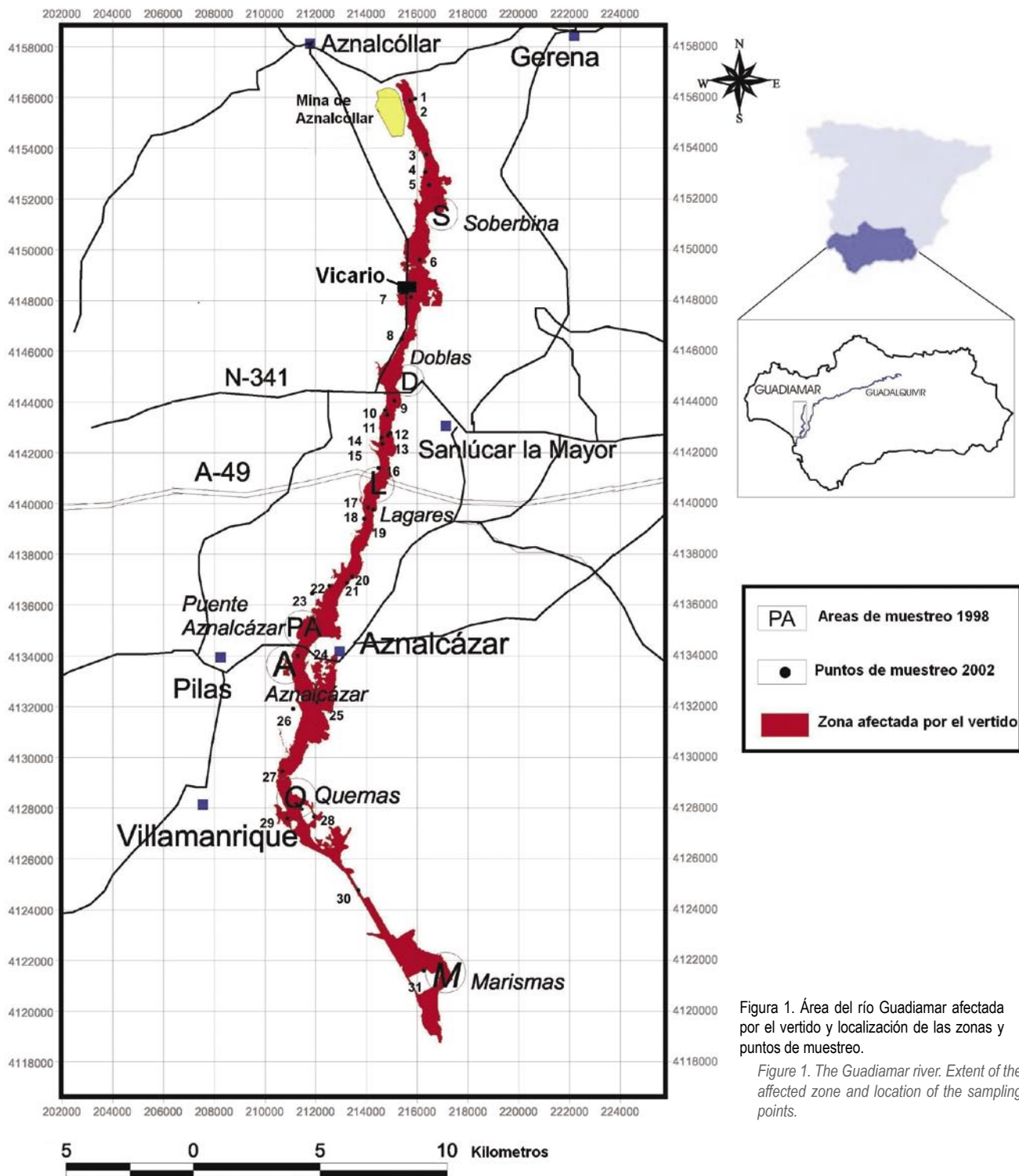


Figura 1. Área del río Guadiamar afectada por el vertido y localización de las zonas y puntos de muestreo.

Figure 1. The Guadiamar river. Extent of the affected zone and location of the sampling points.



Las muestras de suelo se secaron al aire y se disgregaron a un tamaño < 2 mm. Una submuestra se molió hasta tamaño < 60 µm para la determinación de elementos traza. La determinación de elementos traza totales, excepto Hg, se llevó a cabo en unos casos mediante ICP-MS, en muestras atacadas hasta sequedad con mezcla de HNO<sub>3</sub> y HF conc., y redisueltas con HNO<sub>3</sub> al 4%; en otros casos se realizó por ICP-OES, después de atacar las muestras con agua regia en horno microondas; los valores obtenidos de esta última forma (pseudototales) se convirtieron en totales

aplicándoles los correspondientes factores de recuperación (Cabrera et al., 2008). Las determinaciones de Hg se hicieron por CVAAS en muestras atacadas con agua regia y reducidas con borohidruro sódico. Los elementos traza disponibles se determinaron por ICP-OES en el extracto AEDT 0,05 M a pH 7,0 (Quevauviller et al. 1999).

En todos los casos se utilizaron muestras de referencia para contrastar la fiabilidad de la metodología utilizada (Cabrera et al., 1999; 2008).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO (MUESTREO REALIZADO EN MAYO DE 1998)

Los suelos afectados por el vertido mostraron concentraciones de As, Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Tl y Zn más altas que los valores del fondo geoquímico de la zona, en la capa de 0-50 cm (Cabrera et al., 1999; 2008; López Pamo et al., 1999; Simón et al., 1999) (Tabla 3). En la mayoría de estos suelos, la contaminación era severa en los primeros 20 cm, decreciendo en profundidad. En general, en los suelos en los que la fracción arcilla era > 25%, la contaminación no penetraba por debajo de los primeros 10-20 cm (Cabrera et al., 1999). En la Figura 2 se muestra un ejemplo de la penetración de la contaminación en el suelo (Cabrera et al., 2008).

Tabla 3. Concentración total (mg kg<sup>-1</sup>) de elementos traza en suelos (0-50 cm) de la cuenca del río Guadamar, en comparación con valores en suelos normales y valores considerados tóxicos para el crecimiento de las plantas.

*Table 3. Total concentration (mg kg<sup>-1</sup>) of trace elements of affected and non affected soils (0-50 cm) at the Guadamar river basin. Concentrations in normal soils and values considered toxic for plants growth are indicated.*

|    | SUELOS NO AFECTADOS <sup>a</sup> |             | SUELOS AFECTADOS <sup>a</sup> |           | SUELOS NORMALES <sup>*</sup> | CONCENTRACIÓN CONSIDERADA TÓXICA <sup>**</sup> |
|----|----------------------------------|-------------|-------------------------------|-----------|------------------------------|--|
|    | media                            | intervalo   | media                         | intervalo | media                        | intervalo                                      |
| As | 18,9                             | 8,37-38,5   | 80,4                          | 9,38-1684 | 6                            | 15-50  |
| Bi | 0,49                             | 0,24-1,17   | 1,80                          | 0,31-33,4 | 0,2                          | -  |
| Cd | 0,33                             | 0,12-1,06   | 1,69                          | 0,12-22,0 | 0,35                         | 3-8  |
| Cu | 30,9                             | 12,3-85,0   | 104                           | 12,5-958  | 30                           | 60-125   |
| Pb | 38,2                             | 19,5-86,3   | 234                           | 25,3-4969 | 35                           | 100-400  |
| Hg | 0,065                            | 0,035-0,085 | 0,172                         | -         | 0,06                         | 0,3-5,0  |
| Sb | 1,80                             | 0,71-3,31   | 13,7                          | 0,89-323  | 1                            | 5-10   |
| Tl | 0,70                             | 0,37-2,77   | 2,11                          | 0,40-30,3 | 0,2                          | 1  |
| Zn | 109                              | 53,9-271    | 487                           | 56,8-5283 | 90                           | 70-400   |

a. Cabrera et al., 1999; 2008. \*Bowen (1979). \*\*Kabata-Pendias and Pendias (1992)

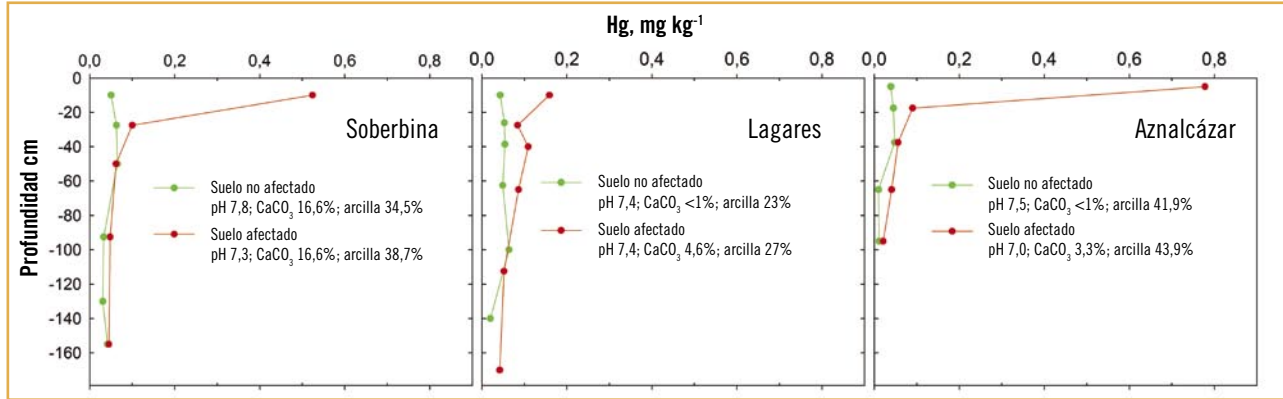


Figura 2. Concentración de Hg en perfiles de suelos en tres zonas de muestreo (mayo 1998, dos semanas después del accidente. Cabrera et al., 2008).  
 Figure 2. Hg concentration in the soil profile of three sampling zones (May 1998, two weeks after the accident, Cabrera et al., 2008).

## ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DESPUÉS DE LA LIMPIEZA Y DE LAS LABORES DE RECUPERACIÓN

Los suelos contaminados se sometieron a un programa de recuperación consistente en: a) remoción de los lodos depositados sobre ellos y de una capa superficial de suelo de 5 a 20 cm de espesor. Con la retirada de esta capa superficial, los suelos perdieron gran parte de su contenido en materia orgánica, lo que repercutió negativamente sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La remoción del lodos y suelos contaminados constituyó una tarea de gran envergadura en la que se retiraron 7 hm<sup>3</sup> de material contaminado en una primera fase de limpieza, hasta diciembre de 1998, y 0,82 hm<sup>3</sup> en la fase de relimpieza, hasta febrero de 2000 (Arenas et al. 2001); b) adición de materiales ricos en carbonato cálcico (espuma de azucarera y cenizas de pasta de celulosa, a razón de 20-40 Mg ha<sup>-1</sup>), con objeto de aumentar el pH y disminuir la movilidad de los elementos traza catiónicos; c) adición de materiales ricos en óxidos de hierro para disminuir la movilidad de los elementos traza aniónicos y d) aplicación de materiales orgánicos (estiércol y compost, a razón de 20-25 Mg ha<sup>-1</sup>), cuyo primer objetivo fue el de reponer la materia orgánica de los suelos.

En todos los casos se homogeneizó la capa superficial (0-25 cm) de los suelos, mediante una labor de grada. Posteriormente, se procedió a las labores de reforestación de

la zona afectada con distintas especies autóctonas (más de 3 millones de plantas), bien adaptadas a las condiciones locales y relativamente tolerantes a la contaminación (Consejería de Medio Ambiente, 1999a, b).

En el IRNAS se han venido desarrollando una serie de trabajos encaminados a evaluar la eficiencia de la remoción de los lodos, por un lado, y de las labores de recuperación (aplicación de enmiendas y revegetación o reforestación, tras la remoción de lodos), por otro. Se discuten a continuación los resultados obtenidos en ambos casos.

Como consecuencia de la mejora de las propiedades químicas del suelo se observó mayor colonización por especies espontáneas en las subparcelas tratadas con enmiendas, aumentando la cobertura vegetal y producción de biomasa, al tiempo que disminuía la concentración de elementos traza en la parte aérea de las plantas

## CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS TRAS LA REMOCIÓN DE LOS LODOS

### Estudio intensivo realizado en el norte de la cuenca del río Guadamar (muestreo realizado en noviembre-diciembre de 1998)

En este estudio, realizado después de la remoción de los lodos en el tramo norte del Guadamar, en un área cercana a la balsa (N 37°24'-37°28' W 06°12'-06°14'), se detectaron cuatro unidades de suelo: Typic Xerofluvent calcareous, Typic Xerofluvent non-calcareous, Typic Xerochrept y Calcixerollic Xerochrept. Los resultados de este muestreo intensivo mostraron que el grado de contaminación por elementos traza era independiente del tipo de suelo (Nagel, 2000). En cada tipo de suelo los valores medios de elementos traza y azufre decrecían en profundidad, aunque debido a la alta variabilidad espacial, las diferencias entre los valores de las capas de 0-20 cm y 20-40 cm no fueron significativas (Tabla 4). Generalmente los valores medios de elementos traza fueron más altos que los valores de fondo de los suelos de la cuenca del Guadamar (Cabrera et al., 1999), a excepción de los valores medios de la capa sub-superficial del suelo Calcixerollic Xerochrept. En algunos casos los valores medios de elementos traza en los suelos limpiados fueron mayores que los encontrados antes de la remoción de los lodos, cuando se analizaron los suelos sin la capa de lodo que los cubría. Esta anomalía parece deberse a restos de lodo que quedaron

sobre los suelos (cantidad muy pequeña respecto del total retirado: 7 hm<sup>3</sup>) y mezclados con la capa superficial de los mismos durante los trabajos de remoción. Como consecuencia de la utilización de maquinaria pesada en las operaciones de limpieza, resulta inevitable que queden en el suelo pequeñas cantidades de lodo, que pue-

Tabla 4. Valores medios de CaCO<sub>3</sub> (g kg<sup>-1</sup>), pH, elementos traza totales y S (mg kg<sup>-1</sup>) en suelos del norte del valle del río Guadamar. Se incluyen valores medios de elementos traza en suelos antes de la remoción de los lodos y valores de fondo de la cuenca del río Guadamar, así como del norte de la misma.

Table 4. Mean values of CaCO<sub>3</sub> (g kg<sup>-1</sup>), pH, total trace elements and S (mg kg<sup>-1</sup>) in the soils of the north area of the Guadamar river basin (0-20 y 20-40 cm depths). Mean values of soil trace elements before sludge removing, and background values for the Guadamar river basin and its north zone, are indicated.

|  |       | pH  | CaCO <sub>3</sub> | As   | Cd   | Cu   | Pb   | Zn   | S     |
|--|-------|-----|-------------------|------|------|------|------|------|-------|
| <i>Typic Xerofluvent calcareous (n=6)</i>            |       |     |                   |      |      |      |      |      |       |
| 0-20   | Media | 7,5 | 104               | 50,5 | 3,10 | 211  | 138  | 687  | 1435  |
|  | SD    | 0,1 | 82                | 29,0 | 3,00 | 167  | 122  | 518  | 846   |
| 20-40  | Media | 7,4 | 53                | 61,8 | 2,87 | 245  | 126  | 685  | 3004  |
|  | SD    | 0,5 | 65                | 32,0 | 2,74 | 201  | 54   | 543  | 1175  |
| <i>Typic Xerofluvent non-calcareous (n=23)</i>       |       |     |                   |      |      |      |      |      |       |
| 0-20   | Media | 4,7 | <LD               | 83,0 | 1,12 | 105  | 220  | 322  | 3855  |
|  | SD    | 1,1 |                   | 72,0 | 0,87 | 82,1 | 277  | 238  | 5284  |
| 20-40  | Media | 5,4 | <LD               | 110  | 0,69 | 94,4 | 239  | 189  | 2883  |
|  | SD    | 1,1 |                   | 331  | 1,31 | 131  | 782  | 300  | 9916  |
| <i>Typic Xerochrept (n=11)</i>                       |       |     |                   |      |      |      |      |      |       |
| 0-20   | Media | 4,5 | <LD               | 161  | 1,32 | 111  | 367  | 351  | 8712  |
|  | SD    | 1,1 |                   | 257  | 1,41 | 82,7 | 566  | 299  | 16071 |
| 20-40  | Media | 5,1 | <LD               | 229  | 1,76 | 119  | 533  | 350  | 10332 |
|  | SD    | 1,0 |                   | 648  | 4,09 | 218  | 1510 | 788  | 32068 |
| <i>Calcixerollic Xerochrept (n=5)</i>                |       |     |                   |      |      |      |      |      |       |
| 0-20   | Media | 7,5 | 125               | 25,7 | 0,42 | 25,9 | 73,5 | 128  | 1458  |
|  | SD    | 0,1 | 48                | 23,2 | 0,21 | 13,5 | 2,8  | 59,5 | 1421  |
| 20-40  | Media | 7,6 | 121               | 12,4 | 0,26 | 19,8 | 11,4 | 82,9 | 684   |
|  | SD    | 1,0 | 56                | 8,4  | 0,05 | 8,5  | 2,5  | 13,5 | 782   |
| <i>Valores medios antes de la remoción de lodos*</i> |       |     |                   |      |      |      |      |      |       |
| 0-20   |       |     |                   | 31,8 | 1,02 | 58,1 | 118  | 310  | -     |
| 20-40  |       |     |                   | 15,1 | 0,24 | 22,5 | 47,2 | 75,5 | -     |
| Valores de fondo, zona norte*                        |       |     |                   | 9,8  | 0,18 | 15,7 | 23,1 | 63,4 | -     |
| Valores de fondo, toda la cuenca*                    |       |     |                   | 18,9 | 0,33 | 30,9 | 38,2 | 109  | -     |

SD, desviación estándar; LD, límite de detección; \*Cabrera et al. (1999).

7

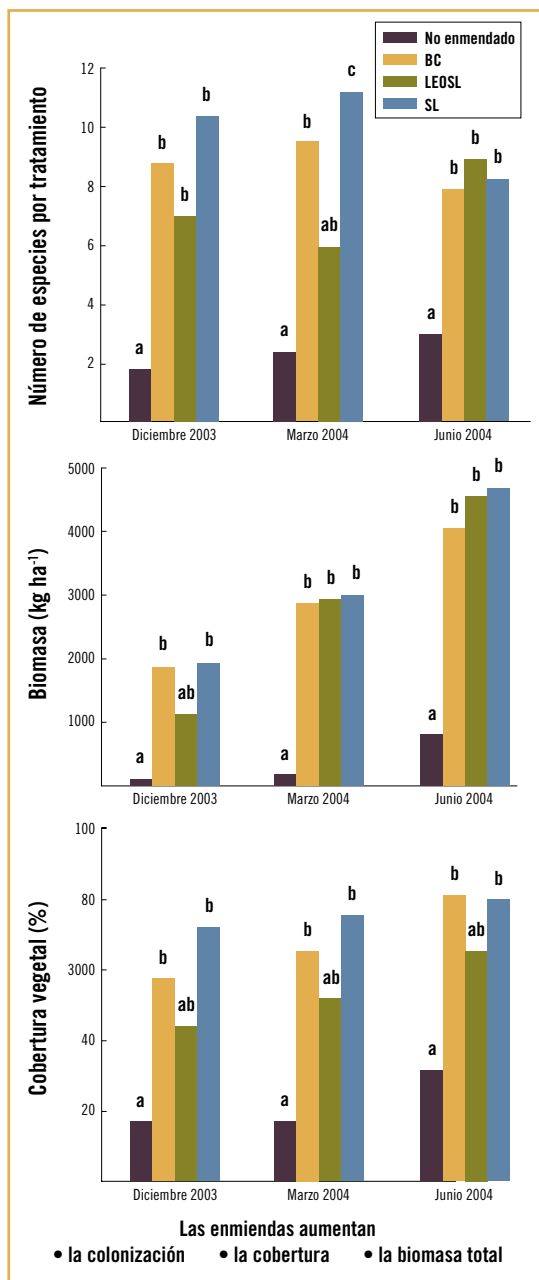


Figura 3. Evolución del número de especies por tratamiento, biomasa (kg ha<sup>-1</sup>) y cobertura vegetal (%) en parcelas (7 x 8 m) tratadas con distintas enmiendas: NE, sin enmienda; BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera (Madejón et al., 2006b).

Figure 3. Evolution of the no. of species per treatment, biomass (kg ha<sup>-1</sup>) and plant cover (%) in plots (7 x 8 m) treated with different amendments: NE, without amendment; BC, biosolid compost; LEOSL, leonardite and sugar lime; SL, sugar lime (Madejón et al., 2006b).

den representar valores puntuales no superiores al 0,5-1,5% en peso en los 10 cm superficiales, que en la capa arable (0-30 cm) supondrían concentraciones de lodo tres veces menores (Cabrera, 2000).

La presencia de lodos en los suelos limpiados pudo apreciarse a simple vista en el campo y en las muestras de suelo. Otros autores (Antón-Pacheco et al., 2001; Burgos et al., 2006; Galán et al., 2002 y Vanderlinden et al., 2006) encontraron resultados similares.

### Variabilidad espacial y ensayos de recuperación natural asistida en El Vicario (muestreros realizados desde los años 2002 a 2005)

En este otro estudio, realizado en una parcela (20 m x 50 m) de la finca El Vicario, sobre un suelo Typic Xerofluvent, la aplicación de técnicas geoestadísticas indicó la existencia de una gran variabilidad de las variables analizadas a tres profundidades (0-15, 15-30, 30-60 cm). En general, esta heterogeneidad fue mayor en los primeros 30 cm, lo que podría atribuirse a los restos de lodos que quedaron sobre la superficie del suelo durante las operaciones de limpieza. A pesar de la retirada de lodos, y de

Tabla 5. Valores de pH, de Carbono orgánico total (COT) y Cd, Cu y Zn solubles en CaCl<sub>2</sub> 0,01 M. en suelos contaminados "limpios" de la finca el Vicario sometidos a distintas enmiendas. NE, sin enmienda; BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera)

Table 5. Values of pH, total organic carbon (COT), and soluble (0.01 CaCl<sub>2</sub> M) Cd, Cu and Zn of affected, cleaned-up soils at 'the Vicario' farm treated with different amendments (NE, without amendment; BC, biosolid compost; LEOSL, leonardite and sugarbeet lime; SL, sugarbeet lime).

| VARIABLES                                 | TRATAMIENTOS |    |       |    |       |    |       |    |
|---|--------------|----|-------|----|-------|----|-------|----|
|   | NE           | BC | LEOSL | SL |       |    |       |    |
| pH  | 3,19         | a  | 4,67  | bc | 4,17  | ab | 6,01  | c  |
| COT (%)                                   | 0,81         | a  | 1,38  | b  | 1,50  | b  | 1,18  | ab |
| <b>Solubles (CaCl<sub>2</sub> 0,01 M)</b> |              |    |       |    |       |    |       |    |
| Cd (mg kg <sup>-1</sup> )                 | 0,062        | c  | 0,031 | ab | 0,047 | bc | 0,019 | a  |
| Cu (mg kg <sup>-1</sup> )                 | 2,73         | b  | 0,61  | a  | 2,17  | b  | 1,17  | a  |
| Zn (mg kg <sup>-1</sup> )                 | 15,2         | b  | 7,62  | a  | 9,39  | a  | 6,59  | a  |

Valores seguidos por una misma letra, en una misma fila, no difieren significativamente (p<0,05).

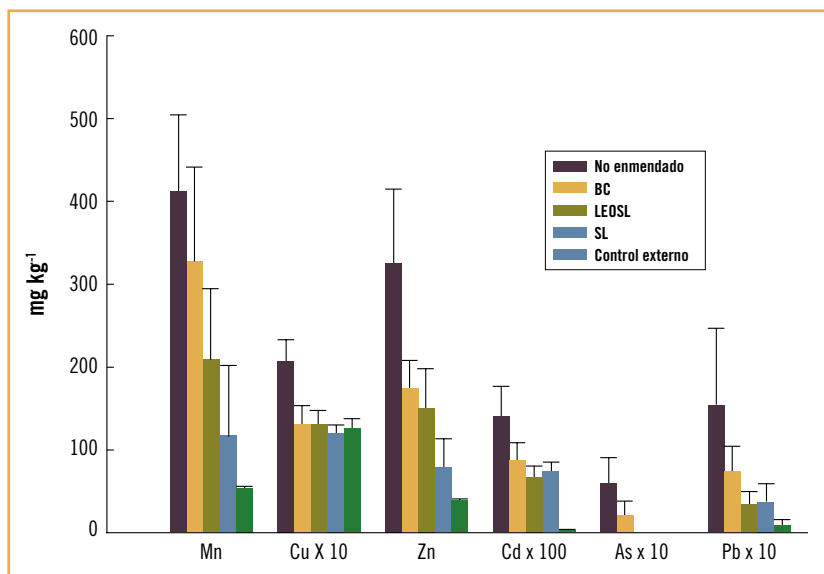


Figura 4. Concentración de elementos traza en la parte aérea de *Poa annua* L. en parcelas tratadas con distintas enmiendas (BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera) y sin enmendar, y comparación con un control externo en un suelo no contaminado (Madejón et al., 2006b).

Figure 4. Trace element concentrations in the aerial part of *Poa annua* L. in plots treated with different amendments (BC, biosolid compost; LEOSL, leonardite and sugar lime; SL, sugar lime) and without amendment, and comparison with a non affected, external control (Madejón et al., 2006b).

una capa de unos 10 cm de suelo contaminado, las concentraciones totales y extraíbles con AEDT de As, Cd, Cu, Pb y Zn (0-60 cm), fueron más altas que los valores de fondo (Burgos et al., 2006; Burgos et al., 2008).

Posteriormente, esta parcela se utilizó para experimentos de recuperación natural asistida, consistentes en la aplicación de enmiendas a distintas subparcelas, con el fin de reducir la disponibilidad de los elementos traza y estudiar su colonización por especies vegetales espontáneas (Madejón et al., 2006b). La aplicación de enmiendas (30

Mg ha<sup>-1</sup> compost de biosólidos, BC; 30 Mg ha<sup>-1</sup> espuma de azucarera, SL o 20 Mg ha<sup>-1</sup> espuma de azucarera y 10 Mg ha<sup>-1</sup> leonardita, LEOSL) se tradujo en aumentos del pH del suelo, de los contenidos de carbono orgánico total (COT) y reducción de las concentraciones de Cd, Cu y Zn solubles (Tabla 5), pero no tuvo efectos claros sobre los contenidos totales o extraíbles con AEDT.

Como consecuencia de la mejora de las propiedades químicas del suelo se observó mayor colonización por especies espontáneas en las subparcelas tratadas con enmiendas, aumentando la cobertura vegetal y la producción de biomasa (Figura 3), al tiempo que disminuía la concentración de elementos traza en la parte aérea de las plantas, tal como se muestra en la Figura 4 para *Poa annua* L.

Los estudios de recuperación natural asistida realizados en condiciones de "semi-campo" (en contenedores de 70 × 60 × 40 cm y aproximadamente 200 kg de suelo, instalados al aire libre), utilizando los suelos contaminados de El Vicario, pusieron de manifiesto que la aplicación de enmiendas y el establecimiento de una cubierta vegetal de *Agrostis stolonifera* L. mejoraba las propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas del suelo (Pérez de Mora et al., 2006a,b).

Tras la remoción de lodos y labores de restauración, el último muestreo realizado en otoño de 2005 demuestra que los suelos siguen teniendo contenidos de elementos traza muy variables, más altos que los valores de fondo de la zona y en algunos casos puntuales más altos que antes de la limpieza, cuando se analizaron los suelos una vez retirada la capa de lodo que los cubría. Esta anomalía parece deberse a restos de lodo que quedaron sobre los suelos (cantidades muy pequeñas respecto del total retirado: 7 hm<sup>3</sup>) y mezclados con la capa superficial de los mismos durante los trabajos de restauración

## CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS TRAS LA REMOCIÓN DE LOS LODOS Y APLICACIÓN DE ENMIENDAS

### Muestréos intensivos (realizados en el otoño de los años 1999 a 2001)

Los trabajos llevados a cabo en el IRNAS (Madejón, 2004; Madejón et al., 2001, 2002, 2003, 2004, 2006a; Marañón et al., 2003; Murillo et al., 2005) demostraron que la concentración total de elementos traza en los suelos recuperados era mayor que la de los suelos no

afectados (controles), y en algunos casos también más alta que la que tenían los suelos antes de la limpieza. Los valores medios de elementos traza “disponibles” (extraídos con AEDT) de los suelos recuperados, fueron mucho más altos que los de los suelos no afectados (Figura 5), aunque inferiores a los de los suelos no enmendados (Figura 6).

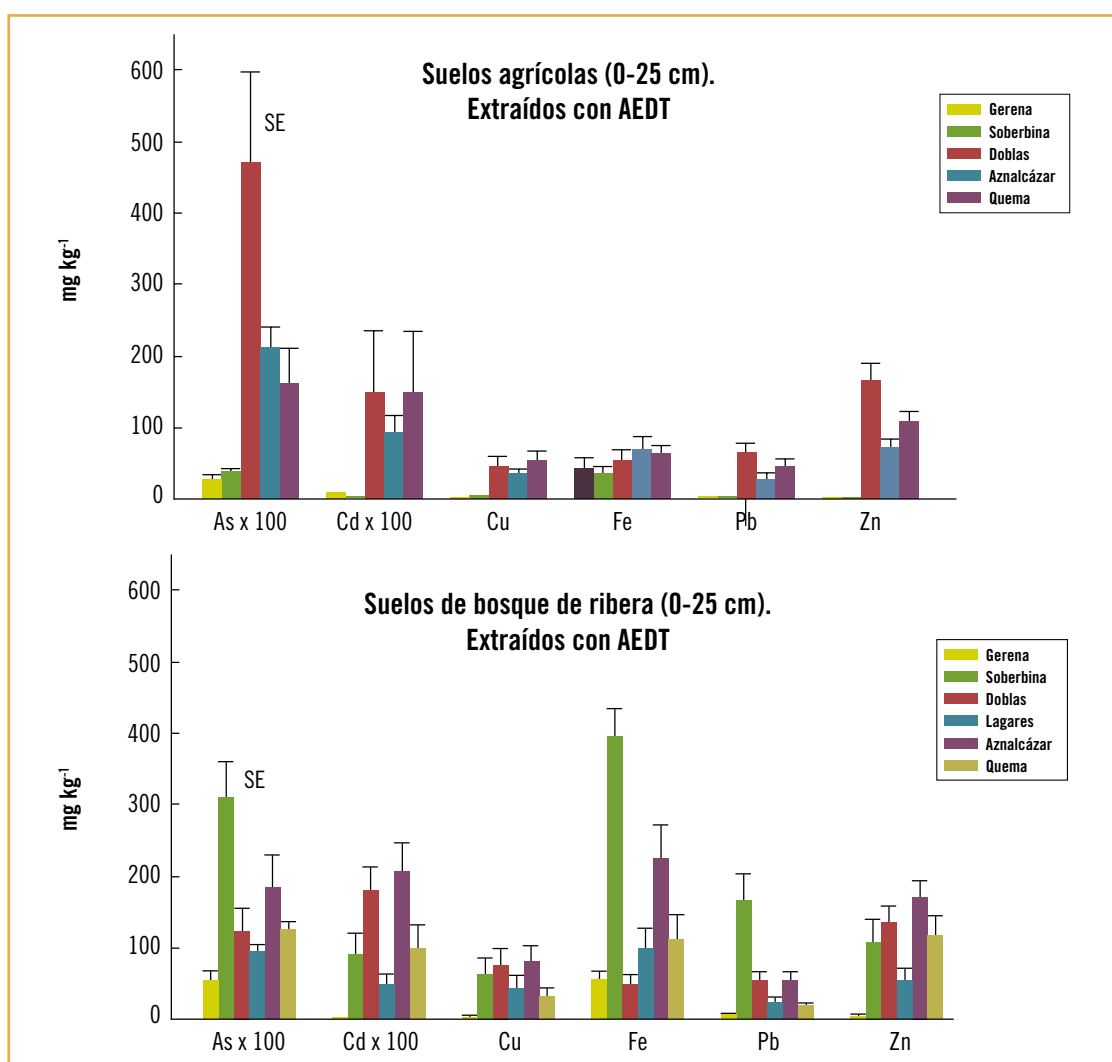


Figura 5. Valores medios ( $\pm$  error estándar, SE) de elementos traza disponibles (Extraídos con EDTA). En los suelos agrícolas Gerena y Soberbina fueron las zonas de control, no afectadas por el vertido (Madejón et al. 2002). En los suelos de bosque de ribera Gerena fue la zona de control (Madejón et al. 2004).

Figure 5. Mean values ( $\pm$  standard error, SE) of available trace elements (extracted by EDTA). Gerena and Soberbina were the control zones for agricultural, non affected soils (Madejón et al. 2002). Gerena was the control for the riparian forests (Madejón et al. 2004).

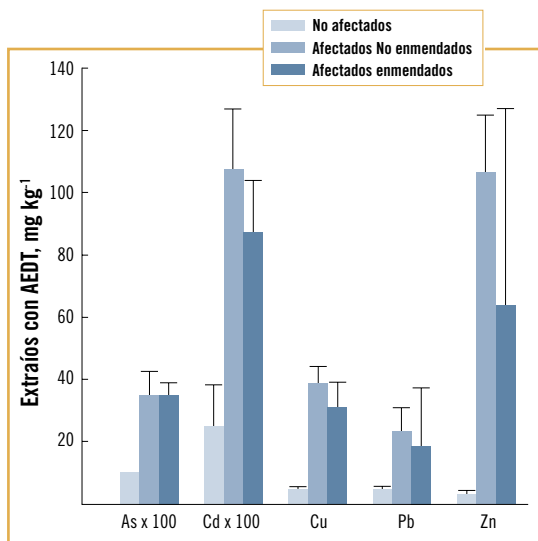


Figura 6. Comparación de las concentraciones medias de elementos traza extraídos con AEDT, en suelos de la cuenca del Guadamar no afectados, afectados no enmendados y afectados enmendados (Madejón et al. 2006a).

Figure 6. Comparison of mean values of trace elements concentration extracted by EDTA from soils of the Guadamar river basin: non affected, affected before amendment addition and affected after the amendment addition (Madejón et al. 2006a).

Tabla 6. Elementos traza totales en suelos afectados antes y después de la remoción de los lodos y de las labores de recuperación. Media  $\pm$  desviación estándar (entre paréntesis) (n=40). Se indican los valores de fondo para la cuenca del Guadamar y los valores considerados fitotóxicos.

Table 6. Total trace elements in affected soils before and after sludge removing and restoration operations. Mean  $\pm$  standard deviation (in parenthesis) (n=40). Background values for the Guadamar basin, and values considered fitotoxic, are indicated.

| Profundidad cm  | As                 | Cd                 | Cu                 | Pb                 | Zn                |
|---|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| <b>Lagares (tras la remoción de lodos)</b>  |                    |                    |                    |                    |                   |
| 0 - 10  | 138,0 ( $\pm$ 165) | 0,94 ( $\pm$ 0,53) | 111 ( $\pm$ 120)   | 296 ( $\pm$ 321)   | 458 ( $\pm$ 348)  |
| 10 - 20   | 47,9 ( $\pm$ 51,2) | < LD <sup>a</sup>  | 68,6 ( $\pm$ 74,3) | 118 ( $\pm$ 123)   | 205 ( $\pm$ 165)  |
| 20 - 30   | 28,3 ( $\pm$ 21,3) | < LD               | 53,8 ( $\pm$ 54,6) | 71,3 ( $\pm$ 54,1) | 130 ( $\pm$ 104)  |
| 30 - 40   | 35,9 ( $\pm$ 29,5) | < LD               | 60,9 ( $\pm$ 51,2) | 93,0 (98,8)        | 155 ( $\pm$ 133)  |
| <b>Quema (tras la remoción de lodos)</b>  |                    |                    |                    |                    |                   |
| 0 - 10  | 57,7 ( $\pm$ 40,7) | 8,89 ( $\pm$ 0,66) | 102 ( $\pm$ 36)    | 148 ( $\pm$ 100)   | 417 ( $\pm$ 147)  |
| 10 - 20   | 33,8 ( $\pm$ 12,4) | < LD               | 99,0 ( $\pm$ 43,2) | 90,5 ( $\pm$ 30,9) | 287 ( $\pm$ 118)  |
| 20 - 30   | 34,1 ( $\pm$ 16,0) | < LD               | 95,1 ( $\pm$ 51,5) | 89,9 ( $\pm$ 34,1) | 238 ( $\pm$ 115)  |
| 30 - 40   | 34,8 ( $\pm$ 13,6) | < LD               | 96,5 ( $\pm$ 53,7) | 77,2 ( $\pm$ 23,1) | 204 ( $\pm$ 74,4) |
| <b>Valores medios de suelos afectados del Guadamar antes de la remoción de los lodos <sup>b</sup></b> |                    |                    |                    |                    |                   |
| 0 - 10  | 139                | 2,82               | 123                | 431                | 822               |
| 10 - 20   | 34,6               | 0,90               | 75                 | 95,3               | 260               |
| 20 - 50   | 38,1               | 1,02               | 100                | 86,5               | 263               |
| <b>Valores de fondo <sup>b</sup></b>  |                    |                    |                    |                    |                   |
| 0 - 50  | 18,9               | 0,33               | 30,9               | 38,2               | 109               |
| <b>Intervalos fitotóxicos <sup>c</sup></b>  |                    |                    |                    |                    |                   |
|   | 15 - 50            | 3 - 8              | 60 - 125           | 100 - 400          | 70 - 400          |

a. Límite de Detección; b. Cabrera et al. (1999); c. Kabata-Pendias and Pendias (1992)

### Variabilidad espacial y evolución de elementos traza extraídos con AEDT en las parcelas experimentales establecidas en Lagares y Quema (muestreos realizados desde marzo de 1999 a marzo de 2003)

Las concentraciones medias de As, Cd, Cu, Pb y Zn en suelos de Lagares y Quema después de la remoción de los lodos, encalado y gradeo (primer muestreo, Tabla 6) decrecían en profundidad, aunque en la capa más profunda (30-40 cm) todavía se superaban los valores de fondo facilitados por Cabrera et al. (1999). En ambas parcelas se observó una elevada variabilidad espacial, con altos valores puntuales, consecuencia de las anomalías que se produjeron durante las labores de limpieza, ya comentadas. En ocasiones, especialmente en la capa superficial (0-10 cm), se encontraron valores individuales más altos que antes de la remoción de los lodos (Cabrera et al. 1999). En general, las concentraciones superaron, o se situaron dentro del intervalo considerado fitotóxico para cada elemento (Kabata-Pendias and Pendias 1992). En subsiguientes muestreos los resultados fueron muy similares.

El estudio de la evolución de los elementos traza “disponibles”, extraídos con AEDT (Cabrera et al. 2007) mostró que sus concentraciones en la capa de 0-10 cm (Figura 7, página siguiente) fueron en general superiores a la de los suelos no afectados por el vertido (ver Madejón et al., 2001, 2002, 2003, 2004, 2006a).

Generalmente, entre 1999 (primer muestreo) y 2001 (tercer muestreo) las concentraciones medias de Cd, Cu, Pb y Zn “disponibles” decrecieron en Lagares y aumentaron en Quema, mientras que las de As disminuyeron en ambas zonas. A partir de 2001, cuando habían cesado las labores de restauración, aumentó la “disponibilidad” de todos los elemen-

7

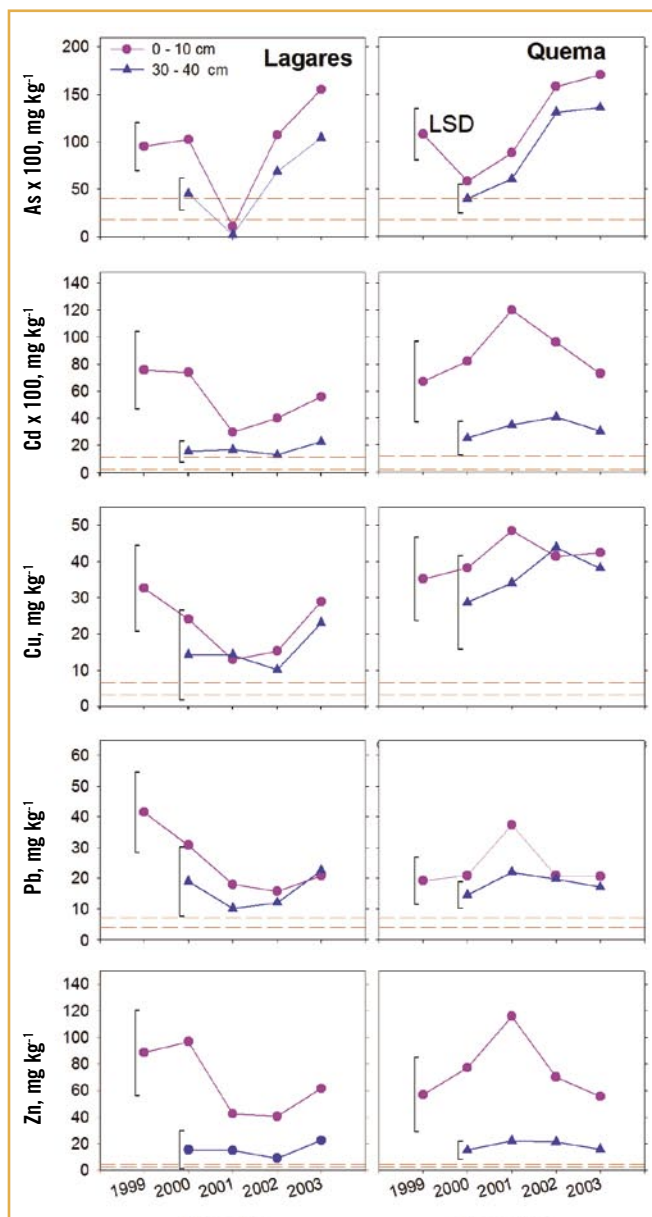


Figura 7. Evolución de los valores medios de As, Cd, Cu, Pb y Zn “disponibles” (extraídos con AEDT). Las líneas punteadas (en violeta) son los intervalos de confianza de las medias de estos elementos en suelos no afectados por el vertido. LSD, mínima diferencia significativa (Least Significant Difference).

Figure 7. Evolution of the mean values of available As, Cd, Cu, Pb and Zn concentrations. Dotted lines (in violet) indicate the confidence intervals for the means of these same elements in the non affected soils by the spill. LSD, Least Significant Difference.

tos en Lagares, aunque sin alcanzar los valores iniciales, salvo en el caso del As, que fue ampliamente rebasado. En Quema, en cambio, la “disponibilidad” de Cd, Cu, Pb y Zn disminuyó en ese período (2001-2003), llegando a valores medios similares a los iniciales, mientras que la disponibilidad de As volvió a aumentar, rebasando el valor inicial. Por consiguiente, al final del experimento, la disponibilidad de los elementos traza estudiados en la capa superficial se mantuvo en niveles similares a los valores medios iniciales, con excepción del As que aumentó significativamente en ambas zonas.

Las concentraciones de elementos disponibles fueron más bajas en profundidad, en todas las fechas estudiadas, presentando un comportamiento muy similar al observado en la capa superficial. En la Figura 7 se muestra, como ejemplo, la evolución de los valores medios en la capa más profunda (30 – 40 cm).

El distinto comportamiento de los elementos disponibles en ambas zonas parece estar relacionado con el régimen de lluvias, así como con las labores aplicadas. Más información en Moreno et al. (2001) y Cabrera et al. (2007).

A pesar de las labores de recuperación, los valores medios de “disponibilidad” de la capa superficial en el último muestreo fueron más altos que los de los suelos no afectados: aproximadamente 5 veces mayor en el caso del As, 9 en el del Cd, 7 en el del Cu, 4 en el del Pb y 17 en el del Zn.

Pero no hay que olvidar que la extracción con AEDT puede sobreestimar la fitodisponibilidad (McLaughlin et al., 2000), al estar relacionada con las reservas totales de elementos traza en el suelo y la velocidad con que se pueden reponer una vez extraídos por las plantas de la disolución del suelo. Por consiguiente, no es de extrañar que los valores de elementos traza extraídos con AEDT en suelos contaminados sean altos, y que no siempre haya correlación entre estos valores y lo extraído por las plantas (Madejón et al. 2006b), o que aún habiéndola (por ejemplo, ver Madejón et al.,



2002, 2004, 2006) las concentraciones alcanzadas no lleguen a ser fitotóxicas. Según Pérez de Mora et al. (2006a,b) la extracción con AEDT sobreestimó la disponibilidad de elementos traza en suelos enmendados con compost cuando estudió la acumulación de dichos elementos en *Agrostis stolonifera* L. En este mismo volumen, Domínguez et al. (2008) indican que, en general, las concentraciones de elementos traza en las hojas de la mayoría de las especies leñosas empleadas en la reforestación del Guadamar son bajas, típicas de

especies que crecen en suelos normales. Para estudiar la 'biodisponibilidad' de elementos traza en estos suelos convendría utilizar otros extractantes distintos del AEDT. Por ejemplo, Pérez de Mora et al. (2006b) encontraron que la extracción de Cd, Cu y Zn con  $\text{CaCl}_2$  0,01 M estaba correlacionada con la concentración de estos elementos en las plantas de *Agrostis stolonifera* L. Kabata-Pendias (2004) subrayan el interés del uso de extractantes como el  $\text{CaCl}_2$  0,01 M que simulan la disolución del suelo.

## ELEMENTOS TRAZA EN LOS SUELOS UNA VEZ CONCLUIDAS LAS MEDIDAS DE RESTAURACIÓN (MUESTREOS REALIZADOS EN EL OTOÑO DE LOS AÑOS 2002 Y 2005)

Los resultados de dos muestreos extensivos a lo largo de la cuenca del río Guadamar, en 2002 y 2005, tres y seis años después de finalizadas las labores de restauración de los suelos, mostraron valores medios de elementos traza muy similares, cuyas diferencias no fueron significativas estadísticamente ( $p < 0.05$ ) (Tabla 7, página siguiente). Todos los valores medios, excepto los de Cr de 2002 y de Ni 2005, superaron los valores de los suelos no afectados. En el caso de Co, Mn y Ni, elementos que no estaban presentes en el vertido, las diferencias fueron muy pequeñas.

Los valores medios de As, Cd, Cu, Hg, Pb y Tl en 2002 y 2005 fueron además más altos que en 1998, aunque las diferencias no fueron significativas estadísticamente. Los valores medios As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn también fueron más altos que los considerados fitotóxicos por Kabata-Pendias y Pendias (1992).

La Figura 8 muestra la evolución de los valores medios de Hg en los suelos afectados por el vertido (0-20 cm), desde 1998 hasta 2002. Los datos de 1999 y 2000 fueron obtenidos por Kemper (2003) y también se caracterizan por una elevada variabilidad. En dicha figura se observa que tanto durante como después de las labores de restaura-

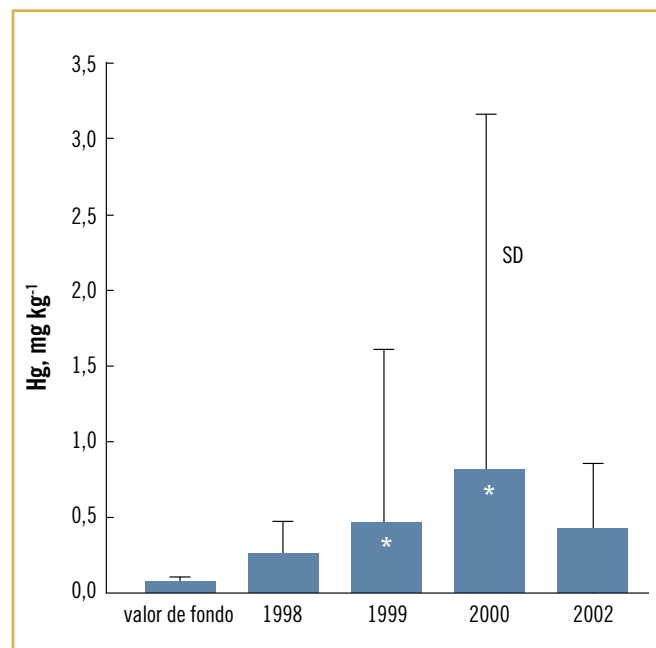


Figura 8. Evolución de las concentraciones medias de Hg en suelos afectados (0-20 cm) entre 1998 y 2002 (Cabrera et al., 2008). \* Kemper (2003).

Figure 8. Evolution of the mean concentrations of Hg in the affected soils (0-20 cm) between 1998 and 2002 (Cabrera et al., 2008). \* Kemper (2003).

Tabla 7. Concentraciones de elementos traza ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos afectados del valle del Guadiamar en 2002 y 2005 (después de las labores de restauración), comparadas con los valores de 1998 (antes de la restauración; Cabrera et al. 1999), con los valores de los suelos no afectados y con los valores considerados fitotóxicos (Kabata-Pedias y Pendias, 1992).

*Table 7. Trace elements concentrations ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in affected and non affected soils of the Guadiamar basin in 2002 and 2005 (after restoration operations). Values of 1998 (before restoration, Cabrera et al. 1999) and values considered fitotoxic (Kabata-Pedias and Pendias, 1992) are also indicated.*

| Muestreo                             |        | As    | Cd   | Co    | Cr     | Cu     | Hg      | Mn        | Ni   | Pb      | Tl    | Zn     |
|--------------------------------------|--------|-------|------|-------|--------|--------|---------|-----------|------|---------|-------|--------|
| Suelos afectados por el vertido      |        |       |      |       |        |        |         |           |      |         |       |        |
| 1998 (0-20 cm)                       | Media  | 86,8  | 1,86 | 12,5  | 61,7   | 98,8   | 0,253   | 602       | 22,9 | 263     | 2,41  | 541    |
| 2002 (0-20 cm)                       | Media  | 153   | 4,44 | 14,3  | 51,7   | 155    | 0,404   | 1217      | 32,3 | 321     | -     | 462    |
|                                      | SD     | 121   | 1,91 | 12,7  | 32,2   | 93,0   | 0,420   | 1989      | 21,5 | 203     | -     | 253    |
|                                      | Mínimo | 11,7  | 1,23 | <1    | 15,8   | 12,7   | 0,03    | 228       | 14,9 | 8       | -     | 90     |
|                                      | Máximo | 595   | 7,67 | 54,1  | 204    | 443    | 2,36    | 11326     | 130  | 1556    | -     | 936    |
| 2005 (0-25 cm)                       | Media  | 153   | 2,32 | 13,4  | 82,9   | 110    | -       | 563       | 25,5 | 291     | 1,16  | 491    |
|                                      | SD     | 104   | 1,34 | 2,41  | 10,2   | 39     | -       | 150       | 4,62 | 188     | 0,85  | 192    |
|                                      | Mínimo | 58,4  | 0,66 | 10,8  | 71,2   | 63,9   | -       | 363       | 17,9 | 102     | 0,55  | 198    |
|                                      | Máximo | 406   | 5,44 | 18,9  | 104    | 192    | -       | 7883      | 33,2 | 843     | 4,017 | 830    |
| Suelos no afectados por el vertido   |        |       |      |       |        |        |         |           |      |         |       |        |
| 1998 (0-20 cm)                       | Media  | 18,9  | 0,33 | 12,4  | 68,6   | 30,9   | 0,065   | 678       | 26,9 | 38,2    | 0,70  | 109    |
| 2005 (0-20 cm)                       | Media  | 21    | 0,35 | 13,8  | 91,8   | 31,0   | -       | 688       | 29,5 | 65,1    | 0,28  | 117    |
| Concentración considerada fitotóxica |        |       |      |       |        |        |         |           |      |         |       |        |
|                                      |        | 15-50 | 3-8  | 25-50 | 75-100 | 60-125 | 0,3-5,0 | 1500-3000 | 100  | 100-400 | 1     | 70-400 |

ción los valores medios de Hg fueron más altos que antes de realizar las mismas, aunque las diferencias no resultaron significativas. El aumento de los valores medios y su alta variabilidad parecen estar relacionados con valores altos puntuales, ocasionados, según se ha indicado, por la presencia de restos de lodo que quedaron en los suelos durante su remoción. Los restantes elementos mostraron un comportamiento muy similar (Cabrera et al. 2008).

Al final de las labores de restauración (2002) las concentraciones de elementos traza, con la notable excepción del As, no excedieron los valores de intervención de los suelos de Andalucía propuestos por Aguilar et al. (1999): As  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ , Cd  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , Cu  $500 \text{ mg kg}^{-1}$ , Hg  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , Pb  $500 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$ . Estos valores son mayores que los del fondo geoquímico de la zona: 5,4 para el As, 45 para el Cd, 16 para el Cu, 26 para el Pb y 92 para el Zn (Cabrera et al. 1999), lo que indica contaminación. Sin embargo, esta circunstancia no implica necesariamente riesgo para la biota del suelo, porque éste depende del grado de disponibilidad para los organismos y de su interacción con el entorno.

Según un análisis de componentes principales (datos de 2002), las dos primeras componentes explicaron el 79,8% (PC1 52,3% y PC2 27,5%) de la varianza (Cabrera et al. 2008). La primera componente es función de las concentraciones de los elementos menos móviles, Pb, As y Hg, y en menor grado de la de Cu. La segunda componente estaba relacionada con cuatro elementos que no estaban presentes en el vertido, Ni, Mn, Cr y Co, y en menor grado con Cd y Zn, los elementos más móviles. Según la primera componente, la cuenca del Guadiamar podría dividirse en dos partes: 1) la primera desde la balsa hasta unos 13 km aguas abajo, entre La

Al final de las labores de restauración (2002) las concentraciones de elementos traza, con la notable excepción del As, no excedieron los valores de intervención de los suelos de Andalucía, aunque en algunos casos superaron los niveles del fondo geoquímico. Esta circunstancia no implica necesariamente riesgo para la biota del suelo, porque éste depende del grado de disponibilidad para los organismos y de su interacción con el entorno

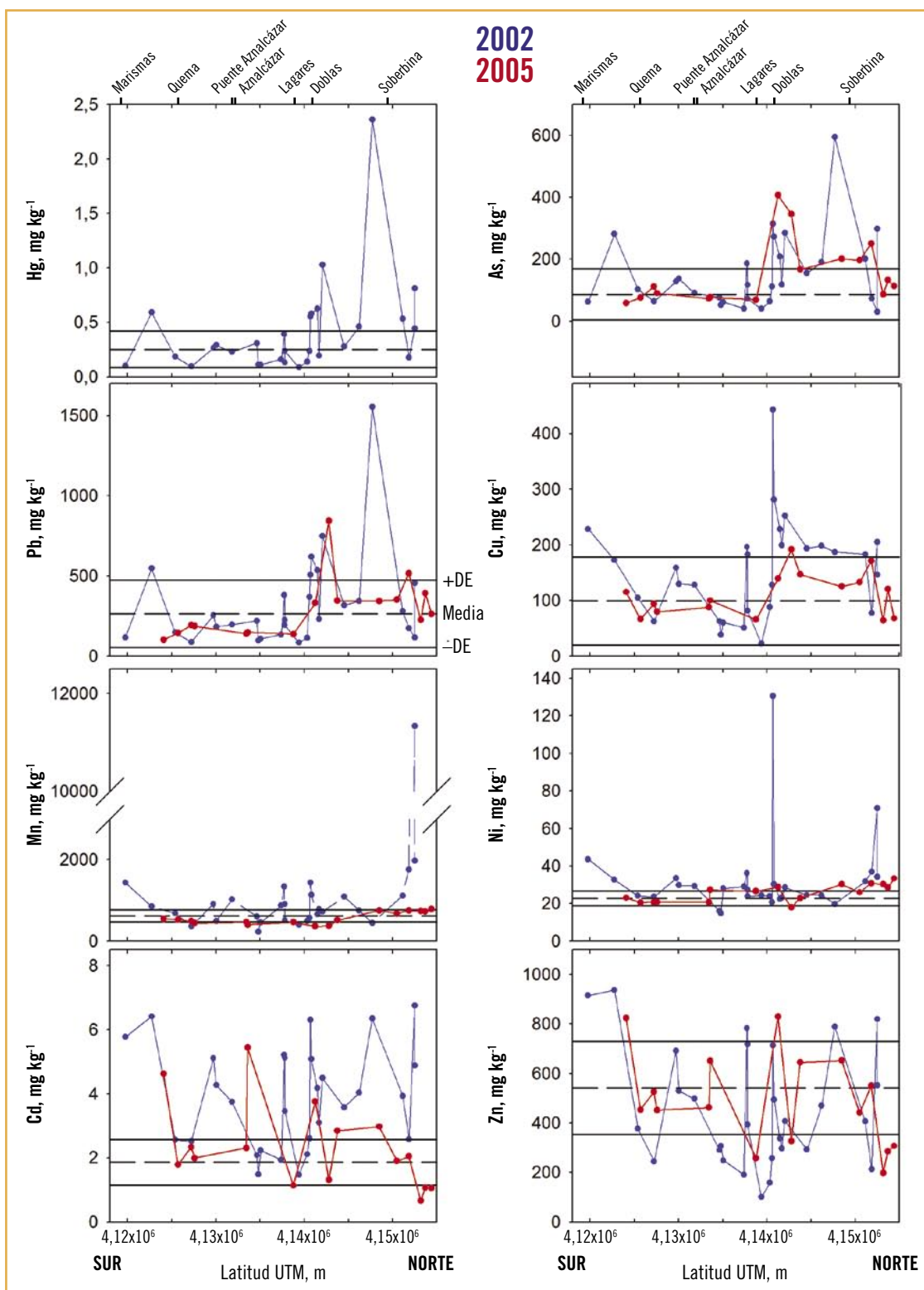


Figura 9. Concentraciones de elementos traza a lo largo del la cuenca del Río Guadimar (años 2002 y 2005), en comparación con los valores medios obtenidos en 1998 (DE, desviación estándar).

Figure 9. Concentration values of trace elements in soils along the Guadimar river basin (years 2002 and 2005) in comparison with the mean values in 1998 (DE, standard deviation).

Doblas y Lagares, dónde se registraron los valores más altos de Pb, As y Hg; y 2) desde ese punto hasta Las Marismas, dónde se observaron los valores más bajos de esos mismos elementos.

La segunda componente no reflejó ninguna pauta clara, indicando una distribución heterogénea de los elementos que la conforman (Ni, Mn, Cr, Co, Cd y Zn) a lo largo de la cuenca. Por consiguiente, el resultado del análisis de componentes principales parece indicar que las diferencias entre los puntos de muestreo están originadas por los elementos Pb, As, Hg y Cu. Concretamente, en los primeros 13 km aguas abajo de la balsa, sus concentraciones son más altas que en el resto de la cuenca, hasta Las Marismas.

En la Figura 9 (página anterior) se observa este hecho. Las concentraciones de Pb, As y Hg disminuyen aguas abajo (de norte a sur), desde valores muy altos cerca de

la balsa, hasta valores dentro del intervalo de la media (media  $\pm$  desviación estándar) de 1998 en los puntos situados entre Las Doblas y Lagares (13 km aguas abajo de la balsa). Los valores más altos de Cu también se registraron en este tramo. Los valores de Cd y Zn mostraron una distribución muy similar entre sí, pero distinta de la anterior; los valores de Zn estuvieron generalmente dentro del intervalo de la media (media  $\pm$  desviación estándar) de 1998, mientras que los de Cd superaron generalmente el límite superior de dicho intervalo.

Existen otras evidencias que ratifican la mayor contaminación del primer tramo del río. Según Gil Toja et al. (2005) esta sección, muy contaminada por su proximidad a la balsa, tuvo que ser limpiada por segunda vez en 1999. A pesar de la segunda limpieza, los suelos todavía seguían presentando concentraciones de elementos traza más altas que las de otras secciones del río (Alonso et al. 2001; Antón Pacheco et al. 2001).

## Conclusiones

El último muestreo realizado en otoño de 2005, demuestra que los suelos de la cuenca del Guadiamar afectados por el vertido tóxico aun presentan concentraciones totales de elementos traza que indican la existencia de contaminación residual, a pesar de la remoción de los lodos y labores de recuperación, mediante la aplicación de enmiendas, a que fueron sometidos. Tras las labores de recuperación las concentraciones medias de elementos traza (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Tl y Zn) son todavía más altas que los valores de fondo de la zona, y ocasionalmente más altas que las determinadas antes de la restauración, aunque sólo en el caso del As se supera el valor de intervención para los suelos de Andalucía. Esta circunstancia puede ser debida a la presencia de algunos restos de lodo que quedaron en superficie durante su remoción, distribuidos heterogéneamente y en parte mezclados en la capa superficial de los mismos durante las labores de restauración. En este tipo de operaciones resulta inevitable que queden en el suelo pequeñas cantidades de lodo como consecuencia de la utilización de maquinaria pesada.

Las concentraciones totales de elementos traza fueron muy variables, con una distribución desigual e irregular a lo largo de la cuenca. Los valores más altos de As, Hg y Pb, elementos menos móviles, se han registrado en los suelos más próximos a la balsa, primeros 13 km, tramo que resultó más contaminado por el accidente, y que necesitó de una segunda operación de remoción de lodos. La disponibilidad de elementos traza, analizada mediante extracción con AEDT, resultó mucho mayor en los suelos afectados que en los que no fueron afectados por el vertido, aunque hay que tener en cuenta que esta metodología puede magnificar la 'biodisponibilidad' real de estos elementos, por lo que conviene utilizar otros extractantes distintos de, o además de, AEDT para este tipo de estudios.

## Recomendaciones de gestión

Es importante seguir monitorizando la evolución que puedan experimentar, a medio y largo plazo, los compuestos en los que se encuentran insolubilizados los elementos traza en los suelos, especialmente bajo la forma de complejos orgánicos y sulfuros. La solubilidad de estos compuestos dependiendo de las condiciones del medio, puede disminuir, favoreciendo la estabilización de los elementos traza, o aumentar y actuar como “bombas químicas de relojería”. Para asegurar su estabilización, es necesario evaluar periódicamente las dosis óptimas de aplicación, y frecuencia, con la que deben realizarse enmiendas. Por ejemplo, la oxidación estacional de sulfuros derivados del vertido puede generar condiciones de acidez, que puede llegar a ser extrema en el caso de suelos ya de por sí ácidos. Bajo estas condiciones, la solubilización de elementos traza puede llegar a ser alta, peligrosa para los organismos más sensibles, aquellos con mecanismos poco efectivos para regular su absorción. Además de que puede facilitarse su lixiviado a capas más profundas y aguas freáticas. Es conveniente vigilar estas situaciones, ya que posiblemente requieran la adición periódica de determinadas enmiendas (espuma de azucarera, caliza, materia orgánica) para su control.

## AGRADECIMIENTOS

Los trabajos recogidos en este artículo realizados en el IRNAS (CSIC) fueron financiados por los Proyectos de la CYCIT (CICYT-FEDER, 1FD97-0765; CICYT-FEDER, 1FD97-1867; REN2000-1519 TECNO; CTM2004-01985/TECNO), de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Programas de Investigación PICOVER y SECOVER), de la Consejería de Educación y Ciencias y de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa (PAI-AGR108).

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar J., Dorronsoro C., Gómez-Ariza J.L. & E. Galán. 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnica de toma de muestras y análisis para su investigación. Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Alastuey A., García-Sánchez A., López F. & X. Querol. 1999. Evolution of pyrite mud weathering and mobility of heavy metals in the Guadamar valley after the Aznalcóllar spill, south-west Spain. *Science of the Total Environment* 242: 41-55.
- Alonso C., Antón-Pacheco C., Baretino D., Cabrera F., Fernández A.M., Fernández J.E., García-Gutiérrez M., Giraldez J.V., Girón I.F., López-Pamo E., Moreno F., Ordóñez R., Pelayo M., Rivas P., Vanderlinden K. & M.V. Villar. 2001. Los suelos del Guadamar: estudios de caracterización y de la evolución de los suelos contaminados por el lodo. *Boletín Geológico y Minero* 112: 163-197.
- Antón-Pacheco C., Arranz J.C., Baretino D., Carrero G., Jiménez M., Gómez J.A., J.C. Gumiel, López-Pamo E., Martín Rubí J.A., Martínez Pledel B., De Miguel E., Moreno J., Ortiz G., Rejas J.G., Silgado A. & E. Vázquez. 2001. Actuaciones para el reconocimiento y retirada de los lodos depositados sobre el terreno, y su restauración edáfica y morfológica. *Boletín Geológico y Minero* 112: 93-121.
- Arambarri P., Cabrera F. & R. González-Quesada. 1996. Quality evaluation of the surface waters entering the Doñana nacional Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment* 191: 185-196.
- Arenas J.M., Carrero G., Galache J., Mediavilla C., Silgado A. & E.M. Vázquez. 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, 112: 35-56.
- Bowen H.J.M. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, Londres.
- Burgos P., Madejón E., Pérez de Mora A. & F. Cabrera. 2006. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation. *Geoderma* 130: 157-175.
- Burgos P., Madejón E., Pérez de Mora A. & F. Cabrera. Horizontal and vertical variability of soil properties in a trace element contaminated area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (en prensa). doi:10.1016/j.jag.2007.04.001
- Cabrera F. 2000. La contaminación por metales pesados en el valle del Guadamar tras el vertido de Aznalcóllar. *Retema* 74: 37-48.
- Cabrera F., Clemente L., Díaz Barrientos E., López R. & J.M. Murillo. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by Guadamar toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242: 117-129.
- Cabrera F., Ariza J., Madejón E., Madejón P. & J.M. Murillo. 2008. Mercury and other trace elements in soils affected by the mine tailing spill in Aznalcóllar (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 390, 311-322.
- Cabrera F., Girón. I.F. & F. Moreno. 2007. Evolución de la contaminación con elementos traza en los suelos afectados por el vertido de Aznalcóllar. En N. Bellinfante & A. Jordán, editores. *Tendencias actuales de la*

- Ciencia del Suelo. Vol. 1: 220-227. Sociedad Española de Ciencia del Suelo. Huelva.
- Consejería de Medio Ambiente. 1999a. Balance de Actuaciones para la Corrección de los Efectos del Vertido Minero de Aznalcóllar. Oficina Técnica para la Recuperación del Guadiamar. CD-ROM.
- Consejería de Medio Ambiente. 1999b. La estrategia del Corredor Verde del Guadiamar. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Domínguez M.T., Marañón T., Murillo J.M., Schulin R., & B.H. Robinson. 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. *Environ. Pollut.* (en prensa). doi:10.1016/j.envpol.2007.05.021.
- Galán E., González I. & J.C. Fernández-Caliani. 2002. Residual pollution load of soils impacted by the Aznalcóllar (Spain) mining spill after clean-up operations. *The Science of the Total Environment* 286: 167-179.
- Gil Toja A., Moreira Madueño J.M. & J. Serrano Aguilar. 2005. The breakage of the tailing pond of Aznalcóllar mines. En: Del Valls T.A. & J. Blasco, editores. *Integrated Assessment and Management of the Ecosystems Affected by the Aznalcóllar Mining Spill (SW, Spain)*. Technical Report. Cátedra UNESCO/Unitwin, Cádiz, pp: 249-258.
- Grimalt J.O., Ferrer M. & E. Macpherson. 1999. The mine tailing accident in Aznalcóllar. *The Science of the Total Environment* 242: 3-11.
- Kabata-Pendias A. & H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Ratón.
- Kemper T. 2003. Reflectance Spectroscopy for mapping and monitoring of metal mining related contamination. A case study of the Aznalcóllar mining accident, Spain. Tesis doctoral. University of Trier, Trier, Alemania.
- López Pamo E., Baretton D., Pacheco A., Ortiz C., Arránz G., Gumiel J.C., Martínez Pledel B., Aparicio M. & O. Montouto. 1999. The extent of the Aznalcóllar pyrite sludge spill and its effects on soils. *The Science of the Total Environment* 242: 57-88.
- Maclaughlin M.J., Homon R.E., Maclaren R.G., Speir T.W. & S.L. Roger. 2000. Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* 38: 1037-86.
- Madejón P. 2004. Elementos traza y nutrientes en plantas y suelos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F. & R. López. 2001. Elementos traza en gramíneas afectadas por el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. *Investigación Agraria. Producción y Protección Vegetal* 16: 429-446.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F. & R. López. 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *The Science of the Total Environment* 290: 105-120.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F. & M.A. Soriano. 2003. Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcóllar mine spill. *The Science of the Total Environment* 307: 239-257.
- Madejón P., Marañón T., Murillo J.M. & B. Robinson. 2004. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution* 132: 145-155.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T. & F. Cabrera. 2006a. Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill (South Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 114: 169-189.
- Madejón E., Pérez de Mora A., Felipe E., Burgos P. & F. Cabrera. 2006b. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution* 139: 40-52.
- Marañón T., Murillo J.M. & P. Madejón. 2003. Efectos del vertido en la vegetación natural de la zona afectada y situación actual de la vegetación implantada en el Corredor Verde. *Jornadas sobre la Restauración del río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar*.
- Moreno F., Cabrera F., Fernández J.E., & I.F. Girón. 2001. Propiedades hidráulicas y concentración de metales pesados en los suelos y en las aguas de drenaje de dos zonas afectadas por el vertido. *Boletín Geológico y Minero* 112, 178-184.
- Murillo J.M., Madejón E., Madejón P. & F. Cabrera. 2005. The response of wild olive to the addition of a fulvic acid-rich amendment to soils polluted by trace elements (SW Spain). *Journal of Arid Environments* 63: 284-303.
- Nagel I. 2000. Schwermmetallbelastung der Böden im Guadiamar (Südspanien) nach dem Dambruch des Rückhaltebeckens der Mine "Los Frailes". Diplomarbeit am Geographischen Institut der Eberhard-Karls-Universität. Tübingen.
- Nagel I., Lang F., Kaupenjohann M., Pfeffer K-H., Cabrera F. & L. Clemente. 2003. Guadiamar toxic flood: factors that govern heavy metal distribution in soils. *Water, Air & Soil Pollution* 143: 2003; 211-224.
- Pérez de Mora A., Madejón E., Burgos P. & F. Cabrera. 2006a. Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation. I. Soils. *Science of the Total Environment* 363: 28-37.
- Pérez de Mora A., Madejón E., Burgos P. & F. Cabrera. 2006 b. Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation. II. Plants. *Science of the Total Environment* 363: 38-45.
- Quevauviller P.H., Lachica M., Barahona E., Gómez A., Rauret G., Ure A. & H. Muntau. 1998. Certified reference material for the quality control of EDTA- and DTPA-extractable trace metal contents in calcareous soil (CRM 600). *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 360: 505-511.
- Sierra J., Montserrat G., Martí E., Garau M.A. & R. Cruanas. 2000. Contamination levels in the soils affected by the flood from Aznalcóllar (Spain). *Soil & Sediment Contamination* 9: 311-329.
- Simón M., Ortiz I., García I., Fernández E., Fernández J., Dorronsoro C. & J. Aguilar. 1999. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *The Science of the Total Environment* 242: 105-115.
- Vanderlinden K., Polo M.J., Ordóñez R. & J.V. Giráldez. 2006. Spatiotemporal evolution of soil pH and zinc after the Aznalcóllar mine spill. *Journal of Environmental Quality* 35: 37-49.



LA RESTAURACIÓN  
Y SEGUIMIENTO  
DE PROCESOS  
BIOGEOQUÍMICOS  
ESENCIALES RELACIONADOS  
CON EL RECICLADO DE  
NUTRIENTES EN LOS  
SUELOS DEL GUADIAMAR

**J. A. CARREIRA, R. GARCÍA-RUIZ, B. VIÑEGLA, V. OCHOA Y M. B. HINOJOSA**

GRUPO DE ECOLOGÍA DEL SUELO, ÁREA DE ECOLOGÍA.  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL, BIOLOGÍA VEGETAL Y ECOLOGÍA.  
UNIVERSIDAD DE JAÉN.  
EDIFICIO B-3, CAMPUS LAS LAGUNILLAS, 23071-JAÉN.

A pesar de su escasa visibilidad, la recuperación de procesos biogeoquímicos esenciales (suministro de nutrientes y reciclaje de la materia orgánica), desempeñados por la maquinaria ecológica del suelo, es fundamental en la restauración de los ecosistemas. En el marco del SECOVER, se ha efectuado el seguimiento de la evolución general 2000-2004 de tales procesos en los suelos de vega del Corredor Verde, empleando un juego de 21 parcelas de muestreo. También se analizaron los efectos diferenciales que distintos hábitats emergentes, en sectores concretos de la cuenca (sectores Agrío-Guadiamar, y puente de la autovía), ejercen generando heterogeneidad espacial al respecto en el suelo de las terrazas aluviales. Se emplearon indicadores globalizados de estado biogeoquímico general (que combinan datos de pH, materia orgánica, disponibilidad de nutrientes y tasas de transformación microbiológica del N) y de funcionalidad bioquímica (actividad de enzimas involucradas en los ciclos del C, N, P y S) de los suelos. En el intervalo 2000-2004, se ha pasado de un valor promedio de dichos indicadores para el conjunto de la cuenca en torno al 50%, hasta un valor indistinguible estadísticamente del 100% (promediado a toda la cuenca, el estado de los suelos en las áreas en restauración era ya similar al de suelos "blanco" comparables, no afectados por el vertido). No obstante, persiste un gradiente de variación en los niveles de recuperación de los procesos biogeoquímicos a lo largo del eje longitudinal de la cuenca, siendo aquéllos aún inferiores al 50% en el sector alto. Se han observado efectos sinérgicos de distintos tipos de cubiertas vegetales, y de eventos de inundación de las terrazas proximales, sobre la potenciación de la funcionalidad ecológica del suelo. En base a estos resultados se apuntan directrices generales de manejo que, a través de la reconducción de los fenómenos de revegetación del suelo y de la activación de la dinámica fluvial, potencien la integridad y papel ecológico de los suelos en los ecosistemas de ribera del Corredor Verde.

**Palabras clave:** restauración ecológica, ecosistemas de ribera, suelo, recuperación de la funcionalidad, procesos biogeoquímicos, actividades enzimáticas, grupos funcionales de plantas, seguimiento a largo plazo.

## Introducción

Los ambientes donde la litosfera, la atmósfera, la hidrosfera y la biosfera interactúan son a menudo los más complejos y productivos. La significación ecológica del suelo procede en buena medida de su naturaleza como interfase entre esos cuatro mundos (Brady y Weil, 2002), y de su papel central en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, a través de componentes bióticos y abióticos, y de procesos biogeoquímicos de ciclado, transformación y flujo de nutrientes que abarcan una amplia jerarquía de escalas espacio-temporales (Figura 1). La sumación e integración en el perfil del suelo de fenómenos que ocurren a escala molecular y, en el caso de los ecosistemas de ribera sobre terrazas aluviales, su modulación por la heterogeneidad característica de condiciones ambientales edáficas a lo largo de los ejes trans-

versal y longitudinal de la cuenca, determinan la disponibilidad de nutrientes y, junto con factores climáticos y las perturbaciones asociadas a la dinámica fluvial de inundación, la productividad y dinámica sucesional de estos ecosistemas (Johnson et al. 1976).

Se puede considerar que los ecosistemas tienen dos atributos fundamentales: estructura y función. La restauración ecológica debe contribuir al restablecimiento de ambos (Bradshaw, 2002). La mayor visibilidad de las comunidades vegetales y de especies de macroinvertebrados y vertebrados, así como de los fenómenos sucesionales y de dinámica poblacional en los que intervienen, ha propiciado que generalmente se les hayan prestado más atención en los programas de seguimiento de la restauración ecológica. Sin embargo, por debajo del escenario donde transcurre esa trama visible, y soporándola, intervienen las complejas redes de interacciones ecológicas en el suelo. El medio edáfico es opaco, y los procesos ecológicos que mantiene están ocultos a la percepción paisajística convencional. Esto ha influenciado que la aproximación tradicional al estudio del sue-



Despite their lack of visibility, the recovery of biogeochemical processes that are fulfilled by the ecological machinery of soils (e.g., nutrient supply and organic matter recycling) is of major significance for the restoration of ecosystems. In the frame of the SECOVER programme, it has been assessed, using a set of 21 permanent monitoring plots, the changes in the status and performance of essential soil biogeochemical processes in flood-plains of the Guadiamar Green Corridor (SW Spain) in the period 2000-2004. Differential effects on the soil spatial variability associated to the development of new habitats in emerging ecosystems were also assessed in two sectors of the watershed. As an integrated indicator of the soil general biogeochemical status, it has been used dates of pH, organic matter, mineral N and P availability, and net N transformation rates. To evaluate the degree of soil biochemical functionality, geometric means were calculated with data of soil enzyme activities involved in the cycling of C, N, P and S throughout the organic matter. A positive recovery trend was recorded for whole-watershed mean values of the indicators, which changed from around 50% in year 2000, to values not significantly different from 100% in year 2004 (meaning a general achievement of the initial restoration targets, i.e., to reach a status in soils from areas under restoration similar to that found at the same date in comparable soils which were not affected by the mine spill). However, along the North-South edge of the basin, recovery was still below 50% in the upper-watershed. Synergistic effects on the soil biogeochemical functionality are reported, that result from interactions between varying vegetation covers and the flooding of terraces during river peak flows. Based on these results, general management criteria are proposed that, combining reforestation tasks and the enhancement of the natural river flooding dynamic, may foster further improvements in the soil ecological integrity of restoring flood-plain ecosystems in the Guadiamar Green Corridor.

**Key words:** ecological restoration, flood-plain ecosystems, soil, functional recovery, biogeochemical processes, enzyme activities, plant functional groups, long-term monitoring.

lo haya tendido a considerarlo como una entidad casi meramente geoquímica, como lugar donde tienen lugar procesos de meteorización, lavado-acumulación y neoformación de minerales, de cuyo transcurso deriva, de modo colateral, el suministro de nutrientes para los cultivos y la vegetación. Sólo de forma relativamente reciente, se está produciendo un cambio profundo de paradigma en la concepción del suelo, que ha venido de la mano de la aplicación de principios procedentes de la Ecología, y del desarrollo de "nuevos" métodos bioquímicos y moleculares para la caracterización de la microbiología y del "metabolismo" edáfico. Esta nueva percepción enfatiza los componentes bióticos del suelo, su carácter de ente vivo, así como su rol (es decir, funcionalidad) como "sala de máquinas" de los ecosistemas terrestres, especialmente en relación con los flujos, las transformaciones y el reciclado de los nu-

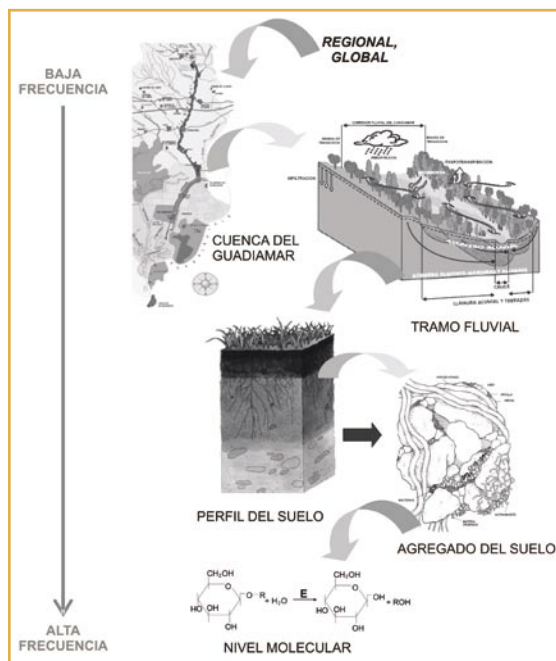


Figure 1. El suelo juega un papel central como motor de los procesos biogeoquímicos (flujos y transformaciones de nutrientes) de los ecosistemas; procesos que operan en un amplio rango de escalas espacio-temporales.

Figure 1. Soils play a central role as the biogeochemical engine of terrestrial ecosystems where essential processes of transformation and fluxes of nutrients take place. Such a role of soils spreads over a wide range of spatial and temporal scales.

trientes (Figura 2). Por tanto, el funcionamiento del suelo, y por extensión de los ecosistemas, depende no sólo de las propiedades de su matriz físico-química sino, muy especialmente, de la intrincada, aunque no fácilmente perceptible, trama de interacciones entre dicha matriz y una gran diversidad de biomoléculas, y de comunidades biológicas que abarcan desde microorganismos, y micro, meso y macro-fauna, hasta las raíces de plantas superiores (Killham, 1994).

El seguimiento del proceso de restauración ecológica de los suelos del Corredor Verde, tanto en el marco del PICOVER (1999-02) como del SECOVER (2004-06), incorporó desde sus inicios esta aproximación novedosa. Así, además de atributos físico-químicos de la calidad de los suelos (ej., niveles de contaminantes), se incluyeron como criterios de evaluación también indicadores de la salud de los mismos: grado de integridad y diversidad de sus comunidades biológicas, y las tasas de actividades y funciones ecológicas que aquéllas desempeñan, especialmente procesos biogeoquímicos esenciales que se relacionan con el reciclado de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica.

Un cuerpo creciente de evidencias sugiere que los microorganismos son bioindicadores especialmente sensibles, tanto en términos de cambios en la diversidad estructural como funcional de sus comunidades, para la diagnosis del efecto de las perturbaciones sobre los ecosistemas y del éxito de las tareas de restauración ecológica partiendo desde situaciones degradadas (Dick et al., 1996; Giller et al., 1998; Nannipieri et al., 2002). Los últimos dos décadas han brindado numerosos avances tecnológicos, moleculares y bioquímicos, que han permitido superar las limitaciones de los métodos de cultivo selectivo tradicionales, los cuales tan solo permitían estimar una fracción mínima de las bacterias ( $\approx 1\%$ ) y hongos ( $\approx 17\%$ ) del suelo (Bridge y Spooner, 2001). Esto ha ofrecido una fiabilidad sin precedentes para estudiar la estructura de la comunidad microbiana, abriendo nuevas posibilidades para desvelar la ecología del suelo y para la monitorización del mismo en programas de vigilancia ambiental. Por otro lado, desde una perspectiva funcional, las propiedades biológicas y bioquímicas más útiles para evaluar la salud

del suelo son aquéllas relacionadas más íntimamente con el ciclado de nutrientes, incluyendo la respiración del suelo, la capacidad de mineralización del nitrógeno y la actividad de las enzimas del suelo (Dick, 1994). En particular, la actividad enzimática es muy significativa por su contribución en la capacidad para degradar la materia orgánica del suelo (Figura 2). Estas enzimas tienen mayoritariamente un origen microbiano, pero también son sintetizadas por las raíces de las plantas (Killham 1994). Su capacidad para catalizar una gran variedad de reacciones químicas deriva de su naturaleza proteica que les confiere una conformación tridimen-

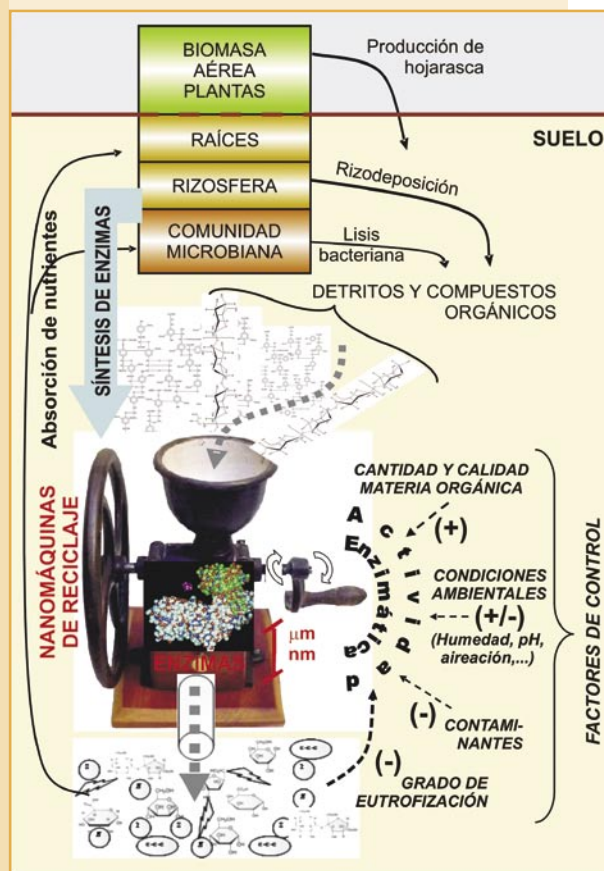


Figura 2. En el suelo existen una gran cantidad y variedad de enzimas que actúan a modo de nanomáquinas de reciclaje del ecosistema. La operatividad de estas enzimas es muy sensible a las condiciones ambientales y a la intensidad de diversos agentes de estrés. Por ello, la medida de la actividad enzimática del suelo puede emplearse como un sensor de la funcionalidad ecológica del mismo, y está especialmente indicada para evaluar cambios en los procesos biogeoquímicos esenciales con el curso de la restauración de los ecosistemas.

Figure 2. Soils house a wide variety and large numbers of enzymes, which constitute the organic matter recycling machinery of ecosystems. The performance of these enzymes is very sensitive to environmental conditions and perturbation agents. Thus, enzyme activity can be used as an integrated sensor of the soil functionality, specially suitable to monitor the recovery of biogeochemical processes along with ecosystem restoration.

A pesar de su escasa visibilidad, la recuperación de procesos biogeoquímicos esenciales del suelo (suministro de nutrientes y reciclaje de la materia orgánica), desempeñados por su maquinaria ecológica y microbiológica, es fundamental para la restauración de los ecosistemas

sional muy específica. Las enzimas del suelo llevan a cabo su actividad tanto en el interior de las células vivas (enzimas biónticas ó endógenas), como también fuera de ellas, especialmente cuando se ligan e inmovilizan con las arcillas y coloides húmicos del suelo (enzimas abiónticas ó exógenas) (Burns, 1982). Esta asociación con el complejo humus-arcilla del suelo, da estabilidad a las enzimas, protegiéndolas contra la desnaturalización térmica, proteólisis, deshidratación o descomposición. Así, el complejo enzimático del suelo se puede concebir como una “factoría de nanomáquinas”, central para la funcionalidad ecológica del suelo, que es relativamente independiente de la microbiota existente (Burns, 1982; Miller y Dick, 1995), pero cuya actividad presenta “memoria” y puede ser empleada como índice integrador de los cambios debidos al manejo previo del suelo, al tipo de vegetación y detritos que aporta, así como a otros factores ambientales (Figura 2).

A corto plazo tras el vertido minero de Aznalcollar, y ejecutada la fase inicial de retirada de lodos y de aplicación de enmiendas a los suelos, se partía de una situación generalizada en la cuenca del Guadamar de suelos desnudos que, si bien mostraban un estado aceptable en términos de su estado físico-químico (textura, pH, capacidad de intercambio catiónico, concentración de nutrientes minerales y metales pesados), mantenían unos niveles aún bajos en relación con indicadores de la integridad de su estructura y funcionalidad ecológica (De Vicente et al. 2001, Carreira et al. 2003). En el tiempo transcurrido desde entonces, tanto las tareas de reforestación y los procesos espontáneos de colonización y sucesión vegetal, como la recuperación de la dinámica geomorfológica fluvial, están dando lugar, en un proceso interactivo, a la pro-

gresiva diferenciación espacial de variedad de tipos de hábitats y manchas de vegetación a lo largo de la cuenca. Distintos tipos de grupos funcionales de plantas (herbáceas versus leñosas, fijadoras de nitrógeno, matorrales esclerófilos...), a través de la producción de hojarasca y de la rizodeposición, aportan detritos que varían sustancialmente en su cantidad y calidad; y, por tanto, influyen de forma diferencial a la ecología y a los procesos biogeoquímicos del suelo (Wardle et al. 2004, Figura 2). Por su parte, la recuperación de la dinámica fluvial de inundación, a través de procesos de erosión, transporte y sedimentación de limos y residuos vegetales, genera heterogeneidad espacial microtopográfica, y de humedad, textura y contenidos de materia orgánica, en el suelo de las terrazas aluviales (Nakamura et al. 2007). Estos patrones emergentes de variabilidad en las condiciones edáficas activan o inhiben los procesos biogeoquímicos y de disponibilidad de nutrientes lo que, en un proceso interactivo recíproco, modula la colonización, crecimiento y supervivencia diferencial de distintas especies de plantas; recreando la dinámica de mosaico cambiante de manchas de vegetación que es propia de los ecosistemas naturales desarrollados sobre llanuras aluviales de inundación (Bruland & Richardson 2005).

La participación en el SECOVER del grupo de investigación sobre ecología del suelo de la Universidad de Jaén (P.A.I. RNM-296) ha tenido como objetivo el seguimiento de los efectos de esas interacciones sobre la recuperación de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos de vega de la cuenca del Guadamar. Para ello se han empleado indicadores de complejidad estructural de las comunidades microbianas, y del estado general y del grado de funcionalidad ecológica del suelo en relación con la degradación y el reciclaje de la materia orgánica. El seguimiento se efectuó con dos planes de muestreo: uno de tipo periódico y espacialmente extensivo, que diera cuenta de cambios temporales a medio plazo (2000-2004) en la intensidad general de los procesos biogeoquímicos de los suelos en el conjunto de la cuenca; y otro de tipo puntual (2005), pero estratificado y espacialmente intensivo en dos secciones concretas de la cuenca, diseñado para evaluar los efectos específicos de la diferenciación de hábitats a pequeña escala.

# M E T O D O L O G Í A

## EFFECTOS DE LA RESTAURACIÓN SOBRE LA RECUPERACIÓN DE LA FUNCIONALIDAD DEL SUELO PARA EL SUMINISTRO Y RECICLADO DE NUTRIENTES: SEGUIMIENTO TEMPORAL 2000-2004

Durante nuestra participación en el PICOVER (2000-2001), se realizaron trabajos preliminares de calibración para definir y optimizar un protocolo de seguimiento a largo plazo de la salud de los suelos de las terrazas aluviales del río Guadiamar (De Vicente et al. 2001, Carreira et al. 2003). A lo largo de toda la cuenca y en parcelas con distinto grado de afectación, se tomaron muestras de suelo en distintas fechas del año hidrológico, en las que se analizaron una treintena de variables tanto de tipo físico-químico, como relacionadas con la funcionalidad y ecología microbiana del suelo. Con ello se obtuvieron criterios objetivos para la selección del subgrupo de variables, métodos estadísticos para sumarizar su información en indicadores globalizados, y periodo del año para el muestreo, que permitían discriminar con mayor sensibilidad y precisión entre suelos con distintos grados de calidad, tanto intrínseca (gradiente natural entre los tramos altos y bajos de la cuenca, desde suelos más pobres de textura gruesa hacia suelos más ricos y de textura más fina) como resultante de variaciones en la magnitud del impacto del vertido y en la eficacia de las tareas de remediación. En base a dichos criterios, el protocolo empleado en el marco del SECOVER para el seguimiento general a más largo plazo de la evolución de los procesos biogeoquímicos esenciales en los suelos fue el siguiente:

### Tipos de parcelas de muestreo

En distintas áreas de la cuenca se seleccionaron bloques con tres tipos de parcelas de muestreo, cuyos suelos eran comparables, pero que diferían en el grado de afectación por el vertido minero y las tareas de restauración (Figura 3): i) Parcelas de seguimiento en restauración ("PS"), afectadas por el vertido y selec-

cionadas como representativas de las tareas de retirada de lodos y adición de enmiendas al suelo, y de la revegetación espontánea y labores de reforestación. ii) Parcelas testigo o controles experimentales negativos ("PL"), afectadas por el vertido pero que se mantuvieron con el lodo pirítico intacto, para contar en el programa de seguimiento con testigos respecto a los que evaluar cuál hubiera sido el estado de los suelos en ausencia de restauración, y poder así cuantificar el éxito logrado por ésta en términos relativos (flecha verde en la Figura 3). iii) Parcelas de referencia, "blancos" o controles experimentales positivos ("PR"), no afectadas por el vertido, en zonas adyacentes a éste, que

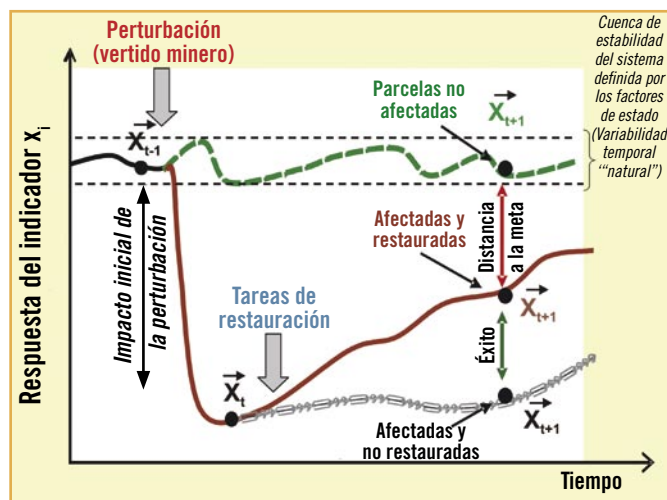


Figura 3. Para evaluar los efectos de la restauración ecológica, se efectúan medidas periódicas de los indicadores escogidos ( $X_t$ ,  $X_{t+1}$ ...) en una selección de parcelas seguimiento, representativas de las distintas áreas afectadas y de los protocolos de restauración aplicados o en curso. Para expresar los resultados en términos del grado de éxito de la restauración y de la distancia que resta para alcanzar la meta seleccionada, éstos se comparan con los obtenidos en parcelas testigo no restauradas y en parcelas de referencia o "blancos" no afectadas por el vertido.

Figure 3. To monitor the effect of restoration efforts on the recovery of soil biogeochemical processes following perturbation, periodic measurements of selected indicators ( $X_t$ ,  $X_{t+1}$ ...) are taken in a set of permanent plots representative of target areas and restoring protocols. In order to communicate results in a relative scale that can be read as % of restoration success or distance to restoration target, they are compared to those found in comparable plots affected by the perturbation but left unrestored, and to those in un-affected, "blank" plots, respectively.

se emplearon como referencia para fijar la “meta” inicial de la restauración (escenario de estado de los suelos equivalente a que no se hubiera producido el vertido). Permiten evaluar la distancia que resta para alcanzar la meta de la restauración, cuando se expresa el estado de los suelos de las parcelas en restauración en una escala porcentual en la que el 100% equivale al estado que existía en cada fecha de muestreo en las parcelas “blanco” correspondientes (flecha roja en la Figura 3). Asimismo, la inclusión de parcelas “blanco” es importante en los programas de seguimiento de la restauración ecológica ya que permite distinguir qué parte de la variabilidad temporal observada en los indicadores medidos en las parcelas de seguimiento se debe a mera “variabilidad natural”, y qué parte representa una “tendencia de recuperación” genuina. Por “variabilidad natural”, nos referimos a cambios temporales inherentes a la naturaleza dinámica de los ecosistemas (como, por ejemplo, los debidos a variabilidad climática estacional o inter-anual), que son experimentados también por las parcelas de referencia que no sufrieron la perturbación, y que, por tanto, no deberían atribuirse al “proceso de restauración” *per se* (Figura 3). Para evitar que esa confusión se produzca, cada vez que se muestreó en las parcelas de seguimiento en restauración, se muestreó también en las correspondientes parcelas de referencia o “blancos”. Los datos obtenidos en éstas constituyen una línea de base temporal respecto a la cuál expresar qué fracción de la variabilidad temporal observada en las parcelas de seguimiento puede realmente adscribirse a una “tendencia de recuperación”.

### Red de estaciones de muestreo

Como en cualquier cuenca, en la del Guadamar existe un gradiente natural a lo largo de su eje longitudinal en el que los suelos cambian en cuanto a su textura, grado de

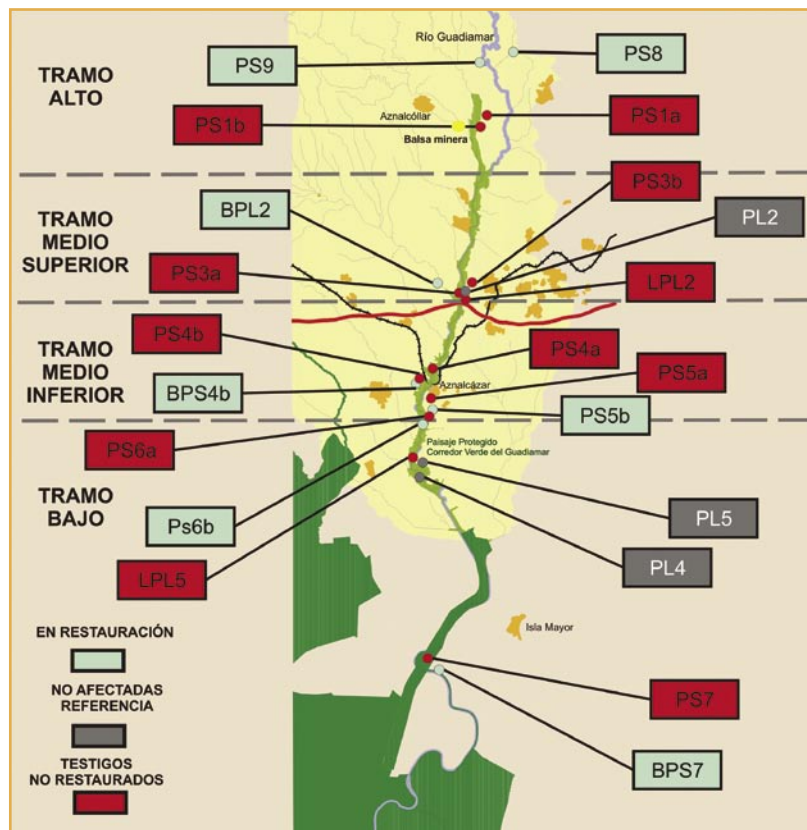


Figura 4. Localización del juego de parcelas, y tipos de parcelas, empleados en el marco del PICOVER y del SECOVER, para el seguimiento interanual (2000-2004) de cambios en los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos de la cuenca del Guadamar.

Figure 4. Location and types of sampling plots used within the frame of the Picover and Secover Research Programmes for the long-term monitoring of soil biogeochemical processes in terraces of the Guadamar basin.

desarrollo y otras variables físico-químicas. Así, además de un mayor impacto del vertido, en las terrazas aluviales del tramo superior de la cuenca se encuentran suelos con textura más arenosa, concentraciones de materia orgánica algo menores, y baja capacidad de intercambio catiónico, entre otras propiedades. Los tramos inferiores y hacia la zona de entremuros, tienen suelos con textura más fina, mayor capacidad tamponante y de intercambio catiónico, además de que la intensidad del impacto fue menor. Para que esta variabilidad no introdujera confusión en la interpretación de los datos, se recurrió a un mues-

treo estratificado, dividiendo la cuenca en cuatro tramos, en cada uno de los cuales se seleccionaron los tres tipos de parcelas de modo independiente (Figura 4). En total se emplearon 21 parcelas de muestreo, distribuidas de la siguiente forma: i) Tramo alto, zona de la confluencia Agrioguardiamar, con las parcelas de seguimiento en restauración PS1a y PS1b, y las parcelas “blanco” PS8 y PS9. En este tramo no existe ninguna parcela testigo con lodos. ii) Tramo medio superior, área del puente de la autovía Sevilla-Huelva, donde se localizan las parcelas de seguimiento en restauración PS3a y PS3b, las parcelas “blanco” BPL2 y LPL2, y la parcela testigo sin restaurar PL2. iii) Tramo medio-inferior, que incluye los parajes de El Buitrago y Valdegallinas, con las parcelas de seguimiento PS4a, PS4b y PS5a, y los “blancos” BPS4b y PS5b. No existen en este tramo parcelas que representen la situación “con lodos”. Y iv) Tramo Bajo, en la confluencia Alcarayón-Guardiamar y Vado del Quema, con las parcelas de seguimiento en restauración LPL5, PS6a y PS7, las parcelas de referencia PS6b y BPS7, y los testigos con lodo PL4 y PL5.

### **Recolección y pre-procesamiento de muestras**

Todos los muestreos para el seguimiento interanual 2000-2004 se efectuaron en otoño, según recomendaban los resultados previos obtenidos en el Picover, en el momento en que se hubiera producido la recarga hídrica completa de los suelos y antes de una bajada importante de la temperatura (12-14 y 22-23/10/2000, 4-7/10/2001, 13-15/09/2002, 22-24/11/2004). En cada parcela, se seleccionaron 5 posiciones al azar en el muestreo de 2000, y 3 en el resto de fechas, delimitándose un círculo de 0.5 m de radio alrededor de ellas. En cada uno de sus cuatro cuadrantes se tomó un cilindro de suelo de 0-10 cm de profundidad y 5 cm de diámetro. Las cuatro submuestras de cada posición se combinaron en una muestra compuesta (cinco ó tres réplicas compuestas por parcela), se transportaron al laboratorio en nevera portátil isotérmica, y se tamizaron (<2 mm) en húmedo para separar la fracción de tierra fina. Una alícuota fue secada en estufa para obtención del porcentaje de humedad (gravimétrico).

## **EFECTO DE LOS HÁBITATS EMERGENTES SOBRE LA CREACIÓN DEL MOSAICO BIOGEOQUÍMICO ESPACIALMENTE HETEROGÉNEO PROPIO DE LOS SUELOS DE VEGA NATURALES**

Los resultados del programa de muestreo anterior revelaron que la variabilidad espacial intraparcela de los suelos en restauración estaba cambiando con el tiempo tanto o más que los valores medios, para la mayor parte de las variables medidas, especialmente en el caso de variables con fuerte control biológico como las actividades enzimáticas. Paralelamente, se había observado una progresiva diferenciación de microhábitats dentro de las parcelas de seguimiento (Foto 1). El análisis de esta diferenciación indicó que sus fuerzas motrices eran: i) variaciones en el tipo de cobertura de vegetación (suelos desnudos, matriz de herbáceas o manchas e individuos aislados de distintas especies leñosas, tanto procedentes de las tareas de reforestación como de

fenómenos de revegetación espontánea); ii) la existencia de diferencias microtopográficas en las terrazas tanto preexistentes como asociadas a las labores de restauración y a la recuperación de la dinámica fluvial; y iii) la variabilidad espacial en el grado de contaminación residual. Al objeto de evaluar las relaciones entre estos procesos, y su relevancia en la recuperación del patrón de heterogeneidad espacial de la funcionalidad de los suelos que es característico de los ecosistemas naturales de ribera sobre terrazas aluviales, en el año 2005 se llevó a cabo un muestreo estratificado por microhábitats, tanto en la estación seca (junio 2005) como en la húmeda (noviembre 2005). Este muestreo, espacialmente intensivo, se centró exclusivamente en dos

de las siete Áreas Piloto delimitadas por el SECOVER en el Corredor Verde: las Áreas Piloto 1 y 3.

Dentro de éstas, especialmente en las parcelas de seguimiento PS1a y PS3a, se seleccionaron una serie de microhábitats representativos, que se indican en la Tabla 1 (véase también Foto 2). Los microhábitats de suelo bajo plantas de romero (VL-Rom) y de Retama (VL-Ret) del Área Piloto 1 (Fotos 2a y 2b) sólo se muestrearon en la estación seca. Los microhábitats de depósitos de limos y restos vegetales arrastrados por avenidas (SD-Acum; Fotografía 2e) y de suelos bajo eucaliptos (SD-Euc) del Área Piloto 3 sólo se muestrearon en la estación húmeda. En el muestreo de junio de 2005, se seleccionaron 9 puntos de muestreo al azar por cada microhábitat, para la toma de cilindros de suelo (0-5 cm prof., 7.5 cm  $\varnothing$ ). Éstos se compusieron para cada 3 posiciones ( $n = 9/3 = 3$  muestras compuestas de suelo por parcela y microhábitat). En noviembre de 2005, se procedió de modo idéntico excepto por la selección de 15 puntos por microhábitat ( $n = 15/3 = 5$  muestras por microhábitat y parcela). Los suelos de los microhábitats bajo árboles adultos que sobrevivieron al vertido han recibido un aporte continuado de hojarasca y rizodeposición (encinas en el Área Piloto 1, y parches de álamos blancos así como eucaliptos en el Área Piloto 3; SD-Enc, VL-Cho-Ori y VL-Euc en la Tabla 1). Por tanto, *a priori*, pueden considerarse como escenarios especialmente favorables para la recuperación de los suelos, de entre los existentes en las dos áreas de muestreo. Por tal motivo, estos microhábitats se seleccionaron como “referencias” respecto a las que contextualizar los datos que se obtuvieran en el resto. Los suelos en puntos con evidencias de alta contaminación residual (SD-Lod) se emplean como testigos o controles experimentales negativos.

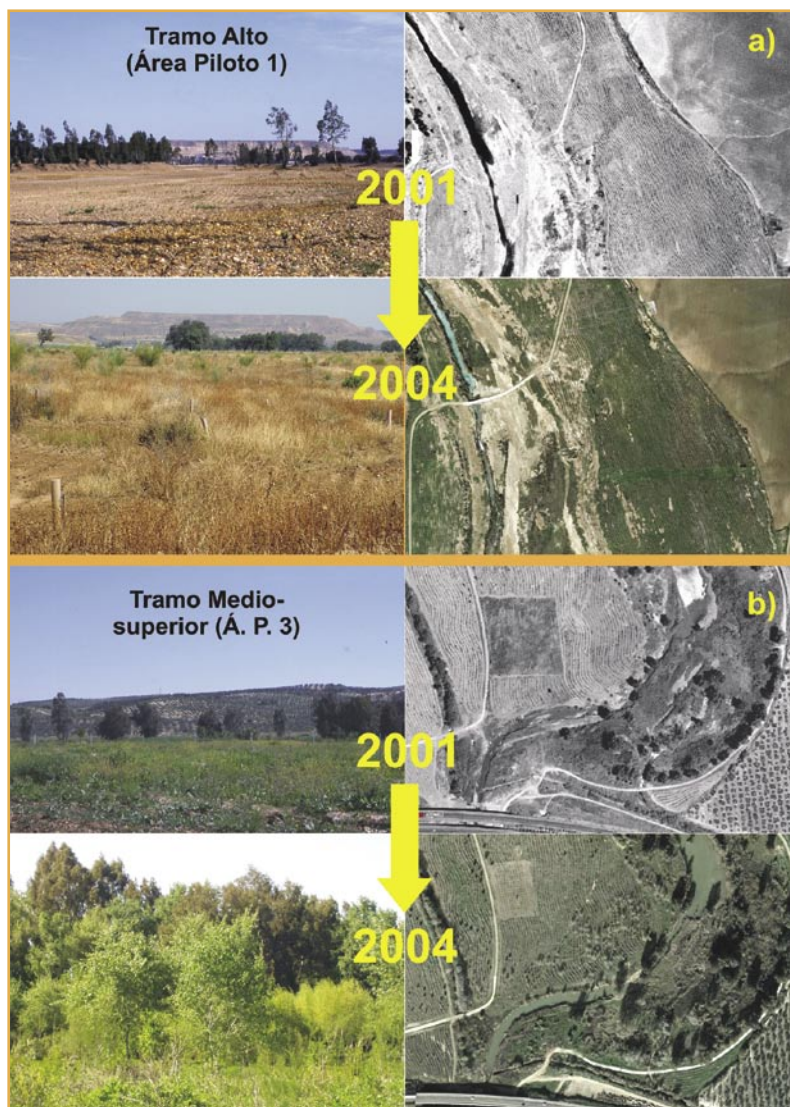


Foto 1. Comparación 2001-2004 de ortofotografías aéreas y del aspecto de parcelas de seguimiento de los sectores (a) “Confluencia Agrio-Guadamar” (Área Piloto 1) y (b) “Puente de la Autovía” (Área Piloto 3) del Corredor Verde. Se puede apreciar el proceso de emergencia de nuevos hábitats cuyos efectos sobre los procesos biogeoquímicos del suelo se han evaluado.

*Photo 1. 2001-2004 comparison of aerial orthophotos and general appearance of long-term monitoring plots at two sections of the Corredor Verde: (a) “Agrio-Guadamar confluence” (Monitoring Area 1), and (b) “highway bridge sector” (Monitoring Area 3). Note the progressive development of new habitats within each sector, whose effects on the soil biogeochemical processes have been evaluated.*

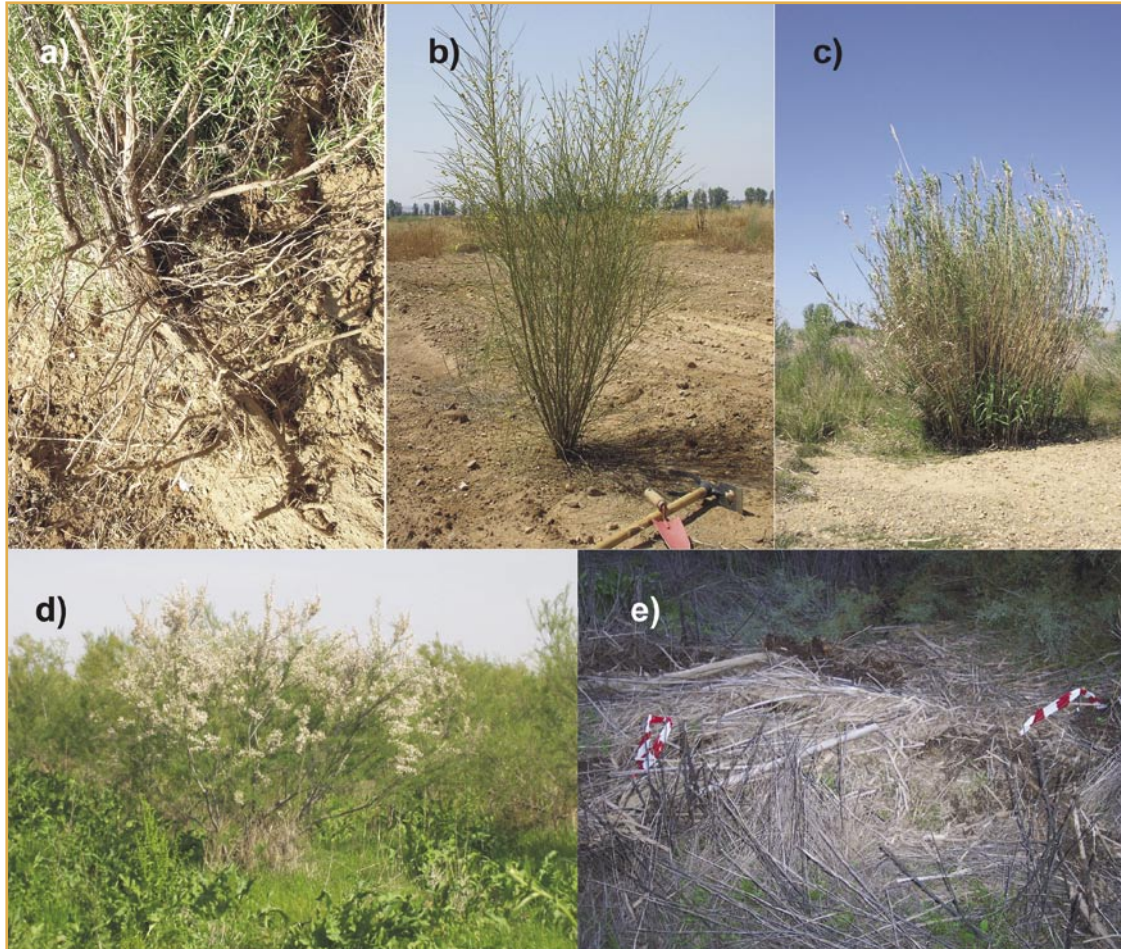


Foto 2. La ocupación del suelo por distintos grupos funcionales de plantas introducidas por repoblación (a, b, d) o por revegetación espontánea (c), así como la rehabilitación de la dinámica de inundación natural del río Guadiamar (e), producen efectos diferenciales sobre la recuperación de sus procesos biogeoquímicos esenciales. (a) Romero (*Rosmarinus officinalis*) cuyo desarrollo de rizosfera y producción de hojarasca esclerófila contribuye a la desmineralización de suelos con uso previo agrícola. (b) Retama (*Retama sphaerocarpa*), leguminosa que activa las transformaciones del N. (c) La colonización del suelo por manchas densas de Cañas (*Arundo donax*) mejora su estado biogeoquímico general. (d) Taraje (*Tamarix gallica*), que incrementa la operatividad de la maquinaria enzimática del suelo. (e) Las áreas donde se acumulan depósitos de limos y restos vegetales arrastrados durante avenidas se comportan como puntos calientes de actividad microbiológica y enzimática en el suelo.

Photo 2. The colonization of soils by plants belonging to different functional groups, as a result of either afforestation tasks (a, b, d) or spontaneous revegetation (c), as well as the rehabilitation of the natural flooding dynamic of the Guadiamar river (e), have differential effects on the recovery of the biogeochemical function of soils. (a) *Rosmarinus officinalis*, that produces sclerophyllous litter contributing to the demineralization of previously agricultural soils. (b) *Retama sphaerocarpa*, a leguminous shrub that enhances N transformations. (c) Soils under dense patches of *Arundo donax* show above-average values regarding the indicator of general biogeochemical status. (d) *Tamarix gallica* exerts a positive influence on the soil enzyme activity. (e) Areas with accumulation of sediments (mainly silt and plant residues) transported during river overflows, behave as hot-spots of soil microbial and enzyme activity.



Tabla 1. Hábitats emergentes en las Áreas Piloto 1 y 3 que fueron muestreados para evaluar el papel de la revegetación y el restablecimiento de la dinámica fluvial sobre la dife-  
renciación espacial de procesos biogeoquímicos en los suelos.

Table 1. Habitats that were sampled in the long-term Monitoring Areas 1 and 3 to evaluate specific effects of plant cover and the river flooding dynamic on the spatial variability of  
biogeochemical processes in the soils.

| HABITAT                              | MICROHABITAT  | REFERENCIA   |
|--------------------------------------|---|--|
| Área Piloto 1<br>(Parcela PS1a)      | Suelos desnudos en pequeñas depresiones y otras áreas de las terrazas proximales del río, donde permanecen exudados y acúmulos de lodos pirríticos                      | Puntos contaminados con costras de sales de metales pesados y/o residuos de lodo en la superficie (usados como <i>control experimental negativo</i> )  |
|                                      | Áreas revegetadas de forma espontánea por herbáceas   | Áreas con elevada contaminación residual que habían sido recientemente re-tratadas con enmiendas calizas y aradas como parte de las tareas de restauración   |
|                                      | Áreas con plantas leñosas (re-forestadas durante las tareas de restauración, o parches remanentes de la vegetación original, principalmente en las terrazas superiores) | Suelos en praderas de herbáceas de porte bajo y alto, en áreas menos contaminadas de las terrazas proximales y en las terrazas fluviales superiores  |
| Tramo alto, fluviales arenosos       | Áreas con plantas leñosas (re-forestadas durante las tareas de restauración, o parches remanentes de la vegetación original, principalmente en las terrazas superiores) | Suelos reforestados con arbustos leñosos<br><i>Rosmarinus officinalis</i> , como especie representante de grupo funcional que produce hojarasca esclerófila  |
|                                      | Áreas con suelos desnudos, debido al arado periódico (control de incendios), o a procesos recientes de sedimentación/erosión durante avenidas del río                   | <i>Retama sphaerocarpa</i> , como representante de grupo funcional con capacidad de fijación simbiótica de N   |
|                                      | Áreas revegetadas de forma espontánea por herbáceas   | Suelos bajo encinas adultas que sobrevivieron al vertido minero (han recibido aportes continuos de hojarasca y rizodeposición, se usan como <i>control experimental positivo</i> )   |
| Área Piloto 3<br>(Parcela PS3a)      | Áreas con suelos desnudos, debido al arado periódico (control de incendios), o a procesos recientes de sedimentación/erosión durante avenidas del río                   | Puntos contaminados debido a la sedimentación y/o exudación de residuos de lodos pirríticos en depresiones excavadas recientemente y canales (usados como <i>control experimental negativo</i> )                                 |
|                                      | Áreas revegetadas de forma espontánea por herbáceas   | Suelos arados periódicamente (mantenimiento de cortafuegos)  |
|                                      | Áreas con plantas leñosas (re-forestadas, o parches remanentes de la vegetación original)   | Áreas cubiertas por depósitos de sedimentos consistentes en acúmulos de limos y residuos de plantas (principalmente cañas - <i>Arundo donax</i> ) arrastrados por avenidas   |
| Tramo medio, fluviales limo-arenosos | Áreas revegetadas de forma espontánea por herbáceas   | Suelos bajo praderas de hierbas altas  |
|                                      | Áreas con plantas leñosas (re-forestadas, o parches remanentes de la vegetación original)   | Parches densos de cañas ( <i>Arundo donax</i> ) que han colonizado de forma espontánea depresiones en la terraza fluvial y las riberas del río   |
|                                      | Áreas con plantas leñosas (re-forestadas, o parches remanentes de la vegetación original)   | Suelos reforestados con arbustos leñosos y árboles<br><i>Tamarix gallica</i> (Tamaricaceae), tarajes<br><i>Populus alba</i> (Salicaceae), chopo  |
|                                      | Parches de bosque que sobrevivieron al vertido (usados como <i>control experimental positivo</i> )  | Bosquetes de galería naturales de chopo ( <i>Populus</i> sp.) en arroyos subsidiarios en la terraza superior<br>Individuos adultos de <i>Eucalyptus globulus</i> plantados anteriormente para estabilizar diques y borde del río |

## SIGNIFICADO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS DE LAS VARIABLES CONSIDERADAS

Con nuestros trabajos previos en el PICOVER, se seleccionó un subconjunto de propiedades del suelo que mostró ser óptimo como mejor indicador de los procesos biogeoquímicos esenciales bajo criterios de economía, y de capacidad de discriminación entre escenarios y parcelas (De Vicente et al. 2001). Los trabajos en el SECOVER se centraron en dicho subgrupo, que incluye dos tipos de propiedades: variables indicadoras del estado biogeoquímico general de los suelos, y variables indicadoras de su grado de funcionalidad bioquímica. En el marco del programa de seguimiento temporal, en muestras recolectadas en el año 2002 en los tres tipos de parcelas, se evaluó también la composición de las comunidades microbianas, para analizar el tipo de relación existente entre la funcionalidad biogeoquímica de los suelos y el grado de complejidad estructural de esas comunidades.

### **Variables indicadores del estado biogeoquímico general de los suelos**

Se midieron tanto propiedades que actúan como factores de control primario de la biogeoquímica del suelo (pH, materia orgánica, y textura estimada a partir de la capacidad de campo o de retención de agua), como va-

riables relacionadas con la reserva de nutrientes minerales en formas fácilmente disponibles para las plantas (amonio, nitrato y fósforo extraíbles con agentes químicos suaves), y tasas de procesos microbiológicos generales de transformación de nutrientes (mineralización del N orgánico, y nitrificación). El pH se midió en una mezcla 1:1 suelo:CaCl<sub>2</sub> 0.1M (MacLean, 1982), la materia orgánica como pérdida de peso en ignición (550 °C, 2 h; Nelson y Sommers, 1982), los nutrientes disponibles por espectrofotometría, tras extracción con KCl 2M en los casos del amonio y nitrato (Keeney y Nelson, 1982), y con NaHCO<sub>3</sub> 0.5N para el fósforo (Olsen y Sommers, 1982). Las tasas netas de mineralización del N (actividad microbiana heterotrófica general que libera amonio a partir de compuestos orgánicos con N), y de nitrificación (oxidación microbiana de compuestos reducidos de N, especialmente amonio, a nitrato), se calcularon a partir de los cambios en las concentraciones de amonio y nitrato en muestras de suelo incubadas durante 1 mes en condiciones aeróbicas, a 25°C, y humedad equivalente al 80% de su capacidad de campo (Hart y Binkley, 1985).

### **Variables indicadoras de la funcionalidad bioquímica específica de los suelos**

Se analizó la actividad presente en las muestras de suelo en relación con cinco enzimas que ejecutan tareas concretas en el reciclado del C, N, P y S de la materia orgánica (Figura 2). La actividad de enzimas fosfatasa, tanto ácida como alcalina, consiste en la hidrólisis de enlaces ester R-C-O-P de moléculas orgánicas, lo que suministra fósforo inorgánico asimilable para las plantas desde la reserva en la materia orgánica del suelo. Las enzimas arilsulfatasas llevan a cabo un proceso similar pero en relación con el ciclo del azufre (liberan sulfato ligado a materia orgánica en enlaces R-C-O-S). La actividad de enzimas β-glucosidasas se relaciona con la rotura de polímeros orgánicos (celulosa) en glucósidos más pequeños, como paso previo a su uso como fuen-

El seguimiento de la restauración de los suelos del Corredor Verde ha incorporado la nueva visión del suelo como entidad viva. Además de atributos físico-químicos relacionados con su calidad, se han considerado indicadores de su salud: grado de integridad y diversidad de sus comunidades biológicas, y las tasas de actividades y funciones ecológicas que desempeñan

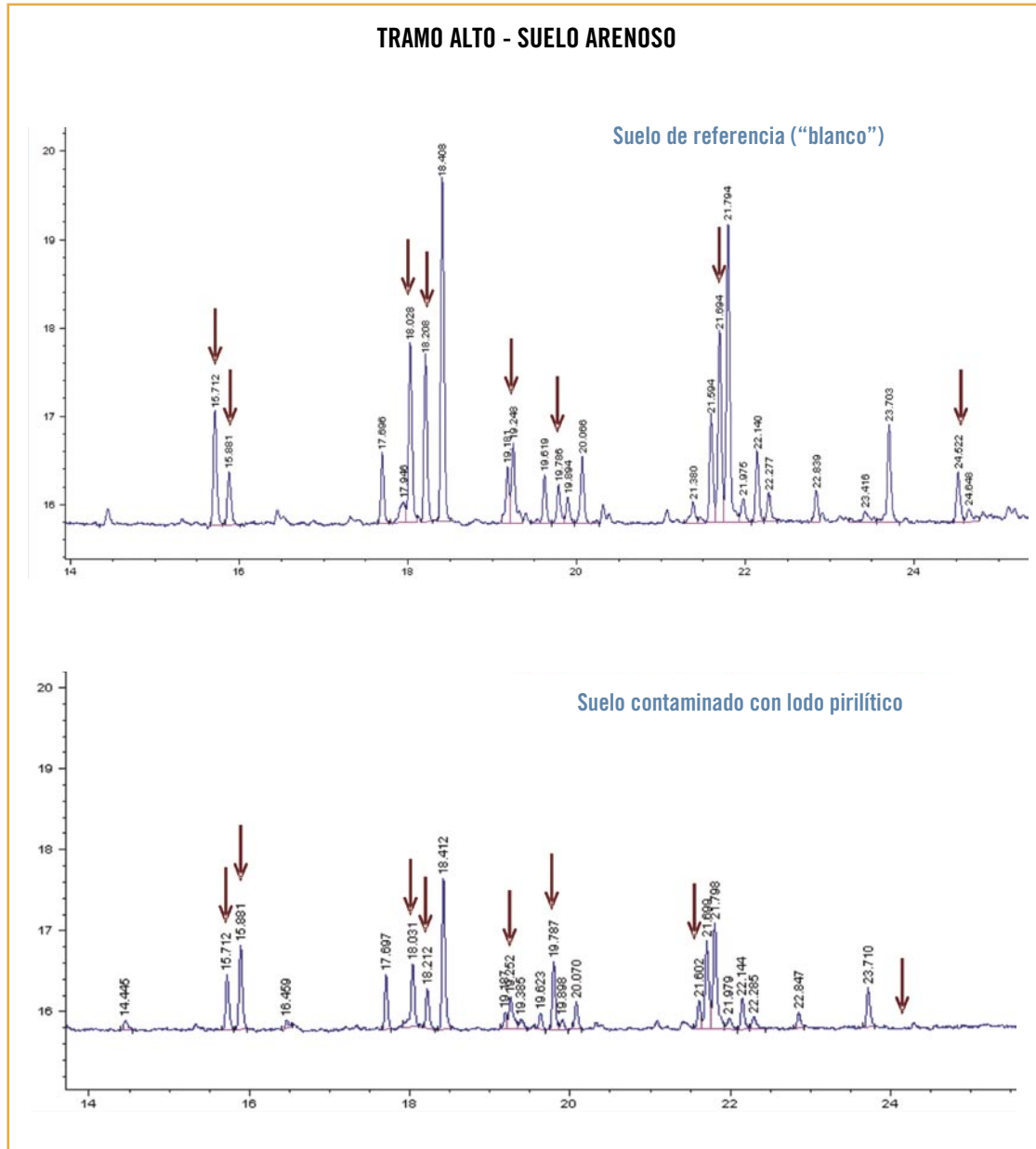


Figura 5. Ejemplo de cromatograma con el perfil de ácidos grasos unidos a fosfolípidos (PLFAs), extraídos de las membranas celulares de los microorganismos presentes en muestras de suelos "blanco" (gráfico superior), y en suelos contaminados con lodo pirítico (gráfico inferior), representativos del tramo alto de la cuenca del Guadamar.

Figure 5. Examples of gas-chromatograms showing the profile of phospholipids linked to fatty acids (PLFAs), that were extracted from the cell wall of microorganisms in a sample of "blank" (graph above) or pyritic sludge-contaminated (graph below) soils representative of the upper Guadamar river section.

te de energía por los microorganismos. La actividad de estos tres tipos de enzimas exógenas se analizó según Tabatabai (1982). La ureasa, enzima exógena relacionada con el ciclo del N que cataliza la transformación de la urea en amonio, se midió siguiendo a Gianfreda et al. (1994). Por último, la actividad deshidrogenasa se analizó con ligeras modificaciones sobre el método de Casida (Hinojosa et al. 2004b). La deshidrogenasa es una enzima endógena que se emplea como indicador de actividad microbiana de oxidación de compuestos orgánicos de C (participa en el flujo de electrones en la cadena respiratoria de microorganismos heterótrofos). Su actividad suele correlacionarse con la tasa de respiración basal del suelo.

### **Indicadores de estructura y diversidad de las comunidades microbianas**

La estructura de las comunidades microbianas se aproximó a través de la extracción del suelo, y el análisis mediante cromatografía de gases, de los ácidos grasos unidos a fosfolípidos (PLFAs) de las membranas celulares de los microorganismos (Butler et al. 2003, Hinojosa et al. 2005). En la Figura 5 se muestran ejemplos representativos de cromatogramas con perfiles de PLFAs obteni-

dos de suelos con distinto grado de contaminación del tramo alto de la cuenca del Guadiamar. Cada “pico” del cromatograma corresponde a un ácido graso distinto, y su altura y superficie es proporcional a la abundancia del mismo. Hay ácidos grasos, empleados como “marcadores” (flechas de la Figura 5), que son específicos de algunos grupos y categorías taxonómicas de microorganismos, tanto de bacterias como de hongos. Esta propiedad permite emplear los PLFAs para aproximar la composición y estructura de la comunidad microbiana del suelo. A mayor número de picos, y mayor equitatividad en la distribución de sus tamaños, mayor será la diversidad ecológica de la comunidad microbiana presente en la muestra de suelo. A partir de los datos de los cromatogramas se estimaron los siguientes índices relacionados con la complejidad de la comunidad microbiana del suelo: riqueza específica (S, en nuestro caso, el número de picos de PLFAs distintos), equitatividad de Pielou (J', que mide el grado de equirreparto entre las abundancias de los distintos PLFAs, pudiendo adoptar valores entre 0 y 1, extremos correspondientes a la presencia de un solo ácido graso, y un número cualquiera de ellos pero todos con la misma abundancia, respectivamente), y diversidad de Shannon (H', que representa una combinación de los dos índices anteriores).

## **TRATAMIENTO DE LOS DATOS Y CÁLCULO DE INDICADORES COMBINADOS**

El cálculo de medias geométricas permite obtener una medida de la tendencia central de un conjunto de datos procedentes de variables cuyas escalas de medida son diferentes (por ejemplo, el rango de variación entre suelos de los datos de materia orgánica estuvo comprendido entre menos de 1 y hasta 10 unidades de %, mientras que para las actividades enzimáticas dicho rango fue entre menos de 5 y más de 1000 unidades de  $\mu\text{g}$  de producto/g suelo y hora). La media geométrica de “n” datos se calcula como la raíz n-ésima del producto de dichos datos. Para obtener un

indicador único globalizado del estado biogeoquímico general de los suelos, se calcularon medias geométricas con los datos correspondientes al primer grupo de variables (pH, M.O, capacidad de campo, nitrato, amonio, fosfato, mineralización del N y nitrificación), para cada una de las fechas de muestreo, tipos de parcela, tramos de la cuenca y microhábitats. Como indicador de funcionalidad bioquímica específica se calcularon medias de geométricas con las cinco actividades enzimáticas analizadas. En los trabajos previos llevados a cabo en el PICOVER (año 2000),

comprobamos que existía una fuerte relación lineal positiva ( $R^2= 0.976$ ), estadísticamente significativa, entre la media geométrica de sólo el subgrupo de esas cinco actividades enzimáticas y la ordenación de las parcelas de muestreo sobre el primer eje de un análisis estadístico multivariante de componentes principales efectuado sobre casi una treintena propiedades de distinto tipo relacionadas con los procesos biogeoquímicos esenciales en el suelo. Es decir, con sólo esas 5 actividades enzimáticas se conseguía, de forma más sencilla y económica, una caracterización de la funcionalidad de los suelos cuya precisión era similar al caso de emplear el juego completo de variables.

Los valores que se obtuvieron para esos dos indicadores en las parcelas de seguimiento en restauración ("PS") se expresaron en términos de grado de recuperación de los suelos ó éxito de la restauración, ajustándolos a una escala porcentual definida a partir de los valores de tales indicadores, en cada fecha de muestreo, en las parcelas testigo con lodos ("PL") y de referencia o blancos ("PR") correspondientes, según la expresión:

**Porcentaje de recuperación ó éxito de la restauración =  $((PS-PL)/(PR-PL))*100$**

La obtención de un valor similar al 100% en un área en restauración indicaría que se ha alcanzado un estado de sus suelos equivalente al observado en áreas comparables pero que no fueron afectadas por el vertido (es decir, que  $PS \approx PR$  y se ha logrado ya la meta inicial de la restauración). Por su lado, un hipotético valor de 0% se daría en el caso que los suelos de áreas en restauración presentaran el mismo estado que el de las parcelas testigo correspondientes, en las que no se retiró el lodo ni se efectuó tarea de restauración alguna (es decir, que  $PS \approx PL$  y la restauración no ha tenido ningún éxito).

Con similar argumentación, la distancia que restaba en cada fecha de muestreo para alcanzar la meta de la restauración se calculó como:

**Distancia para la meta de la restauración (%) =  $((PR-PS)/(PR-PL))*100$**

8

## R E S U L T A D O S Y D I S C U S I Ó N

### EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL GRADO DE RECUPERACIÓN DE LOS PROCESOS BIOGEOQUÍMICOS DE LOS SUELOS

En el año 2000, concluida la primera fase de las tareas de remediación (retirada de lodos y adición de enmiendas), el grado de recuperación de la calidad físico-química de los suelos en las áreas en restauración, evaluada a partir de variables como pH, textura y disponibilidad de metales pesados entre otras (Carreira et al. 2003), variaba gradualmente a lo largo de la cuenca desde valores en torno al 40%, respecto a las correspondientes parce-

las "blanco", en el tramo alto (donde el impacto del vertido fue mayor y la limpieza inicial la efectuó la empresa Boliden-Apirsa), hasta cifras que excedían el 100% en los tramos bajos (donde el impacto del vertido fue menor y las tareas de limpieza fueron efectuadas por la Junta de Andalucía). De media para el conjunto de la cuenca, la recuperación del estado físico-químico de los suelos era ya del 102% (Carreira et al. 2003). No obstante, la

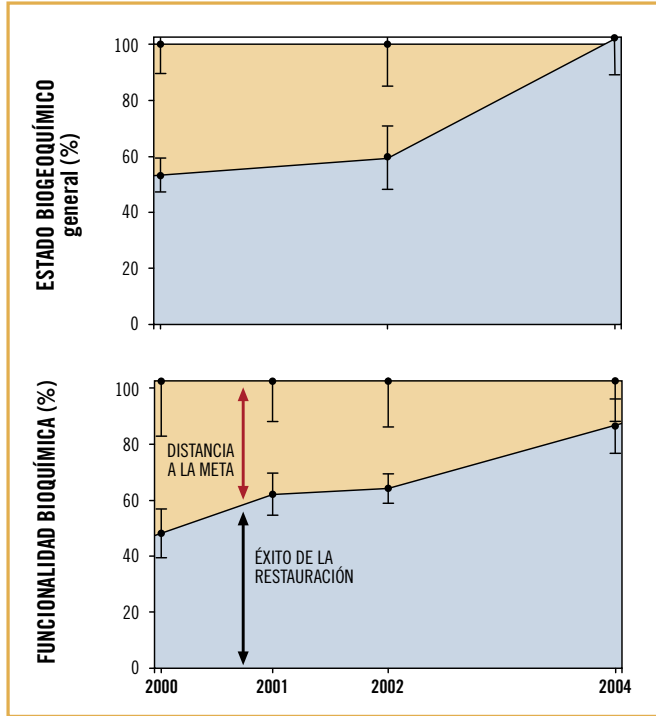


Figura 6. Cambios promedios para el conjunto del Corredor Verde del estado general y de la funcionalidad de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos de vega durante el periodo 2000-2004, expresados como % de éxito de la restauración (áreas en color celeste) y de distancia a la meta (áreas en color anaranjado).

Figure 6. Mean changes in the general status and functionality of essential biogeochemical processes of flood-plain soils in the Corredor Verde during the period 2000-2004, expressed as recovery degree (light blue areas in the graphs) and distance to restoration targets (light brown areas) in a % scale.

recuperación era mucho más modesta en términos ecológicos, en relación con procesos biogeoquímicos esenciales para el suministro de nutrientes y el reciclado de la materia orgánica, mediados por actividades enzimáticas (Hinojosa et al., 2004a y b). Así, el promedio para la cuenca en el año 2000, tanto para el indicador de estado biogeoquímico general (materia orgánica, disponibilidad de nutrientes, mineralización del N...), como para el de funcionalidad bioquímica (actividades enzimáticas), era de alrededor del 50% (Figura 6). Es decir, los valores de esos indicadores en parcelas de seguimiento en restauración eran en el año 2000, por término medio, la mitad de los correspondientes al escena-

rio de que no se hubiese producido el vertido minero. Considerando tramos individualizados de la cuenca, la situación era especialmente pobre en los tramos alto y medio-superior, en los que la recuperación de la funcionalidad bioquímica de los suelos en áreas en restauración no alcanzaba el 20%, mientras que en los tramos bajos se situaba entre el 60 y el 80% (Figura 7).

A pesar de este punto de partida desfavorable, la evolución experimentada durante el periodo 2001-2004 por la salud biogeoquímica de los suelos del Corredor Verde ha sido muy positiva. Para el indicador de estado general, la recuperación promedia experimentada en el conjunto de la cuenca fue especialmente notable, pasándose desde un valor de 53% en el año 2000 a un valor den torno al 100% en el año 2004 (Figura 6). Esa tendencia de recuperación se debió a la estabilización general del pH en valores neutros (con la excepción que se detalla más abajo), a incrementos en las concentraciones de materia orgánica y, especialmente, de nitrógeno y fósforo mineral biodisponibles, y a la activación de las transformaciones microbiológicas del ciclo del N. Es necesario puntualizar que los suelos presentaban un estado muy mineralizado, con una elevada proporción de formas minerales de los nutrientes en relación a la reserva orgánica. Esto, que no es propio de suelos forestales naturales, en los que tiende a ocurrir lo contrario (Brady y Weil, 2002), resulta una herencia de los usos agrícolas previos. Este asunto se retomará en el capítulo de conclusiones y recomendaciones de manejo.

En relación con la operatividad de la maquinaria enzimática del suelo, el valor promedio en 2004 para el conjunto de áreas en restauración alcanzaba ya el 85% (un valor indistinguible estadísticamente del estado en dicha fecha en los suelos de referencia). Este comportamiento de recuperación de la funcionalidad ecológica de los suelos, es concomitante y se relaciona con la revegetación y una cierta recuperación de la dinámica fluvial natural (véase más abajo), que han tenido lugar en el Corredor Verde en dicho periodo (Foto 1). La ocupación de áreas desnudas por manchas de vegetación propicia la recuperación de la actividad enzimática del suelo, cuya respuesta es rápida a la entrada de detritos orgánicos

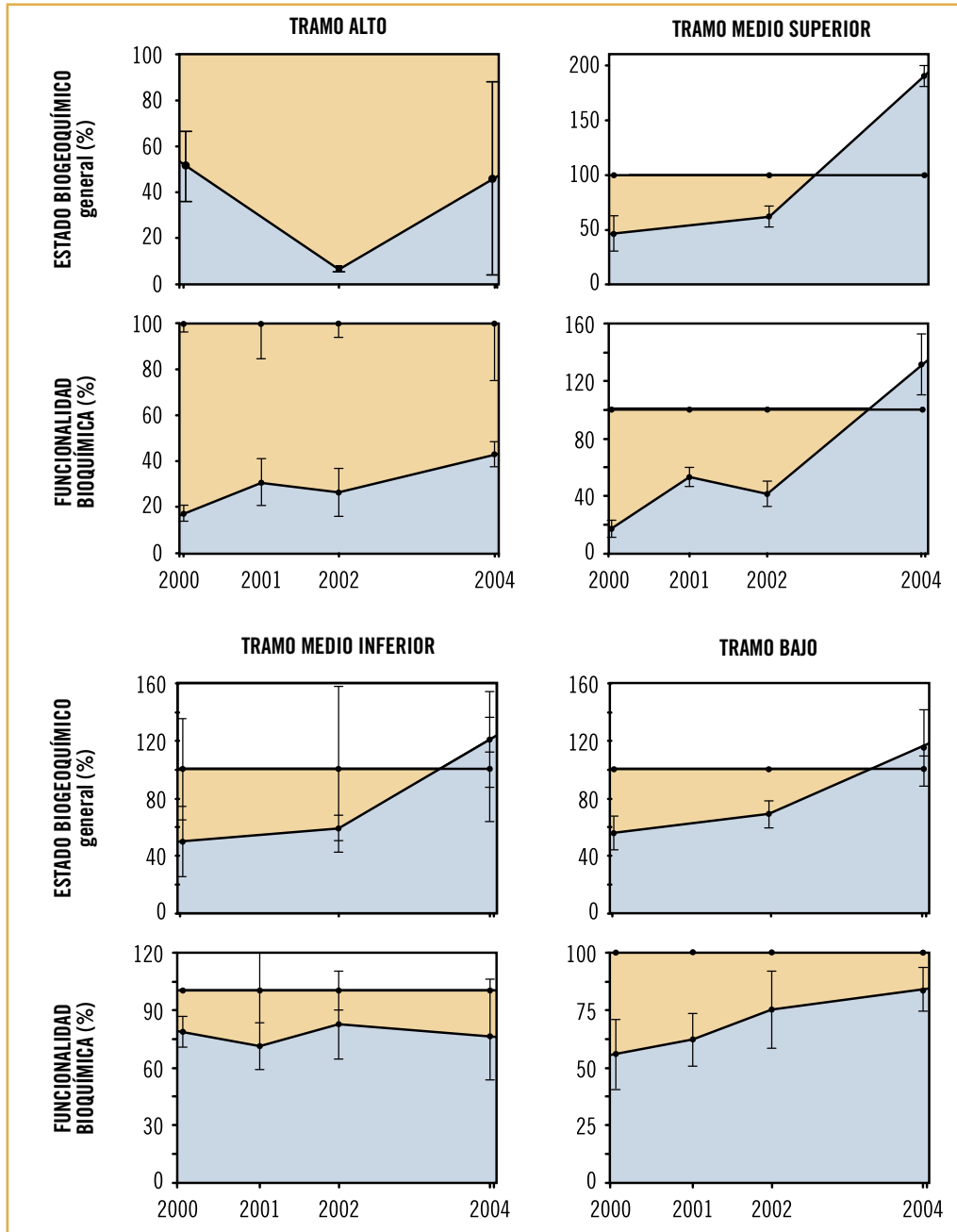


Figura 7. Cambios 2000-2004 en el estado general y funcionalidad de los procesos biogeoquímicos esenciales en los suelos de vega de distintos sectores de la cuenca del Guadamar, expresados como % de éxito de la restauración (áreas en color celeste) y de distancia a la meta (áreas en color anaranjado).

Figure 7. 2000-2004 changes in the general status and functionality of essential biogeochemical processes of flood-plain soils in different sections of the Guadamar watershed, expressed as recovery degree (light blue in the graphs) and distance to restoration targets (light brown areas) in a % scale.

por rizodeposición y producción de hojarasca (Bochet et al. 1999).

Si se matiza para tramos concretos de la cuenca, aunque persiste el gradiente geográfico de menor grado de recuperación de la salud de los suelos hacia los tramos altos, la intensidad de éste se ha ido atenuando progresivamente, tanto para el indicador globalizado de estado biogeoquímico general, como para el de funcionalidad bioquímica (Figura 7). Así, para este último, mientras que la proporción de sus niveles entre los tramos alto y bajo de la cuenca era de aproximadamente 1:3 en el año 2000, en el año 2004 dicha proporción era ya más equilibrada, en torno a 1:2. En todos excepto uno de los tramos de la cuenca, la tendencia temporal de incremento en los valores de los dos tipos de indicadores ha sido consistente.

La excepción es la bajada en el estado biogeoquímico general de los suelos del tramo alto de la cuenca que se produjo en el periodo 2000-2002. Ésta vino motivada, principalmente, por un fuerte descenso del pH en los suelos de la zona de confluencia Agrio-Guadamar (de hasta 3 unidades de pH), y el encadenamiento de efectos inhibitorios de esta variable de tipo control sobre la disponibilidad de nutrientes, especialmente fósforo, y las tasas de mineralización del N y de nitrificación. Esta bajada del pH refleja el agotamiento de la reserva alcalina suministrada en la fase inicial de adición de enmiendas calizas, en un área donde coincidían mayor carga de contaminación residual con texturas más gruesas y menor capacidad tamponante de los suelos (Hinojosa, 2005). No obstante, el indicador de estado biogeoquímico general tiende a recuperarse a partir del año 2002, coincidiendo con nuevos tratamientos con enmienda caliza llevados a cabo en las áreas más contaminadas de este sector.

El efecto positivo de tales tratamientos se apreció como valores sistemáticamente mayores en las parcelas de seguimiento del sector alto de la cuenca en 2004, respecto a los de 2002, para todas las variables biogeoquímicas generales. No obstante esa recuperación, en términos relativos, el estado medio de los suelos aún se mantenía en 2004 por debajo del 50% respecto a los

niveles de referencia en la misma fecha para este tramo fluvial. En todo caso, nótese la elevadísima desviación típica asociada ese valor medio (Figura 7), lo que debe relacionarse con la persistencia localmente de una gran variabilidad espacial de la contaminación residual (Burgos et al., 2006). En el resto de sectores, las áreas en restauración presentaban ya en 2004 un valor medio del indicador de estado biogeoquímico general de los suelos que excedía al de los correspondientes suelos "blanco", si bien la diferencia sólo fue estadísticamente significativa en el tramo medio-superior (zona del Puente de la autovía).

En términos de funcionalidad bioquímica la recuperación ha sido también especialmente importante en el tramo medio-superior del Corredor Verde: la actividad enzimática global en 2004 en áreas en restauración ecológica de este sector superaba claramente a la observada en suelos del mismo no afectados por el vertido y que mantienen sus usos previos. En los tramos medio-inferior y bajo, la funcionalidad enzimática del suelo ya se situaba en 2004 en niveles cercanos, pero aún ligeramente por debajo, de los de referencia (en torno al 80%). La tendencia de recuperación temporal ha sido especialmente consistente en el sector bajo (confluencia Alcarayón-Guadamar y Vado del Quema).

**En promedio para el conjunto de la cuenca, el grado de funcionalidad bioquímica de los suelos en las terrazas fluviales ha pasado desde menos de un 50% en el año 2000, hasta valores del 85% en 2004 (indistinguible estadísticamente de la situación en suelos comparables no afectados por el vertido ó 100%). No obstante, si se analiza sector por sector de la cuenca, la recuperación de los procesos biogeoquímicos es aún deficiente en su tramo alto (en torno al 40%)**

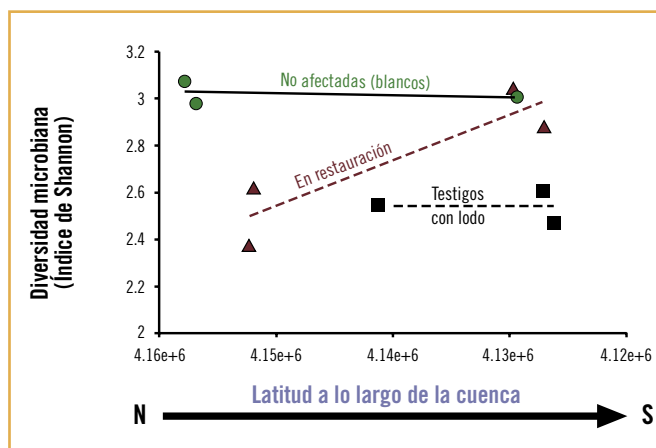


## CORRESPONDENCIA ENTRE LA RECUPERACIÓN DE LOS PROCESOS BIOGEOQUÍMICOS Y LA COMPLEJIDAD DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS EN LOS SUELOS

Las tendencias de recuperación de los procesos biogeoquímicos de los suelos de vega de la cuenca del Guadamar descritas anteriormente, mostraron una gran correspondencia con los cambios observados en la estructura de las comunidades microbianas (Figura 8). Así, en el año 2002, la diversidad microbiana del suelo (perfiles de PLFAs, Figura 5) se incrementaba a lo largo del eje longitudinal de la cuenca, alcanzando valores indistinguibles a los de las correspondientes a parcelas “blanco” hacia el tramo bajo, pero aún distantes de los niveles de referencia para el tramo alto. En promedio para el conjunto de la cuenca, los valores de riqueza específica y de diversidad, intermedios entre los encontrados en las parcelas testigo y las parcelas “blanco”, ilustran la tendencia de recuperación de la complejidad estructural de las comunidades microbianas del suelo en las áreas en restauración (véase tabla en la Figura 8).

La comparación de nuestras matrices de datos de PLFAs y de actividades enzimáticas indicó una concordancia, altamente significativa en términos estadísticos (test de Mantel,  $p < 0.0001$ ), entre tales indicadores de estructura y de función ecológica en los suelos del Corredor Verde (Hinojosa, 2005). En la Figura 9 se muestra cómo la operatividad de la maquinaria enzimática del suelo se incrementa de modo proporcional, a medida que se incrementa la diversidad de las comunidades microbianas desde el caso de parcelas testigo con lodos no restaurados, a las parcelas en restauración en distintos tramos de la cuenca, y finalmente los suelos “blanco”.

Esto sugiere un buen curso de la restauración de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos, y se corresponde con la denominada hipótesis del “re-mache” respecto a las relaciones estructura/función en los sistemas ecológicos (parte inferior de la Figura 9).



| Promedio en la cuenca | RIQUEZA ESPECÍFICA | DIVERSIDAD (Shannon-Wiever, H') | EQUITATIVIDAD (Pielou, J') |
|-----------------------|--------------------|---------------------------------|----------------------------|
| No afectadas          | 46 <sup>a</sup>    | 3.0 <sup>a</sup>                | 0.8                        |
| En restauración       | 33 <sup>ab</sup>   | 2.7 <sup>ab</sup>               | 0.8                        |
| Testigos con lodo     | 21 <sup>b</sup>    | 2.5 <sup>b</sup>                | 0.8                        |

Figura 8. Diversidad de las comunidades microbianas de los suelos de vega en parcelas en restauración (triángulos) en distintas posiciones a lo largo del eje longitudinal del Corredor Verde, en comparación con suelos no afectados (círculos) y testigos no restaurados (cuadrados), según se deriva del análisis de PLFAs en muestras tomadas en el último trimestre del año 2002. Se indican también los valores promedios para el conjunto de la cuenca.

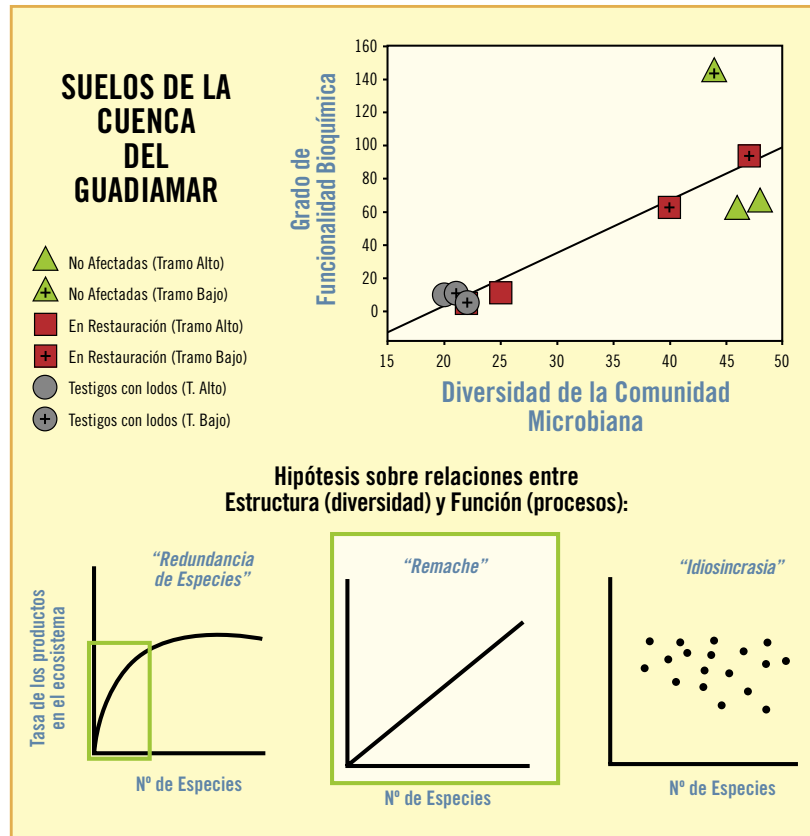
Figure 8. Changes along the longitudinal axis of the Corredor Verde in the diversity of microbial communities in flood-plain soils undergoing ecological restoration (triangles), in comparison to soils that were either un-affected by the mine spill (circles) or affected but left un-restored (quadrats), as estimated from PLFAs analysis of samples collected by the end of year 2002. Whole-watershed mean values are also indicated.

La hipótesis del “remache”, nombrada por analogía a lo que ocurriría con la capacidad de un avión para volar con seguridad si fuera perdiendo progresivamente remaches de su estructura, plantea que las funciones del ecosistema disminuyen proporcionalmente con la disminución de la biodiversidad del mismo (Lawton, 1994). El razonamiento inverso es aplicable al caso de la restauración de ecosistemas desde situaciones muy degradadas: a medida que se recuperan “remaches” (incremento en la complejidad de la comunidad microbiana), la capacidad de vuelo (procesos biogeoquímicos de los suelos), y su seguridad (resiliencia ecológica de los mismos), mejora. Una vez alcanzada una elevada integridad ecológica en el suelo, comenzaría a verificarse lo que se denomina redundancia funcional (Lawton, 1994): la diversidad de especies es ya muy elevada, y

grupos de ellas llevan a cabo las mismas funciones. Entonces, ulteriores incrementos en la diversidad estructural de la comunidad ecológica (o descensos moderados de la misma) ya no implican cambios proporcionales en las tasas de los procesos ecológicos. Este tiende a ser el caso en los suelos naturales no degradados o sujetos a buenas prácticas agrícolas (Beare et al. 1995). Nuestros datos sugieren que esta situación podría haberse alcanzado ya en las áreas en restauración en los tramos bajos de la cuenca del Guadiamar. Obsérvese la falta de relación estructura/función para el caso de los suelos procedentes de parcelas de referencia no afectadas por el vertido (triángulos en la Figura 9), y la posición junto a éstas de áreas restauradas de los sectores inferiores de la cuenca (símbolos cuadrados con una cruz en la Figura 9).

Figura 9. Relación entre la estructura (diversidad de Shannon) y la funcionalidad bioquímica (actividad enzimática relacionada con la degradación de la materia orgánica) de las comunidades microbianas en los suelos de vega del Corredor Verde del Guadiamar. Se indican también, de modo gráfico, algunas de las hipótesis que se han propuesto para explicar la relación entre la diversidad de especies y las tasas de los procesos en los ecosistemas.

Figure 9. Relationship between structure (Shannon diversity index) and biochemical functionality (enzyme activity related to organic matter cycling) of microbial communities in flood-plain soils of the Corredor Verde del Guadiamar. The main hypothesis that has been proposed to explain community structure/ecological function relationships are represented schematically.



## LA REVEGETACIÓN Y EL RESTABLECIMIENTO DE LA DINÁMICA FLUVIAL COMO INGENIEROS ECOSISTÉMICOS QUE ORGANIZAN ESPACIALMENTE EL ESTATUS BIOGEOQUÍMICO DE LOS SUELOS

Los procesos biogeoquímicos en llanuras aluviales están controlados principalmente por interacciones entre la dinámica fluvial y cambios espacio-temporales de la vegetación, y por la modulación que impone sobre los mismos la variación gradienta subyacente de tipos de suelo a lo largo de los ejes longitudinal y transversal de las cuencas (Johnson et al. 1976). Estas interacciones generan la dinámica de mosaico cambiante de tipos de ecosistemas a escala de paisaje que es propia de los sistemas naturales en llanuras de inundación (Nakamura & Inahara, 2007). El programa de restauración del Corredor Verde se ha orientado, según estos principios, a restituir esos factores primarios de control. Así, se llevaron a cabo tareas de reforestación con diversas especies de plantas leñosas, efectuadas con cierta irregularidad espacial. De forma paralela están teniendo lugar fenómenos espontáneos de revegetación y sucesión ecológica, también diferenciados espacialmente. Asimismo, la eliminación de barreras al flujo hidrológico del río Guadamar ha contribuido a la ocurrencia de eventos esporádicos de inundación de las terrazas proximales en algunos sectores de la cuenca. La restitución de heterogeneidad microtopográfica en las terrazas fluviales que deriva de tales eventos (o que puede generarse por medios mecánicos), por sus implicaciones en términos de parcheado de las condiciones ambientales edáficas, es crucial para la recuperación de los procesos biogeoquímicos en programas de restauración de ecosistemas de ribera (Bruland et al. 2005). Resultaba oportuno, por tanto, evaluar en qué medida, esa variabilidad y especificidad de hábitats emergentes dentro de sectores concretos de la cuenca, está favoreciendo la generación del tipo de patrones de heterogeneidad espacial del suelo que son propios de ecosistemas de ribera naturales. El conocimiento de estos efectos puede traducirse en orientaciones de manejo y protocolos de intervención para optimizar y redirigir la restauración ecológica del Corredor Verde.

En la Figura 10 (página siguiente) se muestra un esquema idealizado de la diferenciación de microhábitats que está teniendo lugar en las terrazas de la zona de la confluencia Agrio-Guadamar (Área Piloto 1). Además, en las gráficas de la figura se indican los valores observados en cada microhábitat para los indicadores globalizados de estado biogeoquímico general y funcionalidad bioquímica de los suelos, tanto en junio (estación seca) como en noviembre (estación húmeda) del año 2005. Se representa cómo la secuencia de microhábitats del esquema idealizado se traduciría en el correspondiente patrón de heterogeneidad espacial de los procesos biogeoquímicos del suelo. Cabe destacar cómo la repetición de enmiendas calizas en algunas áreas contaminadas (microhábitats “SD-Enm”) ha tenido efectos positivos sobre el indicador de estado biogeoquímico general, contrastando notablemente con el estado mucho más deficiente en puntos donde persisten exudados y restos de lodo pirítico (“SD-Lod”). Esa res-

Las áreas que han sido repobladas o colonizadas por vegetación leñosa de distinto tipo, y en las que se formaron acumulaciones de sedimento y restos de plantas durante avenidas del río, se comportan como “hot-spots” o puntos calientes de actividad enzimática en el suelo. Ello ilustra el papel que la rehabilitación de factores primarios de control (en este caso, sucesión vegetal y dinámica fluvial) ejerce sobre la recuperación del patrón de mosaico cambiante que caracteriza a los procesos ecológicos en los suelos de bosques naturales en llanuras aluviales

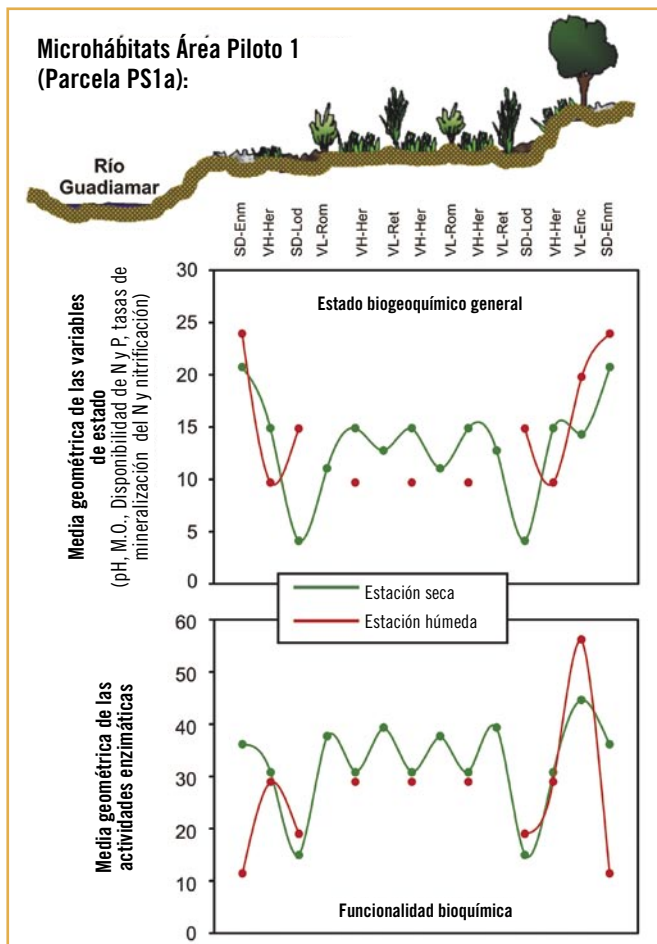


Figura 10. Esquema idealizado de la diferenciación progresiva de microhábitats que está teniendo lugar con el curso de la restauración de los ecosistemas en el Área Piloto 1 (zona de la confluencia Agrio-Guadamar) del Corredor Verde. En las gráficas se indica el efecto diferencial de cada tipo de microhábitat sobre el estado general y la funcionalidad de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos en la estación húmeda y en la estación seca.

Figure 10. Schematic idealization of the emerging microhabitat differentiation that is taking place along with ecosystem restoration at the Long-term Monitoring Area 1 (Agrio-Guadamar crossing) of the Corredor Verde. Microhabitat-specific effects on the enhancement of intra-site spatial variability of soil biogeochemical processes, both in the wet and dry seasons, are illustrated with the indented graphs.

puesta puede asociarse al efecto de la enmienda caliza restableciendo el pH y reduciendo la solubilidad de metales pesados, como se ha probado tanto en laboratorio (Hinojosa 2005) como en un experimento de campo en el propio Corredor Verde (Pérez de Moya et al., 2006). No obstante, el efecto de los tratamientos recientes de enmiendas no se traduce del mismo modo en relación con la funcionalidad bioquímica del suelo (el valor de éste indicador es relativamente bajo, especialmente en la estación húmeda en el hábitat “SD-Enm”).

La restauración de la integridad ecológica del suelo requiere de otras piezas, que vienen de la mano de la revegetación. En este sentido, destaca la mejora del estado de los suelos que se observa bajo individuos de plantas leñosas introducidas con las tareas de reforestación como romeros (“VL-Rom”) y retamas (“VL-Ret”) (Fotografía 2a y b), que tiende a ser mejor incluso que el de la matriz de herbáceas espontáneas que rodea a dichos individuos en la zona del tramo alto de la cuenca (Fotografía 1a). Se ha comprobado, por ejemplo, que el suelo rizosférico bajo retamas (especie leguminosa con capacidad simbiótica de fijación de N) introducidas con las tareas de reforestación, presenta una disponibilidad de amonio significativamente mayor que la del suelo fuera de la proyección de sus copas (Carreira et al. 2006). También se observaron efectos de incremento de la actividad enzimática, especialmente arilsulfatasa y fosfatasa, asociados a la plantación tanto de retamas como de romeros. El suelo bajo encinas adultas que sobrevivieron al vertido (“VL-Enc”), seleccionado como escenario más favorable de la restauración de los suelos en éste área, es el que, efectivamente, muestra valores consistentemente mayores para los dos tipos de indicadores. Éstos reflejan el papel potenciador de la funcionalidad ecológica del suelo que juegan los aportes continuados de hojarasca y exudados rizosféricos (Wardle et al., 2004).

En la Figura 11 se representa el caso de las terrazas en el sector “puente de la autopista” (Área Piloto 3). La recuperación de la vegetación en este sector ha sido más intensa (Fotografía 1b) y también los efectos sobre el suelo de la recuperación de la dinámica fluvial. En consecuencia, existe un mayor grado de diferenciación de microhábitats,

que se traduce en una mayor heterogeneidad espacial de los procesos biogeoquímicos en el suelo. Esta fue más claramente visualizable en la estación húmeda, lo que concuerda con el patrón típico en suelos mediterráneos de picos de actividad microbiológica tras la recarga hídrica del suelo (Goberna et al., 2007). La heterogeneidad espacial es especialmente significativa para el caso del indicador de actividad enzimática global: su rango de variación entre microhábitats fue desde casi cero (SD-Lod, suelo en canales y depresiones creados por avenidas, con exhumación de contaminación residual) a más de 200 (VL-Euc, suelos bajo eucaliptos adultos que sobrevivieron al vertido; y SD-Acum, áreas con acúmulos de limos y restos vegetales depositados durante avenidas del río). En comparación, ningún hábitat excedió un valor de 60 para éste indicador en el Área Piloto 1. El caso del microhábitat “SD-Acum” es remarkable (Fotografía 2e), ya que también mostró valores elevados de estado biogeoquímico general del suelo (activación de las tasas de nitrificación y mineralización del N, y relativamente elevada disponibilidad de nutrientes). Estos resultados subrayan la importancia que tiene la rehabilitación de la dinámica fluvial natural del río Guadamar, como estrategia para acelerar la restauración ecológica del Corredor Verde, a través de los efectos de aquella en la conformación del mosaico de heterogeneidad de ambientes edáficos que caracteriza a las llanuras aluviales.

Se observaron también efectos diferenciales de las distintas coberturas de vegetación sobre la mejora del estatus de los suelos. Por ejemplo, en comparación con suelos mantenidos sin vegetación en bandas aradas para prevención de riesgos de incendio (BS-Ara), el estado biogeoquímico general del suelo es significativamente mejor bajo las copas de álamos blancos (VL-Cho-ref) y tarajes (VL-Tar) repoblados y, en menor grado, en áreas ocupadas por herbáceas espontáneas (VH-Her). La presencia de tarajes (Fotografía 2d) incrementa sustancialmente la actividad enzimática global del suelo. De entre los hábitats revegetados, ésta fue máxima bajo eucaliptos adultos (VL-Euc), y significativamente distinta del resto para el caso individual de las actividades b-glucosidasa y fosfatasa alcalina, corroborando el comentario expresado más arriba respecto a la especial recuperación de la funcionalidad bioquímica del suelo en el Área Piloto 1 bajo árboles adultos.

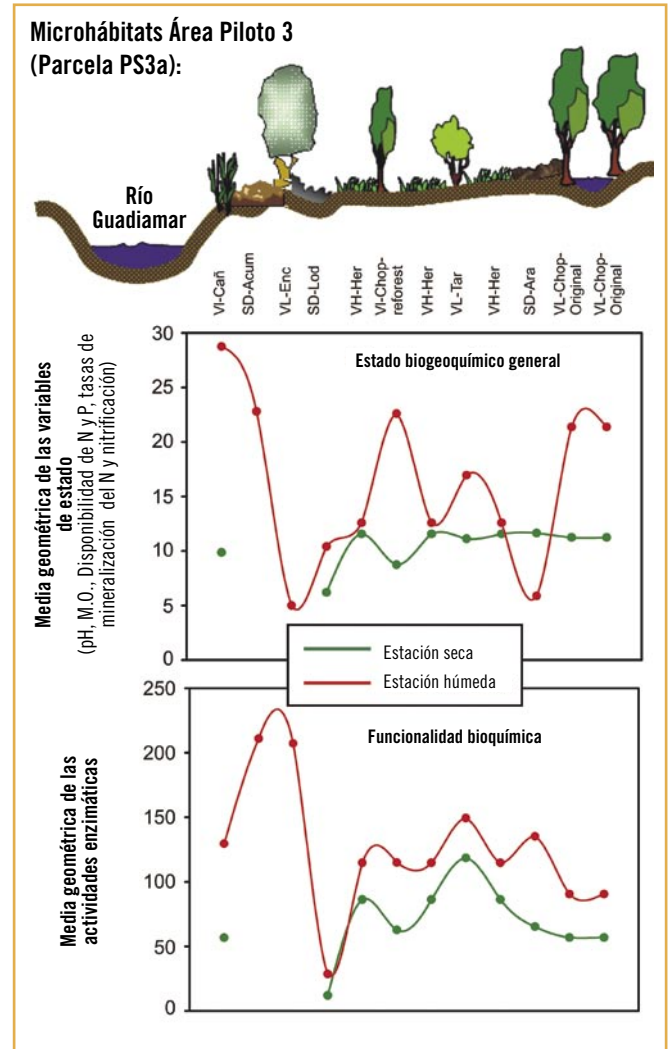


Figura 11. Esquema idealizado de la diferenciación progresiva de microhábitats que está teniendo lugar con el curso de la restauración de los ecosistemas en el Área Piloto 3 (zona del puente de la autovía) del Corredor Verde. En las gráficas se indica el efecto diferencial de cada tipo de microhábitat sobre el estado general y la funcionalidad de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos en la estación húmeda y en la estación seca.

Figure 11. Schematic idealization of the emerging microhabitat differentiation that is taking place along with ecosystem restoration at the Long-term Monitoring Area 3 (highway bridge sector) of the Corredor Verde. Microhabitat-specific effects on the enhancement of intra-site spatial variability of soil biogeochemical processes, both in the wet and dry seasons, are illustrated with the indented graphs.

# Conclusiones

- La evolución durante el periodo 2000-2004 en el Corredor Verde ha sido positiva en términos de la recuperación de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos. En la mayor parte de los sectores en restauración de la cuenca, los indicadores empleados informan de un estado de los suelos equivalente ya, o incluso superior, al que existe en suelos “blanco” comparables no afectados por el vertido (que en su mayoría mantienen los usos previos).
- No obstante, persisten niveles bajos de los indicadores de estado y funcionalidad biogeoquímica en el sector Confluencia Agrio-Guadiamar, si bien la situación ha mejorado respecto al periodo 2000-02, especialmente según el indicador de funcionalidad (actividad enzimática en el suelo). En el año 2004, los valores de ambos indicadores no alcanzaban aún el 50% respecto a los niveles observados en los correspondientes suelos “blanco”. El re-tratamiento con enmiendas calizas en áreas deficientes de este sector ha posibilitado que, desde el año 2002, se aprecie una tendencia de recuperación, cuya continuidad es recomendable monitorizar.
- Se ha comprobado que la recuperación de la funcionalidad ecológica del suelo (actividad enzimática involucrada en el reciclaje de C, N, P y S a través de la materia orgánica) se corresponde con incrementos proporcionales en la complejidad de las comunidades microbianas (perfiles de PLFAs) del suelo. Este comportamiento se ajusta a la denominada “hipótesis del remache”, que postula una relación lineal positiva entre estructura de la comunidad y función ecosistémica, sugiriendo un buen curso de la restauración. No obstante, la ausencia de “redundancia funcional”, que es el tipo más común de relación estructura/función para los procesos biogeoquímicos en suelos maduros de ecosistemas naturales, sugiere que aun resta camino para alcanzar un alto grado de integridad ecológica en los suelos del Corredor Verde.
- En general, los procesos biogeoquímicos en los suelos del Corredor Verde todavía mantienen, en cierto grado, caracteres heredados de sus usos previos mayormente agrícolas. Es el caso de un estado excesivamente mineralizado (papel desproporcionado de los procesos biogeoquímicos de subciclos inorgánicos en relación a los orgánicos), discordante con lo que es propio en ecosistemas forestales naturales en llanuras aluviales y con la reorientación de usos del territorio. La excesiva mineralización de los suelos del Corredor Verde puede estar en la base de los escasos porcentajes de marras en algunas de las repoblaciones, por ahogamiento de los plantones entre la matriz de herbáceas espontáneas. En general, con condiciones de suelos mineralizados, los grupos funcionales de plantas herbáceas ruderales tienen ventajas competitivas sobre especies leñosas.
- Se ha comprobado la existencia de especificidad, y de sinergias entre la reforestación con especies leñosas y la rehabilitación de la dinámica fluvial, sobre la recuperación de los procesos biogeoquímicos de los suelos. En relación con el papel que están jugando las especies leñosas introducidas por repoblación, destacan los efectos de *Retama sphaerocarpa* (leguminosa) sobre las transformaciones del N en el suelo, de *Rosmarinus officinalis* (que produce hojarasca esclerófila) sobre la desmineralización del suelo, y de *Tamarix gallica* sobre la activación de la maquinaria enzimática del suelo. En relación con la incipiente recuperación de la dinámica fluvial, destaca el efecto de inundaciones esporádicas sobre la creación de heterogeneidad espacial en la terrazas aluviales y su reflejo en los procesos biogeoquímicos de los suelos. Por ejemplo, los suelos de áreas donde se han acumulado depósitos de limo y restos vegetales generados durante avenidas se muestran como “hotspots” de disponibilidad de nutrientes y de actividad enzimática.

## Recomendaciones de gestión

- Se recomienda densificar las repoblaciones, especialmente en el tramo alto de la cuenca y centrándose en las áreas con menores síntomas de contaminación residual, para favorecer una mayor recuperación de la funcionalidad ecológica de estos suelos. En este sector, conviene mantener un protocolo de alerta sobre el estado de la reserva alcalina suministrada con las enmiendas, y el riesgo de incremento de la solubilidad de metales pesados asociado a la revegetación (cambios de pH y carbono orgánico disuelto con capacidad quelante en el suelo rizosférico).
- Con el objeto de favorecer el establecimiento de una dinámica de mosaico cambiante de parches en la dinámica de la vegetación a escala de paisaje, se recomienda la aplicación de una estrategia de repoblación en manchones densos con mezclas de especies de leñosas (priorizando plantas productoras de hojarasca esclerófila, y otros grupos funcionales como leguminosas en zonas de suelos arenosos más pobres), en superficies reducidas (variadas en el rango de decenas a pocas centenas de m<sup>2</sup>), e intercalando dichos manchones en un programa plurianual entre la matriz de herbáceas (que seguiría desbrozándose con medios mecánicos, para evitar riesgos de incendio). El tratamiento previo de la superficie del suelo en las áreas donde se vayan a instalar los manchones de vegetación, con sustratos orgánicos con relaciones *C/nutriente* elevadas (ej., alperujo), contribuiría a desmineralizar el suelo, limitando la emergencia y el grado de desarrollo de herbáceas en los manchones. Ensayos experimentales a pequeña es-

cala podrían determinar si el coste de este tipo de tratamientos se ve compensado por la reducción de los costes de desbroce manual periódico en los manchones, así como por un mayor desarrollo de las leñosas introducidas.

- Se recomienda priorizar estrategias de manejo dirigidas a la potenciación de la dinámica fluvial de inundación del río Guadamar (eliminación de barreras al flujo y diques laterales, donde éstas persisten), cuyo efecto sobre la generación de heterogeneidad espacial en las condiciones del suelo en las terrazas fluviales activa sinergias con procesos de colonización diferencial y dinamismo de la vegetación natural, y favorece la recuperación de los procesos biogeoquímicos esenciales. La restitución por medios mecánicos de la heterogeneidad microtopográfica de las terrazas, que fue eliminada con los usos previos agrícolas, es una alternativa en áreas donde no alcancen eventuales avenidas.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la colaboración de la Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadamar, especialmente en las personas de José María Arenas, Francisco Carrascal y Alberto Gil, sin cuyas aportaciones en relación con el suministro de información, red de parcelas y facilidades para el muestreo, así como elevada paciencia, este trabajo no hubiera llegado al mismo puerto.

La colaboración del Dr. Richard Dick de la Universidad Estatal de Oregon (EE.UU) hizo posible el análisis de la estructura de las comunidades microbianas mediante perfiles PLFA, y la del Dr. Rodríguez Maroto de la Universidad de Málaga el análisis de metales pesados.

## BIBLIOGRAFÍA

- Beare, M.H., Coleman, D.C., Crossley Jr.D.A., Hendrix, P.F., Odum, E.P., 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. En: Collins, H.P., Robertson, G.P., Klug, M.J. (eds), *The significance and regulation of soil biodiversity*, Kluwer, Amsterdam, pp. 3-5.
- Bochet, E., Rubio, J.L., Poesen, J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in S.E. Spain. *Catena* 38, 23-44.
- Bradshaw, A.D., 2005. The reclamation of relict land and the ecology of ecosystems. En: Jordan, W.R., Gilpřin, M.E., Aber, J.D. (eds), *Restoration Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 53-74.
- Brady, N. C. , Weil, R. R., 2002. *The Nature and Properties of Soils*, Prentice Hall, New Jersey, 960 p.
- Bridge, P., Spooner, B., 2001. Soil fungi: diversity and detection. *Plant and Soil* 232:147-154.
- Bruland, G.L., Richardson, C.J., 2005. Hydrologic, edaphic, and vegetative responses to micro-topographic reestablishment in a restored wetland. *Restoration Ecology* 13(3), 515-531.
- Burgos, P., Madejón, E., Pérez-de-Mora, A., Cabrera, F., 2006. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation. *Geoderma* 130, 157-175.
- Burns, R.G., 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biology & Biochemistry* 14:423-427.
- Butler J.L., Williams M.A., Bottomley P.J., Myrdol D.D. 2003. Microbial

community dynamics associated with rhizosphere carbon flow. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 6793-6800.

Carreira, J.A., R. García-Riz, J.M. Martín & M.B. Hinojosa. 2003. Biogeoquímica y ecología de suelos. Pp. 250-257. En: J.M. Arenas et al. (eds.), *Ciencia y Restauración del río Guadamar: Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde, PICOVER 1998-2002*. 578 pp. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. ISBN 84-95785-35-8.

Carreira, J.A., R. García-Ruiz, B. Viñepla, M.B. Hinojosa & M.V. Ochoa. 2006. Informe final del contrato SECOVER UJA-Egmasa "A.T. para el seguimiento de los procesos biogeoquímicos esenciales de los suelos del Guadamar". Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

De Vicente, A., J.A. Carreira, D. Cantero & A. Ventosa. 2001. Informe final del acuerdo específico entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la Universidad de Málaga para la realización del Proyecto de Investigación: Microorganismos como Bioindicadores en la Evaluación y Seguimiento de la Toxicidad de los Lodos Piríticos vertidos en la Cuenca del Guadamar. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla, Diciembre 2001.

Dick, R.P., 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A., SSSA Special Publication Number 35, Madison, Madison, pp. 107-124.

Dick, R.P., Breakwell, D.P., Turco, R.F., 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. En: Doran, J.W., Jones, A.J. (eds), *Methods for assessing soil quality*, SSS Special Publication Number 49, Madison, USA, pp. 247-271.

Gianfreda, L., Sannino, F., Ortefa, N., Nannipieri, P., 1994. Activity of free and immobilized urease in soil: effects of pesticides. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 777-784.

Giller, K.E., Witter, E., McGrath, S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology & Biochemistry* 30:1389-1414.

Goberna, A., Pascual, J.A., García, C., Sánchez, J. 2007. Do plant clumps constitute microbial hotspots in semiarid Mediterranean patchy landscapes? *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1047-1054.

Hart, S.C., Binkley, D., 1985. Correlations among indexes of forest soil nutrient availability in fertilized and unfertilized loblolly pine plantations. *Plant and Soil* 85, 11-21.

Hinojosa, B. 2005. Evaluación de la salud del suelo mediante indicadores de funcionalidad biogeoquímica y de estructura de la comunidad microbiana: aplicación al seguimiento de la restauración de los suelos de la cuenca del Guadamar tras el vertido minero de Aznalcóllar. Tesis Doctoral. Universidad de Jaén. 309 pp.

Hinojosa, M.B., Carreira, J.A., García-Ruiz, R., Dick, R.P., 2005. Microbial response to heavy metal-polluted soils: Community analysis from phospholipid-linked fatty acids and ester-linked fatty acids extracts. *Journal of Environmental Quality* 34:1789-1800.

Hinojosa, M.B., García-Ruiz, R., Viñepla, B., Carreira, J.A., 2004a. Microbial rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcollar toxic spill. *Soil Biology & Biochemistry* 36:1637-1644.

Hinojosa, M.B., Carreira, J.A., García-Ruiz, R., Dick, R.P., 2004b. Soil moisture pre-treatment effects on enzymes activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 1559-1568.

Johnson, W.C., Burgess, R.L., Keammerer, W.R., 1976. Forest overstory vegetation and environment on the Missouri river terrace in North Dakota. *Ecological Monographs* 46, 59-84.

Keeney, D.R., Nelson, D.W., 1982. Nitrogen-inorganic forms. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbial Properties*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 643-698.

Killham, K., 1994. *Soil Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge, 260 p.

Lawton, J.H., 1994. What do species do in ecosystems? *Oikos* 71:367-374.

McLean, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbial Properties*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 199-224.

Miller, M., Dick, R.P., 1995. Thermal stability and activities of soil enzymes as influenced by crop rotations. *Soil Biology & Biochemistry* 9:1161-1166.

Nakamura, F., Inahara, S., 2007. Fluvial geomorphic disturbances and life history traits of riparian tree species. In: Johnson, E.A., Miyanishi, K. (Eds.), *Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response*. Elsevier, San Diego, pp. 283-310.

Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P., 2002. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. En: Burns, R.G., Dick, R.P. (eds), *Enzymes in the Environment. Activity, ecology and Applications*, Dekker Marcel, New York, pp. 1-33.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and Microbial Properties*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 643-698.

Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. In: Page A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 403-427.

Tabatabai, M.A., 1982. Soil Enzymes. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbial Properties*, 2nd ed. Soil Science Society of America, Madison, pp. 903-947.

Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H., Wall, D.H., 2004. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304, 1629-1633.





# SEGUIMIENTO DE LA RESTAURACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL RÍO GUADIAMAR: PROPUESTA DE UN MODELO CONCEPTUAL

**J.B. GALLEGO**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA VEGETAL Y ECOLOGÍA  
UNIVERSIDAD DE SEVILLA

## Resumen

La gestión de ecosistemas supone un alto grado de impredecibilidad e incertidumbre por lo que es necesario implementar un sistema dinámico de manejo y control. Es decir, un sistema de manejo adaptativo que permita reaccionar de forma efectiva, para así mejorar de forma continuada en la comprensión de las condiciones que envuelven a los ecosistemas y por tanto conseguir una gestión flexible que pueda adaptarse a cambios y sorpresas.

El objetivo de este capítulo es mostrar cómo se han construido los modelos ecológicos conceptuales que sirvan de base para el desarrollo de un plan de seguimiento adaptativo de la evolución de los ecosistemas del Guadiamar. A modo de ejemplo se presenta el modelo obtenido de los efectos ecológicos y seguimiento relacionado con la degradación de la calidad del agua. La presentación de cada modelo incluye, A) una introducción de la dinámica y problemas del sistema, B) una descripción específica de los impulsores de cambio, factores de tensión y atributos, C) los efectos ecológicos, incluyendo una descripción de las principales relaciones ecológicas afectadas por los factores de tensión, y D) un conjunto inicial de medidas y objetivos de restauración de los atributos. Por último se discutirá la integración del hombre como un elemento más de los modelos conceptuales.

**Palabras clave:** manejo adaptativo, seguimiento, calidad del agua.

## Abstract

Due to the high degree of uncertainty and unpredictability inherent to the ecosystem management it is necessary to implement a dynamic system of managing and control. This approach entails an adaptive management system able to improve the assessment and adjustment to face the changes that will occur in the managed ecosystem, and in which actions are directed in anticipating problems and not only acting once these problems already arise.

The aim of this chapter is to show the development of the ecological conceptual models for an adaptive monitoring plan of the ecosystems of the Guadiamar basin. As an example we show the model related with the degradation of the quality of the water.

For each model there is: A) an introduction of the dynamics and problems of the system, B) a specific description of the impellers of change, stressors and attributes, C) the ecological effects, including a description of the principal ecological relations affected by the stressors, and D) an initial set of measures and targets of restoration of the attributes. Finally the integration of the human system will be discussed as another element of the conceptual models.

*Key words:* adaptive managing, monitoring, water quality.

## Introducción

**E**l Plan de Seguimiento Ecorregional del Corredor Verde del Guadamar (SECOVER) establece los mecanismos necesarios para gestionar y ordenar el espacio, garantizar la calidad de las aguas que abastecen los espacios protegidos de Doñana y estuario del Guadalquivir, propiciar las conexiones funcionales entre Doñana y Sierra Morena y establecer un programa de seguimiento ambiental para conocer la evolución y el proceso de recuperación de los ecosistemas del Guadamar (Montes, 2004). El SECOVER busca relacionar sus resultados con la toma de decisiones de forma que se pueda alcanzar la “sostenibilidad” (integridad ecocultural) propuesta en el Plan Director de la RENPA.

El propósito principal del SECOVER es servir de fuente de información sobre el estado ecológico de los ecosistemas del Guadamar con objeto de establecer las medidas de gestión necesarias para permitir su restauración y alcanzar un estado de integridad ecológica. Como la gestión de ecosistemas supone un alto grado de impredecibilidad e incertidumbre es necesario implementar un sistema dinámico de manejo y control. Es decir, un sistema de manejo adaptativo que permita reaccionar de forma efectiva, para así mejorar de forma continuada en la comprensión de las condiciones que envuelven a los ecosistemas y por tanto conseguir una gestión flexible que pueda adaptarse a cambios y sorpresas (Holling, 1995). Un manejo acertado de los

ecosistemas del Guadamar dependerá de lo que se aprenda del sistema mientras se gestiona.

El desarrollo de un modelo conceptual se considera un componente clave de un plan de seguimiento con fundamento ecológico (Barber 1994, Noon et al. 1999, RECOVER 2001). Los modelos conceptuales expresan ideas sobre componentes y procesos considerados importantes en un sistema, documentando asunciones sobre cómo los componentes y procesos están relacionados e identificando lagunas en el conocimiento. Los modelos generan continuamente hipótesis sobre la forma y función del sistema (de Wit 1993, Huggett 1993).

El objetivo de este capítulo es mostrar cómo se han construido los modelos ecológicos conceptuales que sirvan de base para el desarrollo de un plan de seguimiento adaptativo de la evolución de los ecosistemas del Guadamar. Para ello se definirán los diferentes elementos del modelo: i) impulsores de cambio, ii) factores de tensión, iii) atributos ecológicos, y, iv) efectos ecológicos. Seguidamente, se expondrá a modo de ejemplo el modelo obtenido de los efectos ecológicos y seguimiento relacionado con la degradación de la calidad del agua. Por último se discutirá la integración del hombre como un elemento más de los modelos conceptuales.

**Como la gestión de ecosistemas supone un alto grado de impredecibilidad e incertidumbre es necesario implementar un sistema dinámico de manejo y control. Un manejo acertado de los ecosistemas del Guadamar dependerá de lo que se aprenda del sistema mientras se gestiona**

## MODELO ECOLÓGICO CONCEPTUAL

### DEFINICIONES

Un modelo ecológico conceptual es un diagrama de un conjunto de relaciones entre ciertos factores que se supone impactan o conllevan ciertas consecuencias. Un buen modelo conceptual muestra cómo creemos que situaciones específicas (Factores de tensión) afectan el estatus de otras situaciones (atributos) que finalmente estamos interesados en influenciar. Estos modelos simples no cuantitativos son un medio eficaz para la consecución de un consenso sobre un grupo de hipótesis causales, que expliquen los efectos que tienen los principales factores de tensión de origen antrópico sobre los sistemas naturales. Cada modelo permite identificar los atributos de un sistema natural que son los mejores indicadores del cambio que ha ocurrido como resultado de los factores de tensión. Cada modelo también establece las relaciones entre los factores de tensión y los atributos, y las medidas más apropiadas de cada atributo. Alcanzar un consenso sobre los componentes y sus relaciones en un modelo conceptual es el primer paso en el proceso de lograr acuerdos para establecer criterios específicos sobre qué medidas hidrológicas, ecológicas, biológicas y sociales se han de realizar para alcanzar el éxito de la restauración. Esto permitirá diseñar un programa de seguimiento ecosocial a diversas escalas espaciales y temporales, en el que se evalúe y se tomen decisiones en el marco de un proceso de gestión adaptativa de la restauración (Figura 1).

Cada factor de tensión puede estar ligado a uno o más atributos/bienes y servicios. Las medidas de respuesta

del factor de tensión y atributo de cada modelo, y de todos los modelos combinados, deben ser propuestas por los equipos de investigación involucrados e incorporadas como parte del SECOVER con objeto de determinar el éxito del programa de restauración. La presentación de cada modelo incluye, A) una introducción de la dinámica y problemas del sistema, B) una descripción específica de los impulsores de cambio, factores de tensión y atributos, C) los efectos ecológicos, incluyendo una descripción de las principales relaciones ecológicas afectadas por los factores de tensión, y D) un conjunto inicial de medidas y objetivos de restauración de los atributos.

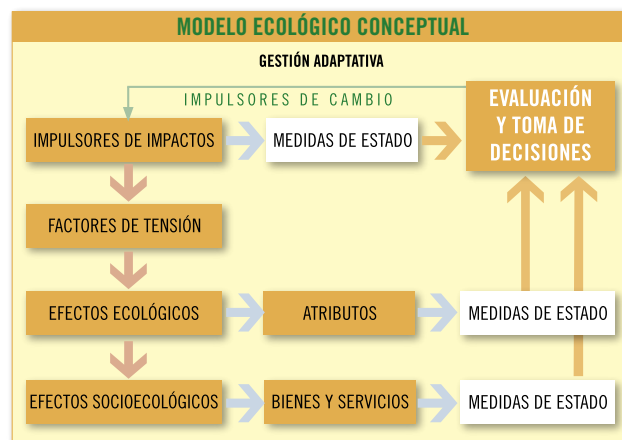


Figura 1. Modelo ecológico conceptual de gestión adaptativa.

Figure 1. Ecological conceptual model of adaptive management.

## IMPULSORES EXTERNOS DE IMPACTO Y FACTORES DE TENSIÓN

Las causas últimas de todos los factores de tensión de las marismas, del Gran Ecosistema de Doñana en general y de las marismas de Entremuros en particular, son el desarrollo agrícola, industrial, minero, demográ-

fico y la gestión para la conservación de la naturaleza en la cuenca del Guadiamar. En la Tabla 1 aparece el conjunto de impulsores de impacto que hemos identificado para la marisma de Entremuros y su entorno. Los



Foto1. Destrucción de marisma mediante técnicas de drenaje. Marisma de Caracoles. Photo 1. Destruction of marshes by mean of drainage techniques.

efectos de los impulsores de impacto sobre el sector estudiado son múltiples. Se han identificado un conjunto de 24 factores de tensión agrupados en 7 tipos (Tabla 2, página siguiente).

### Factores de tensión relacionados con la degradación de la calidad del agua

La intensificación de cultivos implica el empleo de prácticas agrícolas muy agresivas, con laboreos intensivos, eliminación de restos de vegetación natural y con elevado uso de abonos y pesticidas. Estas actividades han ocasionado una considerable degradación de la calidad del agua, al incrementarse los niveles de materiales sólidos en suspensión, nutrientes (N y P) y pesticidas, que en último término acaban llegando a la marisma. Las actividades agroindustriales, especialmente las relacionadas con la obtención de aceite y tratamiento de la acei-

Tabla 1. Impulsores de impacto identificados para la Marisma de Entremuros y su entorno.

Table 1. Impact drivers of Entremuros marshes.

| IMPULSORES DE IMPACTO                   |  |
|---|--|
| DIRECTOS                                |  |
| 1. Expansión agrícola                   | 8. Actividad ganadera                    |
| 2. Influencia prácticas agrícolas       | 9. Gestión del agua                      |
| 3. Usos del territorio                  | 10. Vías de comunicación                 |
| 4. Influencia actividad agro-industrial | 11. Cambio en la composición de especies |
| 5. Influencia actividad minera          | 12. Limpieza Guadamar                    |
| 6. Influencia núcleos urbanos           | 13. Restauración                         |
| 7. Accidente minero                     |  |
| INDIRECTOS                              |  |
| 14. Restauración Doñana 2005            |  |
| 15. Parque Nacional Doñana              |  |
| 16. Paisaje Protegido Corredor Verde    |  |

Tabla 2. Relación de los 24 factores de tensión identificados, agrupados en 7 grupos.

Table 2. Checklist of 24 stressors, grouping in 7 groups.

| FACTORES DE TENSIÓN                               |                                 |  |   |
|---|---------------------------------|--|---|
| <b>1. Reducción o desaparición de ecosistemas</b> | Ribera                          | Incremento de materia orgánica             | Presas  |
|   | Bosque mediterráneo             | Incremento de sólidos en suspensión        | Diques  |
|   | Marisma                         | Contaminación por pesticidas               | Vados   |
|   |                                 | Contaminación por metales pesados          |   |
| <b>2 - Degradación de suelos</b>                  | Alteración mecánica             | <b>4 - Modificación del flujo del agua</b> | <b>5 - Alteración de la composición de especies</b> |
|   | Contaminación residual          | Alteración superficie de recepción         | Especies exóticas                                   |
| <b>3- Degradación de la calidad del agua</b>      | Incremento de N                 | Regulación de cabecera                     | <b>6- Gestión de la restauración</b>                |
|   | Incremento de P                 | Regulación de entrada del estuario         | Revegetación  |
|   |                                 | Regulación de salidas                      | Mantenimiento plantaciones                          |
|   | Modificación morfología fluvial | <b>7 - Gestión del Corredor Verde</b>      |   |
|   | Canales                         | Uso público                                |   |

tuna de mesa, producen una elevada contaminación de las aguas debido a vertidos puntuales a los afluentes del Guadiamar que se repiten todos los años. Estos vertidos varían enormemente el pH de agua e incrementan el contenido en materia orgánica, desencadenando procesos de anoxia a lo largo de varios tramos del río. Si bien

la actividad minera ha cesado, filtraciones procedentes de la balsa de Aznalcollar, así como restos del vertido minero de 1998 remanentes en la llanura aluvial, producen una acidificación de las aguas y un incremento de metales pesados. El uso actual del territorio de la cuenca del Guadiamar, con predominio de zonas agrícolas,

escasa superficie de zonas forestales y aparición en verano de 2004 de una enorme extensión de terrenos incendiados en cabecera son situaciones muy favorables para el desarrollo de importantes procesos erosivos que arrastran gran cantidad de materiales sólidos y disueltos hacia los ríos y en último término incrementan la carga sólida de las aguas que pueden llegar a la marisma. La falta de instalaciones de depuración de aguas residuales de origen urbano o el mal funcionamiento de las ya existentes ocasiona vertidos a los cauces de aguas muy contaminadas con elevados niveles de N, P, materia orgánica, etc. La gestión del agua, resultado de la actividad agrícola, industrial, urbana y de conservación de la naturaleza, también contribuye a esta degradación de la calidad del agua. Las consecuencias del incremento de estos factores de tensión tienen múltiples repercusiones en la marisma, al alterar procesos físicos y ecológicos: ciclo nutrientes, eutrofización, colmatación, redes tróficas,...



Foto 2. Modificación del flujo del agua por extracción para uso agrícola. La Tiesa.

Photo 2. Water flow alteration due to pumping from river for agricultural irrigation. La Tiesa.

## ATRIBUTOS ECOLÓGICOS - EFECTOS ECOLÓGICOS

Los indicadores ambientales y biológicos de la integridad ecológica se han identificado por su excepcional importancia en el sistema de Marismas de Entremuros (Tabla 4). La selección se ha realizado en función de los objetivos propuestos en el SECOVER. En la Tabla 5 se relacionan los Efectos Ecológicos que se han considerado.

### RELACIONES ENTRE FACTORES DE TENSION Y ATRIBUTOS: DEGRADACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

– **Incremento de nutrientes y materia orgánica:** El incremento en nutrientes en sistemas acuáticos produce una alteración de la composición y abundancia de los organismos acuáticos. La calidad del agua es una de las principales características de la integridad de los ecosistemas de marismas. Los cambios en la calidad del agua son en parte el resultado de la contaminación por abonos agrícolas, vertidos urbanos e industriales. Los nutrientes y la materia orgánica, cuando están en concentraciones excesivas tienen impactos negativos: eutrofización. Se producen pulsos de aumento de fitoplancton y perifiton pudiendo causar un descenso de la transparencia del agua. La muerte de estos organismos implica un incremento en la actividad descomponedora aerobia provocando una rápida desaparición del oxígeno disuelto en el agua. La eutrofización también produce un incremento de la actividad de bacterias anaerobias que pueden sintetizar productos tóxicos para otros organismos.

- Se produce un cambio en la composición de fitoplancton y perifiton
- Disminuye la diversidad de plantas acuáticas
- Disminuye la diversidad de invertebrados acuáticos y vertebrados (peces)

Tabla 4. Atributos ecológicos de las marismas de Entremuros.

*Table 4. Ecological attributes of Entremuros marshes.*

| INDICADORES AMBIENTALES   |  |
|---|--|
| 1. Patrones espaciales y temporales de inundación   |  |
| 2. Calidad de agua (Nutrientes, M.O., Tóxicos)  |  |
| 3. Calidad de sedimento (Nutrientes, M.O., Tóxicos)   |  |
| 4. Sedimentación/colmatación  |  |
| INDICADORES BIOLÓGICOS  |  |
| 5. Estructura y función del perifiton   |  |
| 6. Gradientes de vegetación (mosaicos): estructura y función (Acuáticas-Helófitos-Anuales-Perennes-Tarajal) |  |
| 7. Comunidades de macroinvertebrados acuáticos  |  |
| 8. Comunidades de peces (cuenca->estuario)  |  |
| 10. Comunidades de aves (alimentación-reproducción)   |  |

Tabla 5. Efectos ecológicos en las marismas de Entremuros.

*Table 5. Ecological effects in Entremuros marshes.*

| EFECTOS ECOLÓGICOS                            |                                      |
|---|--------------------------------------|
| 1. Erosión                                    | 9. diversidad vegetal                |
| 2. Colmatación                                | 10. Pérdida de comunidades vegetales |
| 3. Sucesión secuestrada                       | 11. Reducción diversidad animal      |
| 4. Eutrofización                              | 12. Pérdida o alteración del hábitat |
| 5. Alteración ciclo nutrientes                | 13. Fragmentación                    |
| 6. Bioacumulación cadenas tróficas            | 14. Invasión de exóticas             |
| 7. Alteración producción primaria             |                                      |
| 8. Alteración producción secundaria Reducción |                                      |

- Se facilita la entrada de especies exóticas
- Disminuye la producción primaria y secundaria (alteración de la complejidad de la cadena trófica)
- Se produce una alteración del ciclo de los nutrientes.

– **Incremento de carga sólida:** El incremento de la entrada en sistemas acuáticos de sólidos en suspensión produce procesos de colmatación y una alteración de la compo-

sición y abundancia de los organismos acuáticos debido a la alteración del hábitat. Los sólidos en suspensión pueden producir una disminución de la transparencia del agua, afectando el proceso fotosintético de fitoplancton, perifiton y plantas acuáticas. También puede desencadenar un proceso de colmatación acelerada, haciendo disminuir la profundidad de las zonas inundadas y homogenizando la microtopografía de la marisma, esto puede tener como resultado la pérdida de heterogeneidad espacial del sistema y por tanto afectar a la composición y abundancia de organismos acuá-

ticos. Así mismo, una rápida colmatación puede llevar hacia situaciones de retención de nutrientes en el sedimento.

- Colmatación
- Alteración del ciclo de nutrientes
- Alteración del hábitat de organismos acuáticos
- Disminución de la diversidad de organismos acuáticos
- Invasión de especies exóticas

– **Contaminación por metales pesados:** El origen de

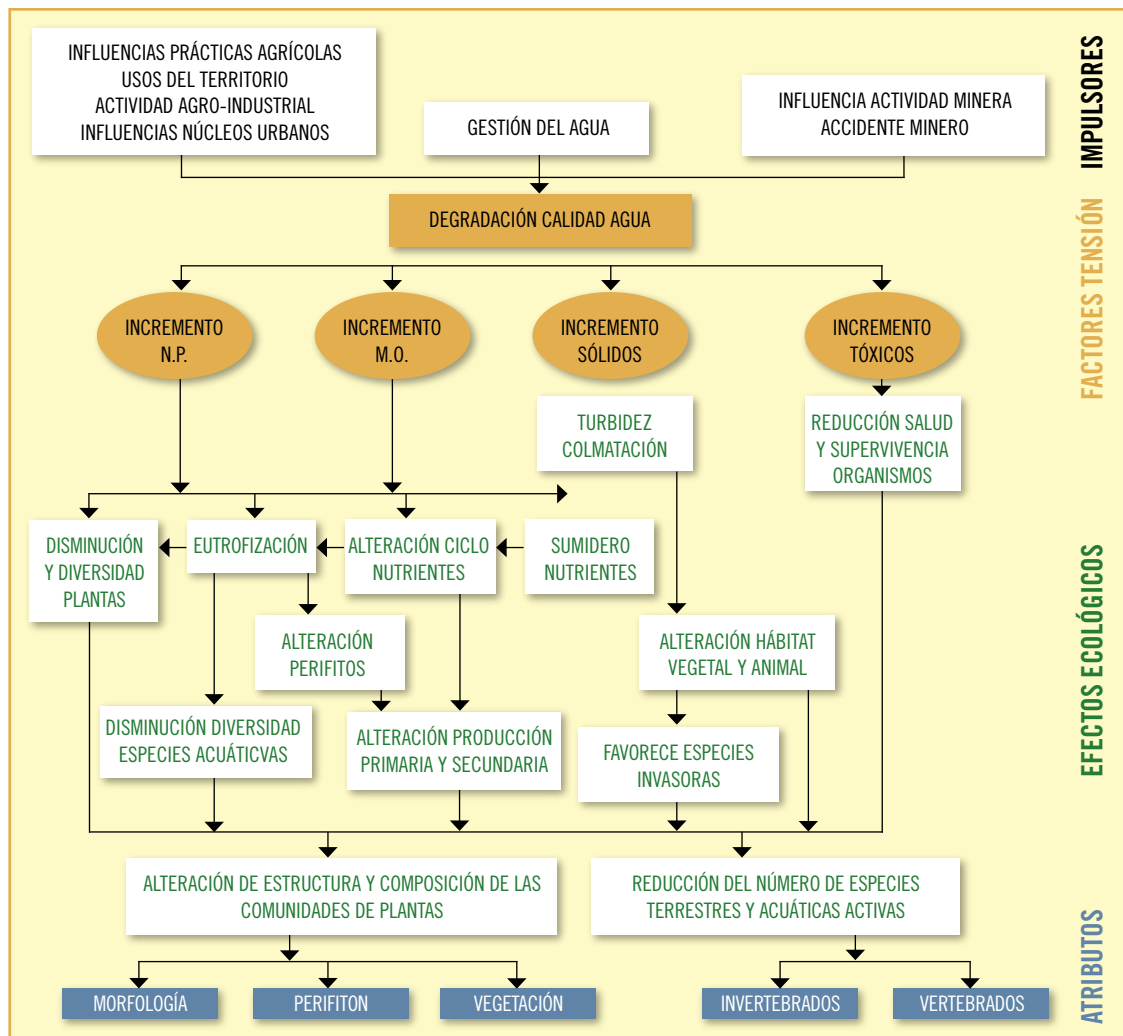


Figura 2. Diagrama del modelo ecológico conceptual para el conjunto de factores de tensión relacionados con la degradación de la calidad del agua.

Figure 2. Diagram of ecological conceptual model for the stressor related with water quality.



la contaminación está en el propio río, la zona de inundación y en la cuenca. Procede de pesticidas de síntesis utilizados en agricultura, y sobre todo de origen minero, contaminación residual del vertido de 1998. La contaminación por metales pesados reduce la salud de organismos acuáticos y terrestres y compromete la su-

pervivencia de algunas especies. Bioacumulación en las cadenas tróficas acuáticas y terrestres.

- Bioacumulación en cadenas tróficas
- Alteración de la composición perifiton
- Reducción diversidad animal

## MEDIDAS PARA EL SEGUIMIENTO

Para determinar si las medidas correctoras sobre los efectos negativos de los factores de tensión están teniendo éxito hay que establecer cuáles son los atributos y qué aspectos específicos de estos deben considerarse para su seguimiento. Esta labor debe ser realizada por cada grupo de expertos en campos específicos y debe ser sometida a consenso entre todos los grupos implicados. De esta forma se podrán coordinar las labores de

seguimiento, interpretación de resultados, análisis de la situación en cada momento y abordar la elaboración de un conjunto de propuestas que orienten las actuaciones del órgano gestor del Corredor Verde para la consecución de los objetivos propuestos. A continuación se expone la selección de indicadores para el control y seguimiento de los efectos ecológicos producidos por el factor de tensión “degradación de la calidad del agua”.

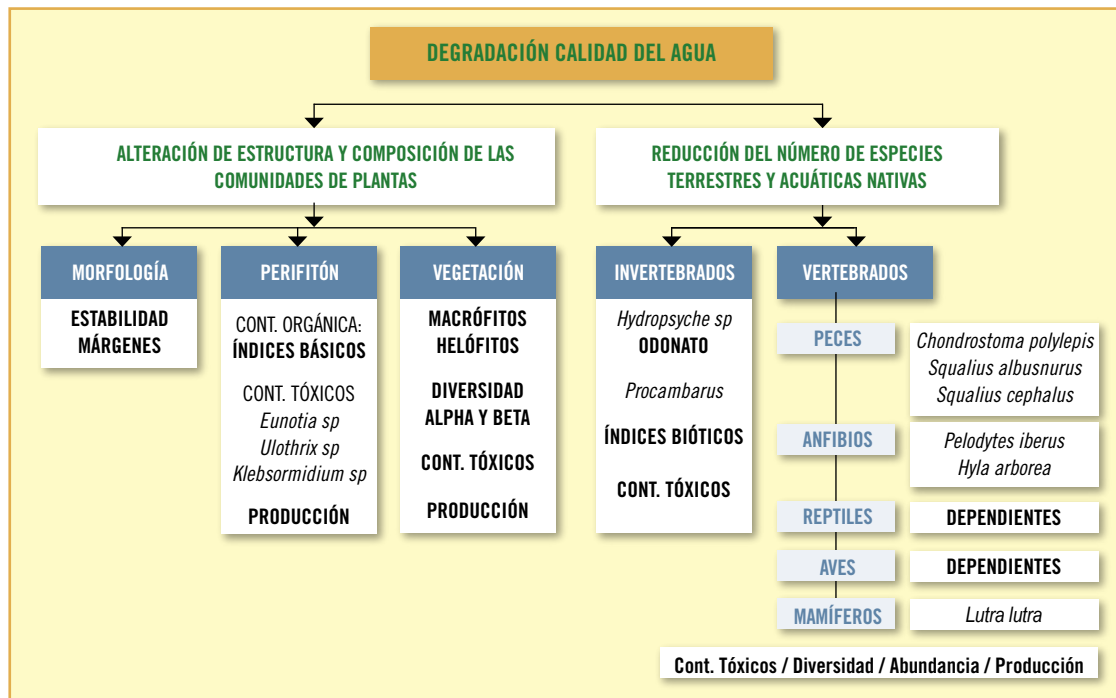


Figura 3. Propuesta de atributos para el seguimiento de los efectos ecológicos relacionados la degradación de la calidad del agua.

Figure 3. Recommended attributes for the monitoring of each ecological effect related with the degradation of water quality.

## INTEGRACIÓN DEL COMPONENTE HUMANO EN LOS MODELOS CONCEPTUALES

El modelo construido se basa en la consideración de la marisma de Entremuros como un ecosistema, que podemos definir como un sistema dinámico complejo de comunidades de plantas, animales y microorganismos y un medio abiótico, interaccionando en una unidad funcional. Según tales características se pueden establecer cuales son las funciones y características estructurales que deben definir un ecosistema íntegro y por tanto componer un marco de referencia para alcanzar los objetivos de restauración y conservación de la marisma, los ecosistemas del Corredor Verde y de la Cuenca del Guadiamar. Sin embargo, el hombre también forma parte del ecosistema, siendo en los ecosistemas mediterráneos en general y en la cuenca del Guadiamar en particular un elemento que ha determinado la evolución del paisaje, considerado éste como conjunto de ecosistemas que interaccionan. La integración del elemento humano en el ecosistema debe, por tanto, presidir cualquier aproximación que pretenda la conservación, sostenibilidad y mantenimiento de nuestro entorno. El pro-

blema que se plantea en ecosistemas humanizados (también llamados ecosociosistemas), como es el caso de todos los ecosistemas de nuestro entorno, es que el aprovechamiento de bienes y servicios se ha realizado de forma abusiva y creciente. No se ha tenido en cuenta que una de las características de los ecosistemas es que sus elementos están vinculados por interacciones, fuertes dentro del ecosistema y débiles con elementos de otros ecosistemas, de forma que la degradación de cualquier elemento o proceso afecta no sólo a otras especies o procesos, sino también a los seres humanos. La modificación de los ecosistemas implica una alteración de los servicios que prestan, y por tanto una disminución del bienestar humano. Para un manejo adecuado de los ecosistemas es necesario, por tanto, definir cuales van a ser las relaciones o vínculos utilitarios que unan las personas con los ecosistemas, considerando cuales son los valores intrínsecos de los ecosistemas que queremos mantener.

Para un manejo adecuado de los ecosistemas es necesario, por tanto, definir cuales van a ser las relaciones o vínculos utilitarios que unan las personas con los ecosistemas, considerando cuales son los valores intrínsecos de los ecosistemas que queremos mantener



Foto 3. Modificación del flujo del agua por extracciones del freático para conservación de especies. Lucio junto al Centro de Interpretación JA Valverde.

Cómo ya expusimos al inicio de este capítulo, “el SECOVER pretende dar directrices para gestionar sistemas ecológico-económicos ambientalmente sostenibles, es decir, con integridad ecológica (organización, funcionamiento, dinámica y resiliencia) y salud ecológica (flujo sostenible de bienes y servicios)”. Evidentemente, el marco de actuación de esta gestión para ser funcional debe ser el de la cuenca del Guadiamar. A nuestro juicio esta pretensión es utópica e irrealizable en las actuales circunstancias y a un plazo de tiempo corto, medio e incluso largo. Los conceptos de “conservación-desarrollo” o “desarrollo-sostenible”) son opuestos y no conjugables. Sin embargo, el que sea un objetivo utópico no debe llevar al abandono del camino para alcanzarlo. Quizás se puede realizar una planificación territorial y plantear un modelo de gestión de los recursos, capital natural, que minimice los efectos que la consecución de bienestar humano tiene para la integridad ecológica (o socio-ecológica sí se quiere) del territorio.

También es muy discutible otro de los conceptos conductores del SECOVER que establece que “los ecosistemas

del Guadamar son la base del desarrollo social y económico de la zona". Es cierto que el modo de explotación de los recursos que ofrece la cuenca del Guadamar ha sido, en gran medida, base para la situación actual de desarrollo social y económico. Pero también es cierto que el modo de explotación de los recursos ha modelado un territorio insostenible y desintegrado (en oposición a íntegro). La pregunta ahora es qué tipo de territorio (paisaje ecológico) nos queremos inventar. Evidentemente la vuelta al pasado no es posible, ni deseable. Tampoco sabemos a qué escenario del pasado nos referimos, 24 abril de 1998, hace 50 años, 100, 500, 10.000?. Creemos que ninguno de los escenarios anteriores son los adecuados, hay que mirar al futuro y diseñar nuevos ecosistemas, nuevos paisajes que soporten o tengan internalizados una alta presión de explotación, como es el caso de la interacción que produce el hombre. Esos ecosistemas calificados como "ecosistemas emergentes" (Van Andel & Aronson 2006), pueden ser diseñados en función de las características del territorio, los elementos bióticos y sus relaciones, mas los elementos regulatorios impuestos por la gestión para la obtención de servicios que permitan un bienestar humano aceptable y el mantenimiento del valor intrínseco de las especies y los ecosistemas.

Interpretamos que éste es el camino emprendido por la Administración tras el accidente de las Minas de Aznalcollar y cuyo exponente máximo es el Corredor Verde del Guadamar. No se está restaurando, sino que se están diseñando ecosistemas nuevos que funcionen, mantengan una serie de procesos, funciones y elementos estructurales de alto valor intrínseco y utilitario, capaces de hacer frente a un entorno hostil mediante una fuerte inversión para minimizar los efectos del desarrollo socioeconómico de la cuenca. En este contexto, la gestión adaptativa adoptada por el SECOVER es la mejor opción para la consecución de los objetivos propuestos. Como hemos expuesto a lo largo del documento, es necesario y útil elaborar modelos conceptuales para establecer las relaciones entre los resultados de las actuaciones humanas y su repercusión en las características funcionales y estructura-

**Hay que mirar al futuro y diseñar nuevos ecosistemas, nuevos paisajes que soporten o tengan internalizados una alta presión de explotación, como es el caso de la interacción que produce el hombre**

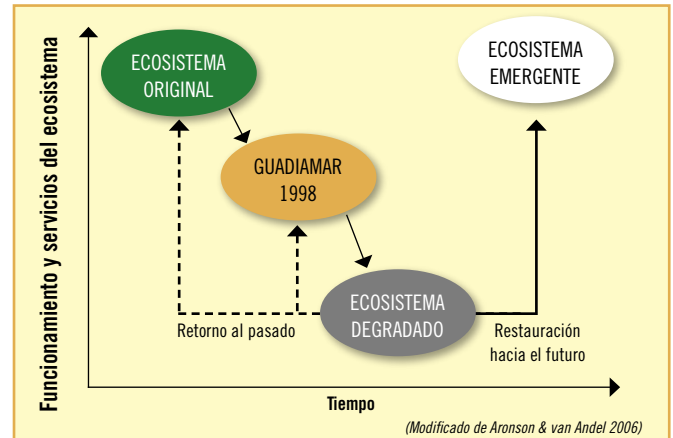


Figura 4. Ecosistemas emergentes.

Figure 4. Emerging ecosystems.

les del medio natural. De este modo es más fácil identificar la trama de relaciones entre la alteración externa de origen humano y las señales que emanan de los ecosistemas alterados. Esta aproximación puede ser también útil para establecer qué servicios del ecosistema pueden ser utilizados y en qué medida, así como para determinar cuáles son las causas de la degradación de estos servicios o las causas que impiden su recuperación. La identificación de los servicios que pueden prestar los ecosistemas del Guadamar debe ir seguida de una selección de aquellos servicios que son aprovechables por la población del entorno o visitantes, así como de una cuantificación de utilización de dichos bienes y servicios según los criterios básicos que se establezcan para la gestión del territorio (¿conservación?, ¿conservación sostenible?). Una vez identificados los servicios potenciales de los ecosistemas del Corredor Verde, el paso siguiente debe ser la detección de actuaciones de origen antrópico que contribuyan a la degradación o a la no-recuperación de dichos servicios. Las causas de la degradación de los servicios están asociadas a la degradación de los ecosistemas, por lo que los factores de tensión identificados en los modelos ecológicos conceptuales, deben ser parte de las causas de esta degradación, aunque no las únicas. Las tareas a realizar en las siguientes etapas del SECOVER deben ir orientadas hacia la elaboración de modelos conceptuales – cuantificables económicamente – de evaluación de ecosistemas, considerando que la alteración o pérdida de los servicios que prestan los ecosistemas son resultado de cambios de los mismos por intervención humana.

# Conclusiones

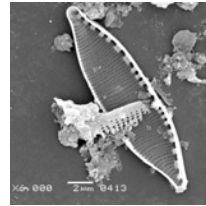
Las actuaciones de construcción de ecosistemas realizadas en el Corredor Verde del Guadiamar pueden permitir la creación de ecosistemas nuevos que funcionen, mantengan una serie de procesos, funciones y elementos estructurales de alto valor intrínseco y utilitario, capaces de hacer frente a un entorno hostil. Para ello es necesario realizar una fuerte inversión que minimice los efectos del desarrollo socioeconómico de la cuenca. Para la consecución de los objetivos propuestos por el SECOVER se hace necesario la implementación de una gestión adaptativa.

## Recomendaciones de gestión

Como hemos expuesto a lo largo del documento, es necesario y útil elaborar modelos conceptuales para establecer las relaciones entre los resultados de las actuaciones humanas y su repercusión en las características funcionales y estructurales del medio natural. De este modo es más fácil identificar la trama de relaciones entre la alteración externa de origen humano y las señales que emanan de los ecosistemas alterados. Esta aproximación puede ser también útil para establecer qué servicios del ecosistema pueden ser utilizados y en qué medida, así como para determinar cuáles son las causas de la degradación de estos servicios o las causas que impiden su recuperación.

## B I B L I O G R A F Í A

- Arenas, J.M., Montes, C., Borja, F., Martínez-Farraco, F.R. (coord.) 2003. La restauración del Río Guadiamar después del accidente minero de Aznalcollar. 159 pag. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Barber, M.C. (ed.). 1994. Environmental monitoring and assessment program indicator development strategy, EPA/620/R-94, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Resources Lab, Athens, GA.
- Cabezudo, B., Pérez Latorre, A.V. 2002. Cartografía de la Vegetación Potencial y Actual de la Cuenca del Guadiamar y del corredor ecológico como base para su restauración y Seguimiento. Departamento de Biología Vegetal. Universidad de Málaga. Proyecto de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar: PICOVER.
- De Wit, C.T. 1993. Philosophy and terminology. En: On systems analysis and simulation of ecological processes, Leffelaar, P.A. (ed.), Kluwer Academic publishers, Boston, MA, pp.3-6.
- Holling CS. 1995. What barriers? What bridges? In: Gunderson, L. H., Holling, CS and Light SS (eds.) Barriers and Bridges to Renewal of Ecosystems and Institutions. Columbia University Press, New York. 3-34.
- Huggett, R.J. 1993. Modelling the human impact on nature: systems analysis of environmental problems, Oxford University Press, NY
- Millennium Ecosystem Assessment Board. 2003. Living beyond our means. Natural assets and human well-being. Prepublication draft.
- Montes, C., Borja, F. y Arenas, J.M. 2004. Seguimiento Ecorregional del paisaje protegido del Corredor Verde del Guadiamar. SECOVER: principios, objetivos y diseño general. Documento de Trabajo SECOVER
- Montes, C., Borja, F., Arenas, J.M., Fraile, P., Moreira, J.M (coord.) 2000. Programa de investigación del Corredor Verde del Guadiamar. PICOVER 1999-2002. 180 Pág. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Noon, B.R., Spies, T.A. y Raphael, M.G. 1999. Conceptual basis for designing an effectiveness monitoring program. En: The strategy and designing of the effectiveness program for the Northwest Forest Plan, Mulder, B.S., Noon, B. R., Spies, T.A., Raphael, M.G., Palmer, C.J., Olsen, A.R., Reeves, G.H. and Welsh, H.H. Jr. (eds.), USDA For. Serv. Gen. Tech. Rept., PNW-GTR-437, Pacific Northwest Station, Portland, OR, pp. 21-48.
- Oficina Técnica Corredor Verde del Guadiamar. 2003. Diagnóstico e identificación de problemas de la cuenca del Guadiamar y establecimiento de directrices y orientaciones para una gestión integrada y sostenible. EGMASA, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Oficina Técnica Corredor Verde del Guadiamar. 2005. Seguimiento de la Calidad Ambiental en el Corredor Verde del Guadiamar. Informe de síntesis 2005. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- RECOVER (2001) Monitoring and assessment plan draft 29 March 2001. Comprehensive Everglades Restoration Plan (CERP). Florida, USA.
- RECOVER (2004) Monitoring and assessment plan January 2004. Comprehensive Everglades Restoration Plan (CERP). Florida, USA.
- Van Andel J. and Aronson, J. (eds.). 2006. Restoration Ecology. Blackwell Publishing, UK.
- VV.AA. 2003. Ecosistemas y bienestar humano: Marco para la evaluación. Resumen. World Resources Institute.



EFFECTO DEL ACCIDENTE  
MINERO EN EL PERIFITON  
DEL RÍO GUADAMAR.  
LAS ALGAS BENTÓNICAS  
COMO INDICADORAS DE  
LA CALIDAD DEL AGUA

**J. TOJA**

UNIVERSIDAD DE SEVILLA. DPTO. DE BIOLOGÍA VEGETAL Y ECOLOGÍA  
AVDA REINA MERCEDES S/N. APTDO 1095. 41080. SEVILLA

# Resumen

Este trabajo presenta el efecto que la contaminación por metales pesados ha tenido sobre el perifiton del río Guadamar y está englobado dentro de un seguimiento general de los organismos y la calidad del agua que se ha estado llevando a cabo desde el accidente de las minas de Aznalcóllar, en abril de 1998. Se pretende discernir qué factores tienen más importancia en la estructuración de la comunidad, hasta qué punto la concentración de metales ha llegado a alterarla y si hay bioacumulación de metales pesados en perifiton, así como transferencia de los mismos a otros niveles tróficos. Para ello se han contrastado las observaciones de campo con experimentación en el laboratorio, sometiendo en este caso al perifiton a distintas concentraciones de una mezcla de metales pesados (similares a las que ha sufrido el río), como único factor de alteración. Los resultados indican que las algas bioacumulan metales, que éstos afectan al desarrollo y la composición de la comunidad, y que en el río esta respuesta refleja más una adaptación a tolerar la acidez del agua que a la contaminación por metales pesados (posiblemente porque las especies más sensibles a los metales no se pueden desarrollar). Por tanto, la comunidad resultante en el río es diferente de la que se desarrolló en el laboratorio, ya que en este último sólo se seleccionaron especies en virtud de su mayor o menor tolerancia a la contaminación por metales pesados. Con experiencias de laboratorio se ha comprobado también que hay transferencia de metales desde el perifiton a los herbívoros (gasterópodos del género *Melanopsis*, aunque sólo se ha detectado biomagnificación en el caso del talio). A pesar de que la calidad del agua se mejoró, tanto en lo que se refiere a la contaminación minera como a la orgánica, esta calidad sigue siendo deficiente como lo prueban los bajos valores del índice de diatomeas IPS obtenidos en el año 2005. Solo en Gerena cumplirían los requisitos de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.

**Palabras clave:** Perifiton. Acidez. Metales pesados. Ríos. Guadamar.

## Introducción

### A N T E C E D E N T E S

**E**n el río Guadamar el vertido tóxico, las labores de limpieza y otras actuaciones realizadas, tanto en el propio cauce como en los sistemas terrestres adyacentes, modificaron sensiblemente las características fisicoquímicas del agua y de los sedimentos. Estas variaciones afectaron, lógicamente, a todas las comunidades asociadas al río. Desde el punto de vista de las comunidades acuáticas, la situación de dichas poblaciones después de una pequeña recuperación inicial se mantuvo estática durante muchos meses ya que, tanto las condiciones físicas como las químicas, no permitían una mejora sensible. Sin embargo, ya a mediados del año 2000 empezaron a producirse nuevos acontecimientos que marcaron un ligero cambio en el

río. Por una parte, empezó la retirada de las trampas de sedimentos, que habían convertido el río en toda una sucesión de pozas. Por otra parte, se realizó una nueva limpieza del cauce de la parte superior del río. Finalmente tuvieron lugar las primeras lluvias fuertes que se producían desde abril de 1998, con las consecuentes avenidas.

El río Guadamar también sufre una importante contaminación orgánica, sobre todo a partir del Puente de la Doblas. A partir del año 2000 comenzaron a funcionar depuradoras de aguas residuales en Sanlúcar la Mayor, Aznalcázar, Villamanrique y Pilas. Aunque se ha reducido esta contaminación, aun sigue siendo muy importante, lo que lleva a pensar que el funcionamiento de estas depuradoras no es óptimo.

## Abstract

Guadamar River is clearly affected by mining activities (low pH values and high heavy metals concentrations) and, consequently, the composition of the aquatic biota has changed strongly. This paper shows the effects that this pollution has had on the periphyton and is included into the control of biota and water quality which has been taking place since the Aznalcóllar mine tailings spill, in 1998. The objective is to know whether bioaccumulation of heavy metals occurs in periphyton, which is the main factor that has altered the taxonomic composition of the periphyton community and how important the role of heavy metals is. Other objective is to research the possible transference of heavy metals from periphyton to other trophic levels. To achieve this, analysis of periphyton samples taken at the river have been compared with those got in laboratory experiments in which algae from non polluted parts of the river were subjected to different heavy metals concentrations, as the only agent able to alter the community. Results indicate that bioaccumulation effects exist. Moreover, they suggest that low pH values are the most important agent algae have to react against, and heavy metals have a secondary role in this river (probably because the more sensible species at the hard metals can not develop). Therefore, the periphyton community existing at the river differs from the one got at the laboratory, because in this case the taxa selection was only in relation to their tolerance to heavy metals. The adaptation strategy followed was different in each case. Other Laboratory experience prove the heavy metal transference from the periphyton to their predators (snails of the genera *Melanopsis*), but only in the case of talio there have biomanification. Although water quality has improved, in relation to both minery and organic pollution, quality is still deficient, as the low values of the IPS diatom index indicate. Requirements of the WFD (EU Water Framework Directive) may only be met at Gerena.

*Key words:* Periphyton. Acidity. Heavy metals. River

Para controlar tanto el efecto del vertido, como la posible recuperación, se inició en julio de 1998, apenas tres meses después de producido el accidente, un programa de seguimiento que ha producido varias publicaciones (Prat et al., 1999; 2001; Solá et al., 2001; Toja et al., 2003 a y b; Martín et al., 2004).

Los tres grupos de organismos que mejor definen la calidad del agua de los ríos (sin la que es imposible que haya un buen estado ecológico) son las algas bentónicas (incluyendo a las cianofitas o cianobacterias), los macrófitos acuáticos y los macroinvertebrados. La Directiva Marco para las Políticas del Agua Europea (DMA) no atiende sólo a la calidad de las aguas, sino al estado ecológico de los ecosistemas, el cual se define como una expresión de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. La diversidad biológica total de un tramo de un río es una propie-

dad emergente del ecosistema que informa sobre la mayor o menor calidad ecológica del lugar. Es decir, es necesario estudiar esta comunidad en su conjunto.

En este artículo se reflejarán los cambios ocurridos en las comunidades de perifiton en relación con la variación de las características fisicoquímicas del agua, así como en la acumulación en esta comunidad de elementos tóxicos (Zn, Cu, Pb, Cd, Tl, As y Sb). Se utiliza el término perifiton en su acepción de algas bentónicas que se desarrollan adheridas a un sustrato (Wetzel, 1983, Iserentant, 1987, Casco, 1989).

Este capítulo resume los resultados de los trabajos llevados a cabo por una sucesión de investigadores. En la Universidad de Sevilla: Ángel Plazuelo, María Dolores Burgos, Eva Alcalá Gonzalo Martín, Isabel re-

10

yes y Tomas de Schutter. Carolina Solà de la Universitat de Barcelona llevó a cabo la determinación de los metales en agua, sedimentos y organismos. El seguimiento desde el accidente fue codirigido por el Dr. Narcis Prat y por la autora de este capítulo.

En el campo coexisten diversos factores (pH, concentración de metales, velocidad de corriente) que afectan a la estructura y composición taxonómica de las comunidades acuáticas. Además, los análisis de metales realizados en las muestras tomadas en el río no permiten

diferenciar qué parte de estos metales está incorporada a la biomasa y qué parte corresponde a partículas de pirita acompañantes. Por esta razón se ha experimentado en el laboratorio con un doble objetivo: determinar si hay bioacumulación de metales por parte de las algas y ver el efecto que la concentración por sí sola tiene en la composición del perifiton. También se han realizado experimentos para ver si los tóxicos se transmiten al nivel de los herbívoros. Los resultados obtenidos con estas experiencias también se recogen en este artículo (Toja et al., 2003b; Martín et al., 2004).

## L A S A L G A S B E N T Ó N I C A S

Las algas bentónicas (es decir, las que crecen asociadas a un sustrato en el fondo de los ecosistemas acuáticos), son organismos fotosintéticos que, a pesar de su pequeño tamaño, son los principales responsables de la síntesis de materia orgánica en los ríos. Este grupo engloba a una gran diversidad de especies pertenecientes a distintos grupos taxonómicos, cuyo tamaño oscila entre menos de 2 micrómetros, hasta colonias filamentosas de varios centímetros de longitud. En todo caso, para su identificación se precisa su observación al microscopio. Pueden desarrollarse sobre las piedras, sobre restos de madera, sobre la vegetación (p.e.: carrizos, eneas, juncos) y sobre el sedimento fino (arenas, limos y arcillas). Los principales grupos en los ríos andaluces son las Cianofitas o Cianobacterias (sus células no tienen núcleo como las bacterias, pero tienen clorofila como las plantas), Diatomeas y Clorofitas (que son los ancestros de las plantas superiores).

### Valor indicador de las algas bentónicas

La calidad del agua es una de las variables que influyen en la mayor o menor diversidad del perifiton de los ríos, pero no es la única. La heterogeneidad espacial en cada tramo, en lo que se refiere a diferencias de velocidad, tipo de sustrato, existencia o no de vegetación etc, determinan la mayor o menor riqueza de esta comunidad.

Las variaciones, tanto estacionales como anuales, de las

condiciones ambientales determinan fluctuaciones en las poblaciones de estas algas, cuyo desarrollo depende de la temperatura, la intensidad luminosa, las características hidrodinámicas y las características fisicoquímicas de las aguas. Cada tramo de río, según sus condiciones naturales, tiene una flora algal determinada. Cualquier tipo de perturbación, como el constituido por contaminaciones de diverso tipo, lleva a un cambio en esta composición que, en general, se traduce en la desaparición de muchas de las especies propias, que son sustituidas por especies mucho más tolerantes. A partir de la composición de la comunidad del perifiton se pueden calcular índices bióticos que informan de la calidad del agua.

Si la contaminación es tóxica (como ha ocurrido en el río Guadiamar) además hay un descenso en la producción primaria. Por el contrario, si la contaminación es orgánica o por los abonos de la agricultura, la producción aumenta. Por lo tanto, los desplazamientos de la biomasa por encima o por debajo de lo que hay en condiciones naturales, también puede ser un indicador de la calidad del agua.

**Las algas bentónicas (es decir, las que crecen asociadas a un sustrato en el fondo de los ecosistemas acuáticos), son organismos fotosintéticos que, a pesar de su pequeño tamaño, son los principales responsables de la síntesis de materia orgánica en los ríos**



### Índices basados en diatomeas

Dentro de la comunidad algal, las diatomeas son un grupo que forma parte importante de la microflore tanto fitoplanctónica como fitobentónica de los ecosistemas acuáticos. Dada su gran diversidad, su carácter cosmopolita y la gran sensibilidad a la contaminación de algunas especies, las diatomeas son, de entre los indicadores vegetales utilizados, uno de los grupos más idóneos para la elaboración de Índices de Calidad de Agua. Estos índices tienen amplia utilización en Europa.

Desde los años 80, varios países europeos han utilizado a las diatomeas para determinar la calidad de las aguas de sus ríos, creándose grupos de trabajo que han hecho verdaderos esfuerzos para mejorar la calidad de los métodos de muestreo, las claves de determinación de las especies, el cálculo de índices y el software de apoyo. Prygel et al. (1999) describen y evalúan muchos de estos índices. Las algas han encontrado su lugar como herramienta para la biomonitorización de la contaminación de las aguas, ofreciendo algunas ventajas frente al uso de macroinvertebrados. Los índices desarrollados con estos últimos, generalmente, están enfocados, para detectar contaminaciones orgánicas, ya que dependen de la mayor o menor tolerancia de las especies al déficit de oxígeno. Las microalgas se consideran útiles para la detección y seguimiento de presiones debidas a: 1) eutrofización; 2) incrementos de materia orgánica; 3) salinidad y 4) acidificación.

Las microalgas son productores primarios y, como tales,

responden a las variaciones en nutrientes (especialmente fósforo) en el agua. Algunas pueden comportarse también como organismos heterótrofos (sobre todo muchas cianobacterias y euglenales) en aguas con fuerte carga orgánica. Las comunidades de microalgas bentónicas responden al aumento de nutrientes y al de materia orgánica con cambios en su composición (que en muchos casos supone un descenso de la diversidad) y con aumento de la biomasa. De esta forma, cuando la masa de agua se eutrofiza los sustratos aparecen cubiertos con una pátina verde o parda de algas, según el grupo de algas que predomine.

La acidificación, generalmente, no es problema en el conjunto de España donde, normalmente, las aguas están bien tamponadas. Pero si puede serlo en algunas zonas de Andalucía, sobre todo en los ríos de la Franja Pirítica de Sierra Morena. Este es el caso del río Guadamar, el cual ha sufrido los efectos de la actividad minera de Aznalcóllar, agudizados por la rotura de la balsa en 1998 y, aunque no entre a formar parte de este trabajo, es paradigmático el ejemplo del río Tinto.

También son relativamente importantes en Andalucía los ríos salados (Guadaira, Salado, Saladillo, etc.). Y, lógicamente, son saladas las aguas de los tramos estuarinos de los ríos. Estos ríos, de forma natural tienen especies halófilas. La aparición de éstas en otros tramos de ríos indicaría una contaminación salina.

Las diatomeas son el grupo más diverso de microalgas bentónicas de los ríos, suelen constituir entre el 80 y el 90% de la comunidad del perifiton. Son cosmopolitas y, para muchas de las especies, son bastante conocidos sus requerimientos ecológicos y, además, son los mismos en diferentes regiones geográficas. Tienen la ventaja adicional de la buena manipulación y conservación de las muestras debidas, en parte, a su esqueleto silíceo (frústulo) de elevada resistencia y cuyas características morfológicas son la base de la identificación de las especies. Los frústulos constan de dos valvas que pueden ser iguales o distintas, como es el caso de *Planothidium frequentissimum* (Figura 1).

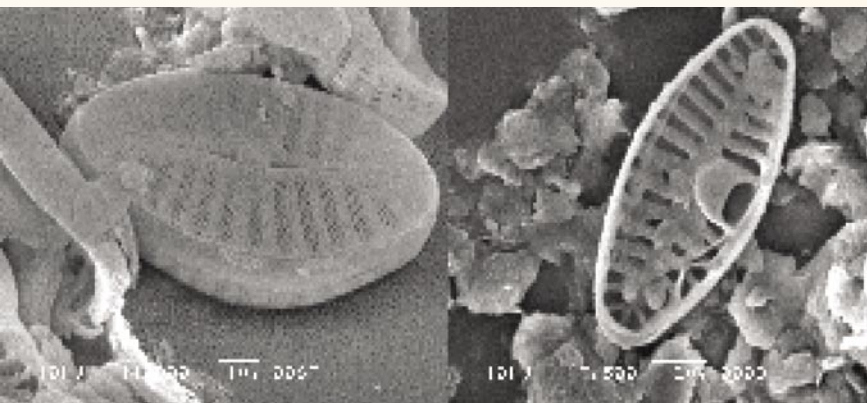


Figura 1. Fotografía al microscopio electrónico de barrido de una diatomea mostrando la decoración de las 2 valvas de *Planothidium frequentissimum*. Foto: G. Martín.

Figure 1. SEM photograph of a diatom showing the decoration of the two valves of *Planothidium frequentissimum*. Photo: G. Martín.

## EXPERIENCIAS DE CAMPO

En un principio se seleccionaron 8 puntos de muestreo (Figura 2) de los que dos: el 1 (zona fluvial) y el 8 (zona marismiega) se han utilizado como referencia o control por no haber estado afectados por el vertido tóxico. En el tramo superior (puntos 1 a 3), la contaminación predominante es la minera, mientras que en el resto de los puntos hay una contaminación orgánica que en gran medida ha enmascarado el efecto del vertido tóxico. La frecuencia de muestreo ha sido variable a lo largo del periodo de estudio, siendo cada 6 semanas en 1998 y 1999, cada 3 meses en 2000 y cada 6 meses desde 2001 a 2005. En los últimos años se han estudiado puntos intermedios.

Para el estudio del perifiton se recolectaron sustratos naturales (básicamente piedras) colonizados, siempre en zona de corriente, si bien en las zonas bajas -debido a la granulometría del sustrato y las características del cauce- se muestrearon otros sustratos, como macrófitos o sedimentos, o bien se instalaron sustratos artificiales (ladrillos o tejas). En cada punto se recogieron muestras para distintos tipos de análisis: 1) Análisis de pigmentos fotosintéticos como estima de la biomasa; 2) Identificación y recuento de especies; 3) Análisis de metales. Para cada uno de estos análisis se tomaron varias piedras al azar con una superficie total media de aproximadamente 100 cm<sup>2</sup>. A partir del año 2005 se tomaron también muestras específicas para la elaboración de índices bióticos. Los procedimientos de muestreo y análisis se adecuaron a las normas y pre-normas europeas del European Committee for Standardization, 2003, 2004 y CEN ITC 230 EN 13946:2003 y PsEN 14407: febrero 2004. Estas normas están incluidas en la legislación española como Normas Españolas (AENOR, 2004, 2005).

Para el análisis de pigmentos fotosintéticos si las piedras eran pequeñas los sustratos se introducían en metanol, directamente en el campo. Si eran piedras grandes se raspaba (con cepillo de dientes) una superficie conocida. El material recogido se introducía también en metanol. La extracción se realizaba en oscuridad y a 4°C durante 24 horas. La concentración de clorofila a se ha calculado por la fórmula de Talling & Driver (Vollenweider, 1969). Con los datos de la concentración de clorofila se ha elaborado un índice de estado trófico (IET) según la expresión:  $IET = 100/\text{Log}[\text{clorofila}]$ .

Para la identificación y recuento de las especies de perifiton, los sustratos se introdujeron en formol al 4%. En el laboratorio el sustrato se raspó y el material recogido se guardó en formol al 4%, separándolo en dos alícuotas,



Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en los ríos Agrio y Guadamar.

Figure 2. Location of sampling stations on Agrio and Guadamar rivers.

una para la identificación de las especies y otra para el recuento utilizando la técnica Utermöhl (1958). A partir de estos recuentos se determinó la abundancia relativa de cada una de las especies.

Para el análisis de metales pesados, los sustratos se introdujeron en agua MilliQ, conservándose en frío. El raspado de los sustratos se realizó utilizando material previamente lavado con ácido nítrico para eliminar posibles restos de metales en él. Posteriormente, la suspensión en agua MilliQ obtenida se filtró en nitrato de celulosa WHATMAN de 0,45  $\mu\text{m}$  de poro, congelando y liofilizando posteriormente los filtros. Las muestras biológicas liofilizadas se digirieron en recipientes cerrados (reactores de presión "Savillex", mod 561 2R) con 1,5 ml de  $\text{HNO}_3$  y 0,4 ml de  $\text{H}_2\text{O}_2$  a 90°C durante 6 horas, diluyendo el resultado en 3 ml de agua bidestilada. El mismo procedimiento se realizó al material de referencia adecuado. El análisis de metales se realizó por espectrometría de Masas de Plasma, acoplado inductivamente (espectrómetro IOP-MS Perkin-Elmer modelo Elam-6000), utilizando Rh como estándar interno. Todo el material utilizado en el tratamiento de las muestras para el análisis de metales

fue previamente lavado con  $\text{HNO}_3$  al 10% y enjuagado varias veces con agua bidestilada.

Los elementos que contaminaron básicamente el Guadamar y el Agrio, como efecto del accidente minero, fueron Zn, Cu, Pb, Cd, Tl, As y Sb, por lo que son los que se han analizado en las muestras. Entre ellos hay dos (Sb y As) que son no metales (metaloideos), aunque de forma general se hablará de metales pesados. Los datos, obtenidos en las primaveras de 2004 y 2005, correspondientes a la composición del perifiton de las distintas estaciones se sometieron a un análisis MDS (MultiDimensional Scaling Analysis).

Existen varios índices biológicos que utilizan diatomeas para la clasificación de la calidad del agua de ríos, que se pueden calcular con el programa OMNDIA, con el que, para este trabajo se ha calculado el IPS (Índice de Plurisensibilidad Específica) es el que mejor resultado está dando en ríos de la Península Ibérica. El índice, como propone la DMA, integra 5 posibles calidades del agua que quedan reflejadas en mapas por colores. Sólo son admisibles las calidades Muy Buena y Buena.

## EXPERIENCIAS DE LABORATORIO

Se han realizado dos experimentos, uno para confirmar la bioacumulación de contaminantes por el perifiton y otro para investigar el posible paso de metales del perifiton a sus depredadores (caracoles).

En ambos se ha procurado reproducir las condiciones naturales del río. Para ello se han utilizado comunidades de perifiton naturales desarrolladas en la estación 1 (Gerena) sobre sustratos consistentes en tiras esmeriladas de plástico transparente, que se mantuvieron en el río 4 semanas y también caracoles del género *Melanopsis* capturados en esta estación de muestreo.

Se utilizó agua procedente también de Gerena, previamente filtrada con filtros WATMAN GF/C, como base del

medio de cultivo. Los experimentos se realizaron en una serie de pequeños canales o "microcosmos" (50 cm de largo, 10 de ancho y una lámina de agua de 2 cm) haciendo pasar el agua por ellos en flujo continuo de 0,4 litros/hora, similar al que se encuentra en las pozas del río, donde se colocaron los sustratos colonizables por el perifiton. La temperatura se mantuvo entre 20 y 23°C y la intensidad de luz fue de 100  $\mu\text{E}$  y el fotoperiodo de 12 horas luz/12 horas oscuridad. El crecimiento del perifiton se determinó por la medida de la clorofila a, tomando submuestras cada 3 días. Para la identificación de las especies y el contenido en metales pesados se tomaron muestras regularmente, utilizando la misma metodología seguida para las muestras de campo. Los diseños concretos de cada experimento se describen en los respectivos apartados.

# RESULTADOS

## ¿QUÉ OCURRIÓ EN EL RÍO INMEDIATAMENTE DESPUÉS DEL ACCIDENTE MINERO?

Al cubrirse todo el cauce con piritas, lógicamente todas las comunidades de perifiton (al igual que del resto de organismos acuáticos) desaparecieron (Prats et al., 1999). Sin embargo, a los pocos días, al dejar de llegar agua del Agrio y llegar sólo del Guadiamar, todos los sedimentos se cubrieron con un tapiz de un alga clorofita filamentosa (*Stigeoclonium protensum*), que ha resultado ser muy tolerante a este tipo de contaminación. Su actividad, por lo menos durante el día, contribuía a neutralizar el pH.

Todo esto, lógicamente, se truncó al comenzar las labores de limpieza, de forma que se fueron sucediendo sucesivos crecimientos de algas bentónicas, muy cambiantes en función de los distintos efectos de estas labores, bien llevándose la comunidad al retirar sedien-

tos o, bien destruyendo las comunidades por limitación de luz por la turbidez que llevaban las aguas. Es decir, durante casi un año con posterioridad al vertido, se fueron destruyendo comunidades e iniciándose nuevas sucesiones, aunque *Stigeoclonium protensum* era siempre una de las especies dominantes cuando el agua tenía un pH relativamente neutro y algunas diatomeas y otras clorofitas filamentosas (*Klebsormidium sp*) cuando el pH era ácido. Hay que tener en cuenta que las algas se reproducen con gran rapidez y las comunidades se estabilizan aproximadamente en un mes. De ahí que cada vez que se iba a muestrear se pudiera encontrar una comunidad de algas distinta (Martín et al., 2004).

La cantidad de metales aparentemente incorporada en

la biomasa de algas era significativamente mucho mayor en los tramos contaminados que en los tramos control (Figura 3). Pero la imposibilidad de separar a las algas de las partículas de pirita depositadas sobre ellas, planteaba la duda de si realmente los metales se habían incorporado a la biomasa (y, por lo tanto, habían entrado en la cadena trófica) o no. Para dilucidarlo se llevó a cabo el primer experimento, que se describe aparte.

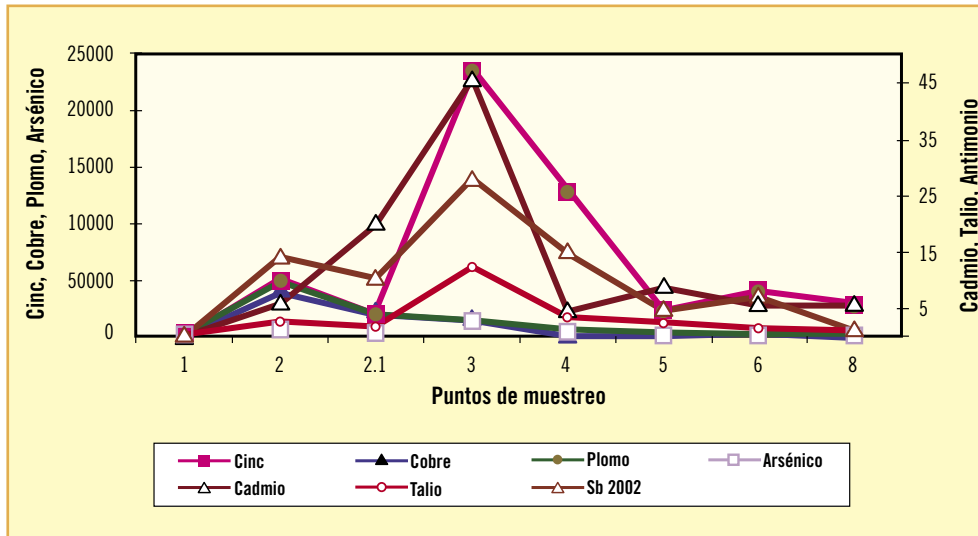


Figura 3. Concentración de metales (en µg/g de peso seco) en las muestras de perifiton. Valores medios año 1999.

Figure 3. Metal concentrations (µg/g DW), in periphyton samples. Average values, 1999 year.

## ¿CÓMO EVOLUCIONÓ DESPUÉS EL RÍO?

En la figura 4 pueden verse las diferencias entre los años 1998 y 2005 de diversas variables fisicoquímicas indicadoras de los dos tipos de contaminación (minera y orgánica) que ha sufrido (y aún sufre) el río. Como puede observarse, aunque el río ha mejorado en ambos aspectos, sigue contaminado, si bien la reducción de la contaminación minera ha sido, proporcionalmente, mayor que la orgánica.

Los cambios en la calidad del agua se han traducido en estas modificaciones de la densidad y composición de las comunidades de algas. Además, el contenido de metales en el perifiton ha ido disminuyendo paralelamente a su reducción tanto en el agua como en los sedimentos. En el año 2002 (el último en que se hicieron estas medidas), salvo en el curso bajo (Entremuros), aun se observaban en el perifiton concentraciones de contaminantes significativamente mayores que en las zonas de control, especialmente en el tramo comprendido entre la confluencia del Agrio con el Guadamar y la estación de aforo de El Guijo. En esta zona, en el agua seguía habiendo concentraciones relativamente altas de tóxicos. En el resto del río, los valores se asemejaban a los anteriores al vertido. Sin embargo, en el sedimento aunque la concentración de metales había disminuido mucho, aún seguían quedando restos de piritas y, por lo tanto, se detectaban contenidos en metales en el perifiton varias veces superiores los registrados en la estación de control (Figura 5, página siguiente).

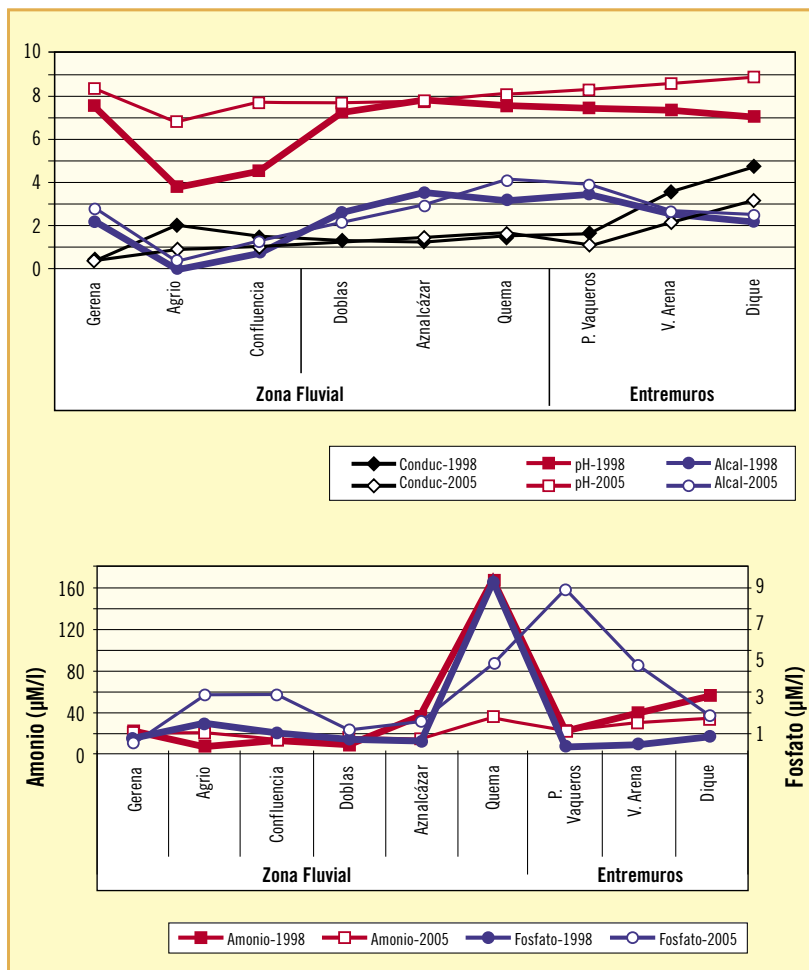


Figura 4. Comparación entre 1998 y 2005 de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de contaminación (minera arriba y orgánica abajo).

Figure 4. Comparison of several physical and chemical variables, indicators of two type of pollution (metal and organic matter), between 1998 and 2005 years at the Guadamar river.

El perifiton también fue cambiando en su composición, aunque siempre fue diferente la comunidad que se desarrollaba entre El Agrio y El Guijo, en los últimos años las diferencias parecían deberse más que a la toxicidad de los metales (ya reducida) a la acidez del agua. También puede

achacarse a que las especies más sensibles a los metales no se pueden desarrollar. De todas formas, hay que tener en cuenta que este río se encuentra enclavado en la faja pirítica, por lo que de forma natural hay una cantidad de metales pesados superior a la de otros ríos de Andalucía situados sobre litologías diferentes. De ahí que las especies que se desarrollan aquí son aquellas que tienen una cierta tolerancia a estos elementos químicos.

El punto control (Gerena) está caracterizado durante el periodo de avenida por diatomeas: *Achnanthydium minutissimum* y *Gomphoneis olivacea* principalmente pero, también en mayor o menor medida según el año, *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira varians*, algunas *Ulnaria* (*U. ulna*, *U. acus*), *Cocconeis placentula* y varias especies de los géneros *Navicula* (*N. cryptocephala*, *N. decussis*), *Cymbella* (*C. amphicephala*, *C. ventricosa*, *C. caespitosa*, *C. helvetica*, *C. affinis*), *Gomphonema* (*G. angustatum*, *G. constrictum*) y *Nitzschia* (*N. palea*, *N. sinuata*, *N. hungarica*). En el estiaje dominan Cianofitas representadas mayoritariamente por *Oscillatoria sp*, *Calothrix sp* y *Synechococcus sp*. El punto 2 (río Agrio

aguas abajo de la balsa rota) es el que más ha sufrido la acción de la mina. Las especies más características de la zona son *Klebsormidium sp*, *Ulothrix sp*, *Mougeotia sp* y varias diatomeas: *Achnanthydium minutissimum*, *Eunotia exigua*, *Nitzschia palea* y *Naviculáceas* (*Pinnularia biceps* y *Navicula sp* sobre todo). En función del año y la estación las proporciones de estas taxa han variado mucho aunque, como norma general, las clorofitas filamentosas han significado gran parte de la biomasa. El punto 2.1 (confluencia) presenta en su mayor parte diatomeas. Se han observado desarrollos masivos de filamentosas (*Ulothrix sp*, *Klebsormidium sp* y *Mougeotia sp*) en buena parte de los casos, principalmente en estiaje. Estos desarrollos han aportado mucha biomasa y clorofila al sistema, aunque la observación al microscopio revelaba mayor efectivo numérico poblacional de otras especies (principalmente *Achnanthydium minutissimum*, *Eunotia exigua*, *Navicula spp*, *Pinnularia biceps*, *Nitzschia palea* y *Surirella ovata*). En el punto 3 (Las Doblas) *Stigeoclonium protensum* sustituye a las filamentosas encontradas aguas arriba. Esta especie, que fue la primera que colonizó esta zona del

río tras el accidente (Prats et al., 1999), es la que más biomasa llega a aportar y aparece acompañada por diversas diatomeas (*Achnanthydium minutissimum*, *Surirella ovata*, *Nitzschia palea* y, en menor medida, *Navicula spp* y *Gomphonema angustatum*).

A lo largo de todo el estudio, la contaminación orgánica ha hecho que, a partir del puente de las Doblas (Punto 3), se enmascararan los efectos del vertido tóxico, tanto en lo que se refiere a biomasa como a composición de las comunidades, de forma que las especies dominantes hayan sido las indicadoras de contaminación orgánica.

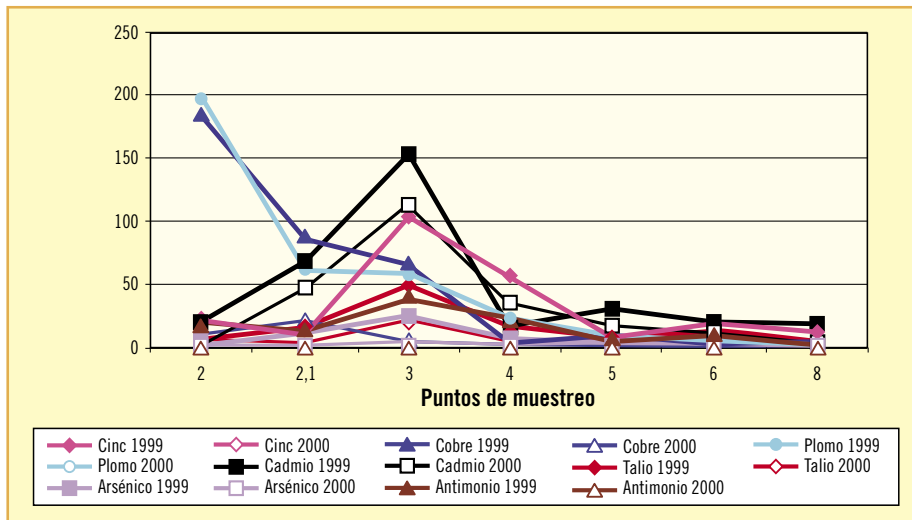


Figura 5. Relación entre el contenido en metales en el perifiton de las distintas zonas afectadas por el vertido con el registrado en el control (Punto 1: Gerena), en 1999 y en 2002.

Figure 5. Relationship between the metal content of the periphyton from different sites affected by the toxic dumping and that from the control sampling station (Site 1: Gerena), in 1999 and in 2002.

## EXPERIMENTOS

### PRIMER EXPERIMENTO: ¿HUBO REALMENTE INCORPORACIÓN DE METALES EN LA COMUNIDAD ALGAL?

Para contestar a esta pregunta se colocaron 5 tiras colonizadas por perifiton en cada uno de los 4 canales utilizados. Se enriqueció el agua de Gerena con nutrientes (compuestos de nitrógeno y fósforo) hasta alcanzar concentraciones similares a las máximas que de los mismos se habían detectado en el río a lo largo del estudio. Uno de los canales se utilizó como control, sin adición de metales y a los demás se les añadió una mezcla de los elementos considerados en este estudio (Zn, Cu, Pb, Cd, Tl, As, Sb) hasta alcanzar concentraciones que, aproximadamente, fueran similares a las mínima (E1), media (E2) y máxima (E3), detectadas para cada metal en el agua del río (Figura 6). El control del crecimiento del perifiton se realizó mediante el análisis de la concentración de clorofila como estima de la biomasa, tomando submuestras de las tiras cada 10 días. Para el análisis de metales se tomaron también submuestras con idéntica periodicidad. La metodología utilizada fue la misma seguida para las muestras de campo.

En la Figura 7 se resumen los resultados obtenidos. Se confirmó como, realmente, hubo incorporación de metales en la biomasa y que esta incorporación era proporcional a la concentración de metales que había en el agua. También se comprobó el efecto tóxico de estos metales en el desarrollo de la comunidad de perifiton, ya que en los canales tratados se registró una reducción en la bioma-

Figura 7. Resultados obtenidos al final del experimento. La primera barra (en verde) indica, la concentración de clorofila en cada uno de los tratamientos. Las demás barras corresponden a la relación existente entre la concentración de cada uno de los metales en cada y la concentración en el control.

Figure 67 Results obtained at the end of the experiment. The first column (green) indicate the chlorophyll concentration in each treatment. The other columns represent the relationship between the concentration of each metal in each treatment and the metal concentration in the control.

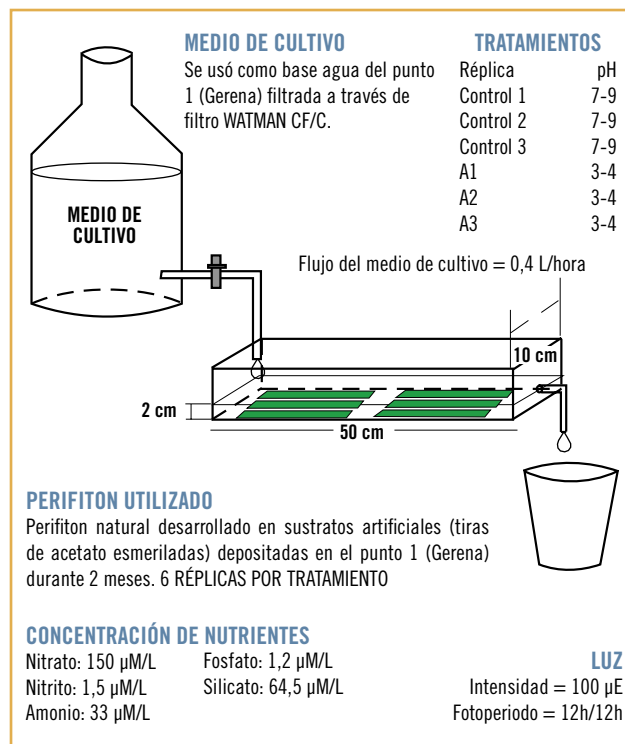
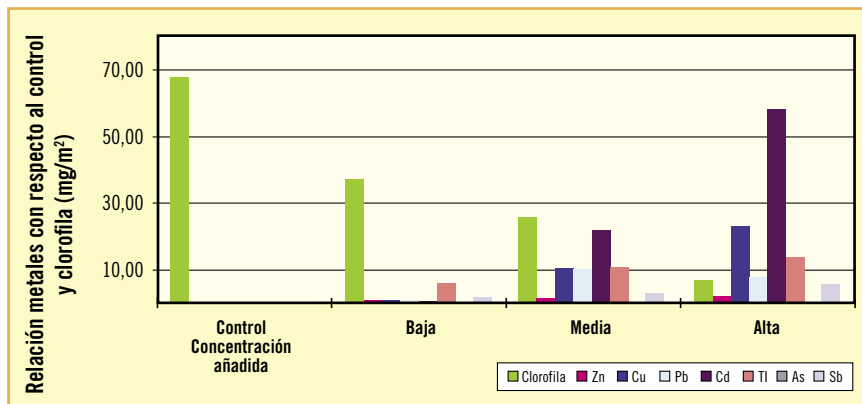


Figura 6. Diseño experimental para investigar la bioacumulación de metales en el perifiton.

Figure 6. Experimental design to test, metal bioaccumulation in the periphyton biomass.



sa de algas (estimada a partir de la concentración de clorofila).

Aunque todos los elementos se incorporaban en la biomasa en cantidades tanto mayores cuanto mayor fuera la concentración que había en el agua, la bioacumulación fue mayor en unos que en otros. Por ejemplo, talio,

cobre, plomo y, sobre todo, cadmio entre los metales y antimonio entre los no metales, experimentan grandes incrementos, sin embargo, zinc y arsénico, se magnificaron mucho menos. En el caso de que el agua llevara concentraciones bajas (como son las que han quedado actualmente en la mayor parte del río), sólo el talio y el antimonio manifestaron una acumulación importante.

## SEGUNDO EXPERIMENTO: ¿SE TRANSMITEN LOS METALES DESDE EL PERIFITON A OTROS NIVELES TÓXICOS?

En la figura 8 se muestra el diseño experimental seguido: 10 tiras de acetato colonizadas por perifiton se colocaron en cada uno de los canales. Dos de ellos se alimentaron con agua de Gerena enriquecida con nutrientes (Control), otros 4 se alimentaron con esta misma agua de cultivo a la que se añadió la mezcla de metales para conseguir en 2 de ellos (T1) una concentración similar a la media detectada en el río (Alta) y en otros 2 (T2) una concentración similar a la mitad de la media (Intermedia). Al cabo de 21 días de aclimatación del perifiton, se añadieron a cada canal 10 ejemplares de tamaño similar del caracol *Melanopsis sp*, capturados en la estación de Gerena y mantenidos durante unos días sin alimento para purgarlos. Posteriormente se mantuvieron alimentándose con el perifiton durante 20 días.

En la figura 9 se muestran algunos resultados de este experimento. Se comprueba que hay transferencia desde el perifiton a sus depredadores, ya que los caracoles acumulan metales en su biomasa proporcionalmente a la concentración en el agua (y, por lo tanto, en el perifiton) y, además, esta acumulación prosigue en el tiempo.

A pesar de que todos los elementos se acumulen, el comportamiento es diferente se-

gún que éste sea esencial o no para el metabolismo (de Schutter, 2002; Martín et al., 2004). En el caso de los metales esenciales (Zn, Cu) y alguno de los no esenciales (Cd) para que empiecen a acumularse tiene que haber un cierto umbral de metales pesados en el alimento (perifiton). Esto sugiere que los caracoles tienen algún mecanismo de detoxificación. Sin embargo, los otros meta-

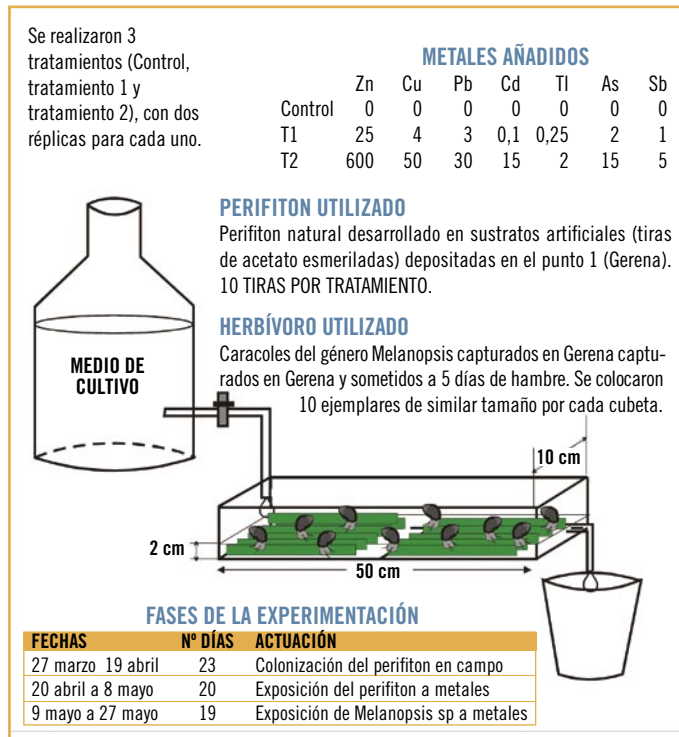


Figura 8. Diseño experimental para investigar la transferencia de metales del perifiton a los caracoles.

Figure 8. Experimental design to test, metal transference from periphyton to the snails.



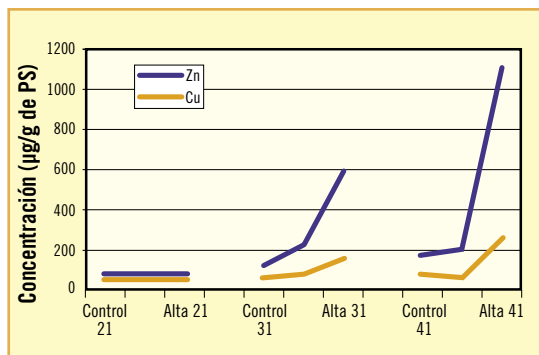


Figura 9. Concentración de metales (en µg/g de peso seco) en *Melanopsis sp.*, en cada uno de los tratamientos desde que se colocaron los canales.

*Figure 9. Metal concentration (µg/g DW) in Melanopsis sp., in each treatment since the snails were introduced in the canals.*

les no esenciales (Pb, Tl) se acumulan sea cual sea la concentración que hay en el alimento. En el caso de los no metales (As, Sb), no se observan diferencias entre los distintos tratamientos.

Se han descrito muchas situaciones de biomagnificación de metales pesados en los niveles tróficos superiores, es decir, es mayor la concentración en los herbívoros (en es-

Tabla 1. Factor de multiplicación del contenido de elementos en el perifiton con respecto a *Melanopsis sp.* Los valores inferiores a 1 indican biomagnificación.

*Table 1. Factor of multiplication of the content of elements in the perifiton with regard to Melanopsis sp. The lower values than 1 indicate biomagnification*

|         | Zn   | Cu  | Pb   | Cd | Tl  | As | Sb   |
|---------|------|-----|------|----|-----|----|------|
| Control | 51.1 | 1   | 7.3  | 1  | 0   | 1  | 21.8 |
| T1      | 38.2 | 2.5 | 97.4 | 39 | 0.3 |    |      |

te trabajo caracoles) que en su alimento (en este caso perifiton). En este experimento sólo se ha detectado biomagnificación en el caso del talio. Puede ser que esto se deba a la corta duración del experimento, ya que no hay elementos de juicio para corroborarlo. Lo que si es cierto es que en las muestras de campo no se ha observado biomagnificación en ningún caso de los herbívoros analizados, aunque esto puede deberse a varias causas: puede estar enmascarada por el efecto del material inerte (piritas) que hay en las muestras del río, pues los herbívoros analizados en el campo no eran caracoles (Prat et al., 1999; Solà et al., 2004). Además, en las zonas más cercanas a la mina, y, por lo tanto con mayor concentración de nutrientes, no ha habido caracoles durante varios años, probablemente porque la acidez del agua impedía la calcificación de las conchas.

## ¿COMO ESTÁ ACTUALMENTE EL RÍO?

Como se puede ver en la figura 4, la calidad del agua en 2005 era mejor que en 1998, tanto en lo que se refiere a la contaminación minera, como a la orgánica (han empezado a funcionar algunas depuradoras de aguas residuales). Sin embargo, esta calidad sigue siendo deficiente, como lo reflejan las comunidades de algas que se desarrollaban en distintos tramos de la cuenca del Guadamar en el año 2005.

En la figura 10 (página siguiente) se representan los resultados de los análisis MDS realizados con los datos del perifiton. En el primer análisis se utilizaron los datos de presen-

cia-ausencia de todas las especies encontradas. Aunque, cuando en este caso no se han utilizado datos cuantitativos, se observa una clara diferenciación de los tramos de la cuenca situados aguas arriba de la influencia de la mina con respecto a los demás. En el caso de éstos, aunque hay una cierta segregación entre los que sólo tienen contaminación minera de los demás, ésta no es nítida, ya que puede haber especies de algas que tienen cierta tolerancia a los dos tipos de contaminación, por lo que están presentes en todos los tramos afectados. En el segundo análisis, si se utilizaron datos cuantitativos, pero sólo de las diatomeas y, como puede verse, en este caso sí se diferencian perfec-

10

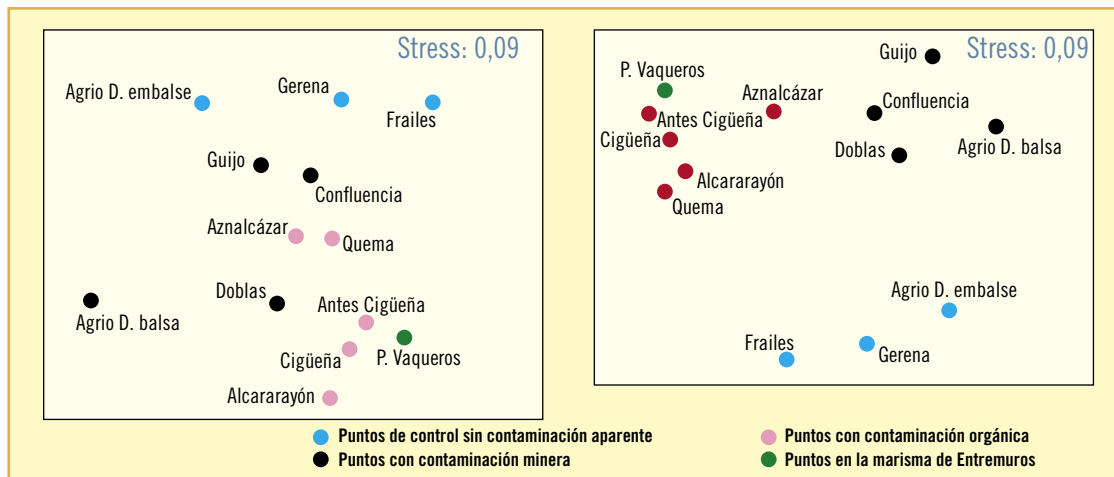


Figura 10. Ordenación según un análisis multifactorial MDS de las estaciones de muestreo en función de los datos de presencia/ausencia de todas las algas del perifiton (izquierda) y a la abundancia relativa de las diatomeas epilíticas (derecha).

Figure 10. Multifactorial MDS analysis. Ordination of the sampling stations according to presence/absence data of all periphyton algae (left) and to the relative abundance of epilithic diatoms (right).

tamente los tramos en los que sólo hay contaminación minera de los que predomina la contaminación orgánica.

Este último análisis viene a corroborar la idoneidad de las diatomeas para elaborar índices que puedan evaluar la calidad del agua de los ríos, ya que hay especies características de todos los niveles de calidad (Figura 12). En la figura 11 se representa el valor del índice de diatomeas IPS en distintos tramos del río en abril de 2005, así como el índice de estado trófico. Como puede observarse hay una concordancia entre

ambos índices. La conclusión es que, a pesar de la mejoría de la calidad del agua, esta es aún deficiente salvo en la estación 1 (donde la calidad es buena), de forma que en el resto del río no se cumplen los requisitos de la DMA, por lo que hay que implementar medidas correctoras.

De todas formas, el tramo comprendido entre la mina y la estación de aforo de El Guijo, tardará mucho en recuperarse. A pesar de la clausura de la mina y del tratamiento dado a la balsa, los suelos siguen teniendo residuos acumulados y, probablemente el acuífero aluvial de esta zona sigue cargado de metales pesados. Lo que no es justificable es la situación del río aguas abajo del Puente de las Doblas. La contaminación orgánica es mucho más controlable que la minera ahora que ésta es difusa. Simplemente se arreglaría con depuradoras de aguas residuales que estén bien diseñadas y que funcionen correctamente. Aunque desde el año 2000 han entrado en servicio dos, una que recoge las aguas residuales de Sanlúcar la Mayor y Aznalcázar y otra que lo hace en Villamanrique y Pilas, la impresión es que sus funcionamientos son deficientes. Otras fuentes de contaminación orgánica pueden ser algunas industrias agropecuarias (sobre todo en la margen derecha), que también deben tener su sistema de depuración.

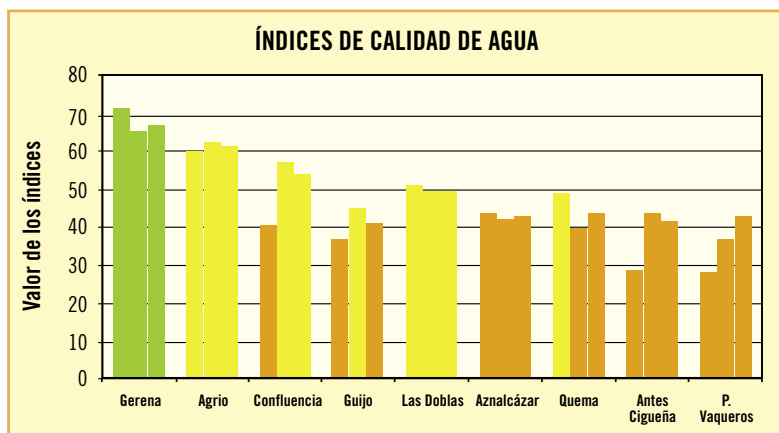


Figura 11. Caracterización de la calidad del agua del Guadiamar. En cada estación de muestreo la primera barra corresponde al Índice de Estado trófico calculado a partir de la concentración de clorofila. La segunda el índice de diatomeas IPS y la tercera la media de los dos índices. Los colores corresponden a distintas clases de calidad marcadas por la DMA (verde: buena; amarillo: regular; naranja: mala).

Figure 11. Characterization of the water quality of Guadiamar river. In each sampling station, the first column corresponds to the Trophic State Index based on the benthic chlorophyll concentration. The second column represents the IPS diatom index meanwhile the third one is the average of the two indexes. Colors indicate the different types of quality pointed by the DMA (green: good; yellow: moderate; orange: bad).

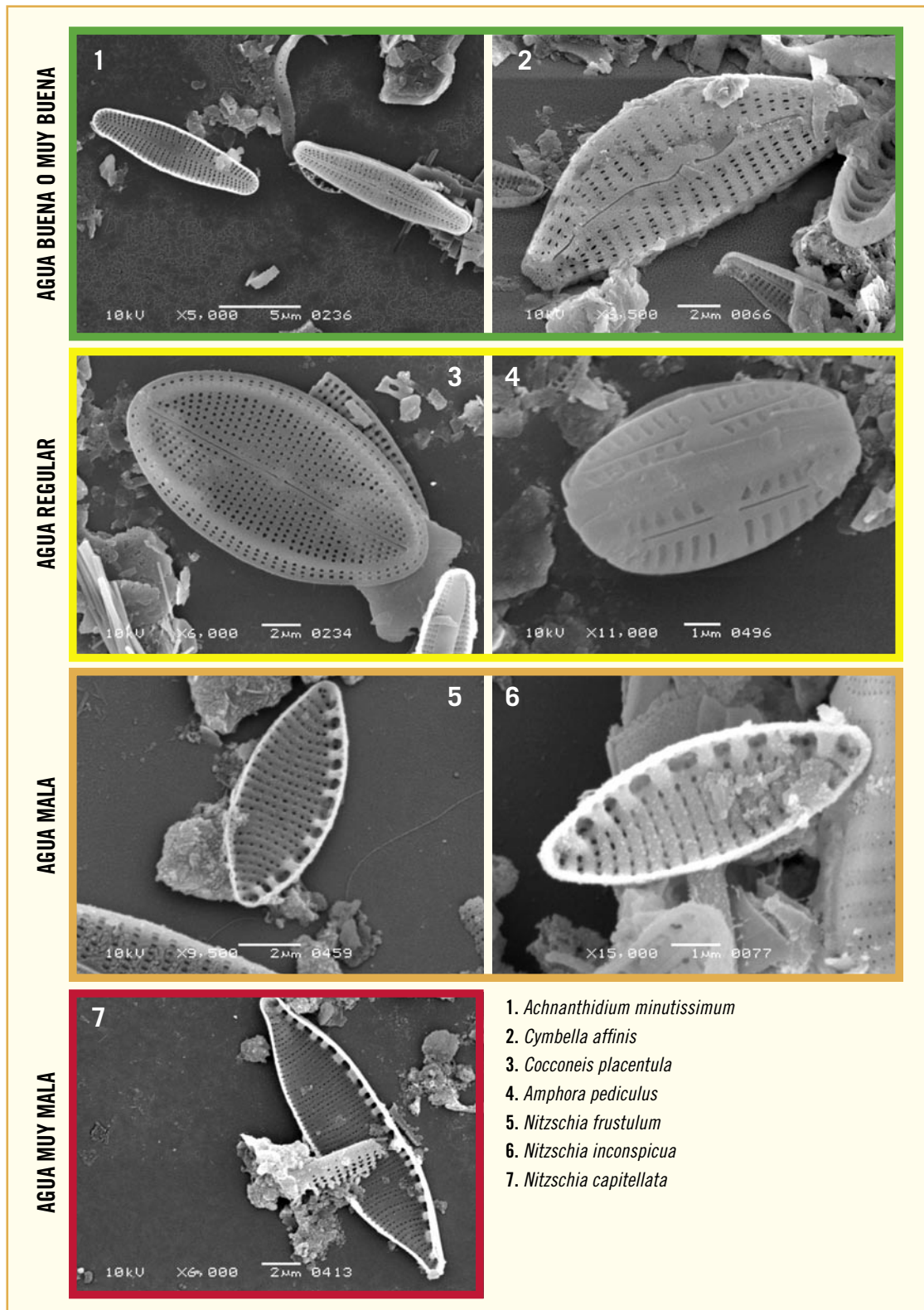


Figura 12. Fotografías al microscopio electrónico de barrido de especies de diatomeas indicadoras de diferentes clases de calidad de agua.

Figure 12. SEM photographs showing several diatoms, indicators of different classes of water quality.

10

## Recomendaciones de gestión

- No sólo para alcanzar completamente los objetivos del Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar, sino para cumplir los requisitos de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea, que exige que todo el río Guadiamar tenga antes del año 2015 un buen estado ecológico, un requisito imprescindible será que la calidad de todo el río sea, por lo menos, buena. Por lo tanto, habrá que seguir aplicando medidas correctoras.
- La zona comprendida entre la mina y la estación de aforo de El Guijo sigue en estado crítico. El problema es que la contaminación minera que recibe es difusa y, por lo tanto, difícil de controlar. Además, las aguas residuales del polígono industrial que se va a instalar en la zona que antes ocupaba la mina, deberían ser adecuadamente depuradas.
- El caso de la contaminación orgánica que tiene el río a partir del Puente de las Doblas, sí es controlable y ya debería estarlo en su mayor parte. Parece que en los 2 últimos años ha mejorado el funcionamiento de las depuradoras instaladas (C. Brieva, comunicación personal), no debería bajarse la guardia.
- Además, quedaría por abordar la depuración de las aguas residuales de las industrias agropecuarias que vierten directamente a los cauces.

## B I B L I O G R A F Í A

Casco, M.A. 1989. El perifiton del embalse de La Minilla. Relaciones con el fitoplancton y contribución a la producción total. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

CEN ITC 230 EN 13946:2003. Water quality. Guidance standard for routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers.

de Schutter, T. 2002. Transfer of heavy metals from biofilms to the freshwater snail *Melanopsis* sp. An experimental complementation of the field studies following the Aznalcóllar mine disaster. Proyecto fin de carrera. Univ. Ámsterdam (Holanda)

Inserentant, R. 1987. Quelques réflexions sur la notion de périphyton. *Can. Biol. Mar.*, 28: 297-30

Martín, G., Alcalá, E., Burgos, M.D., Plazuelo, A., Solà, C., Toja, J., 2004. Efecto de la contaminación minera sobre el perifiton del río Guadiamar. *Limnetica*, 23 (3-4):315-330

Prat, N., C. Solà, M.D. Burgos, M. Plans, J. Toja y M.D. Burgos. 2001. La restauración del estado ecológico del río Guadiamar. *Medioambiente*, 36: 50-55.

Prat, N., J. Toja, C. Solà, M.D. Burgos, M. Plans y M. Rieradeval. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *The Science of Total Environment*, 242: 231-148.

Prygiel, J., Coste, M., Bukowska, J. 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers-state of the art in Europe. In Prygiel, J. Whitton, B.A., Bukowska, J. (eds). Use of algae for monitoring Rivers III, p. 224-238.

PsEN 14407:February 2004. Water quality. Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatoms samples from running waters.

Solà, C., Burgos, M.D., Plazuelo, A., Toja, J., Plans, M., Prat, N., 2004. Havy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River (SW Spain) two years after the Aznalcóllar mining spill. *Science of Total Environment*, 333: 109-126

Solà, C., M. Plans, J. Toja, M.D. Burgos, N. Prat. 2001. El accidente de las minas de Aznalcóllar: Efectos sobre el ecosistema acuático del Río Guadiamar. En *De las catástrofes ambientales a la cotidianidad urbana: La gestión de la seguridad y el riesgo. II Coloquio Hispano-canadiense de Barcelona. Geocrítica. Textos de apoyo. Publ. Universidad de Barcelona: 135 pp.*

Toja, J., Alcalá, E., Martín, G., Solà, C., Plans, M., Burgos, M.D., Plazuelo, A., Prat, N., 2003. Evaluación del efecto del vertido tóxico sobre la calidad del agua y los sedimentos del los ríos Agrío y Guadiamar. En *En J.M. Arenas, F.R. Martínez Farraco, A. Mora, C. Montes, F. Borja. (eds.): Ciencia y restauración del río Guadiamar. PICOVER 1998-2002: 78-93* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla

Toja, J., Alcalá, E., Burgos, M.D., Martín, G., Plazuelo, A., Schutter, T., Solà, C. Prat, N., 2003. Evaluación del efecto del vertido tóxico sobre las comunidades de plancton y perifiton de los ríos Agrío y Guadiamar. En *Ciencia y restauración del río Guadiamar. PICOVER 1998-2002: 94-109.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.

Vollenwider, R.A. 1969. Primary production in aquatic environments. *IBP. Handbook 12: 213 pp.* Blachwell Sci. Oxford.

Wetzel, R.G. 1983. Opening remarks. En *Wetzel R.G. (ed.). Periphyton of freshwater ecosystems. Dr. Junk Publishers. The Hague: 3-4.*



SEGUIMIENTO Y  
BIOACUMULACIÓN  
DE METALES EN LAS  
POBLACIONES DE  
CANGREJO AMERICANO  
(*Procambarus clarkii*)  
DEL RÍO GUADAMAR  
DESPUÉS DEL VERTIDO  
MINERO DE AZNALCÓLLAR

P. ALCORLO, M. OTERO, M. CREHUET, I. LOZANO, A. BALTANÁS Y C. MONTES

DPTO. ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID, E- 28049 MADRID, SPAIN

## Resumen

Tras el vertido tóxico producido en la balsa minera de Aznalcóllar (abril de 1998) y hasta finales de 2005, se ha realizado el seguimiento de las poblaciones de cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) en la cuenca del río Guadiamar. Este estudio ha permitido constatar la incidencia modesta de la especie en la mayor parte de la cuenca, excepción hecha del tramo de Entremuros. Esta circunstancia se explica por la naturaleza rocosa y dura que caracteriza a los tramos alto y medio del río Guadiamar, que no constituyen un hábitat idóneo para esta especie. La zona donde desarrolla poblaciones abundantes y estables corresponde al tramo bajo que, con sustrato arcilloso y gran cantidad de vegetación helofítica litoral acompañada de una abundante comunidad de invertebrados, proporciona áreas óptimas de refugio y pone a disposición del cangrejo abundantes recursos tróficos. Con carácter general, los niveles de metales pesados y de arsénico presentes en los tejidos del cangrejo han ido disminuyendo a lo largo del periodo de estudio. No obstante, esta tendencia no se ha producido en algunos puntos aislados (tanto junto a la mina como en algunos puntos del tramo medio) lo que sugiere la existencia de focos locales de contaminación diferentes al vertido original (p.ej. efluentes urbanos e industriales de las poblaciones cercanas). Picos accesorios de contaminación se han detectado ocasionalmente tras producirse lluvias abundantes en la zona que han movilizado los contaminantes previamente secuestrados en los sedimentos durante las fases de sequía o aguas mínimas. Como consecuencia, se observa una correlación positiva entre los caudales circulantes y la presencia de metales en los tejidos del cangrejo. Por otra parte, e independientemente de los efectos tóxicos de estos contaminantes, los años de sequía ejercen un efectivo 'control natural' sobre las abundancias de sus poblaciones al limitar severamente los espacios utilizables y reducir el potencial reproductivo de la especie.

Con respecto a los estudios experimentales realizados, se ha podido confirmar el potencial del cangrejo americano para su uso como especie bioindicadora y organismo centinela dentro de la cuenca del Guadiamar. Los cangrejos, tanto juveniles como adultos, han mostrado una notable capacidad de bioacumulación de metales pesados, capacidad que es función de la concentración de estos metales en el medio y del papel que juegan en el metabolismo de este crustáceo. Además, puesto que el cangrejo americano es una especie de amplia distribución en nuestros sistemas acuáticos (y, con frecuencia, elevada abundancia), y posee una longevidad suficiente como para poder integrar las señales ambientales que se producen a una escala operativa de varios meses, se ha considerado aconsejable recomendar el uso de *Procambarus clarkii* como especie centinela de la salud ambiental del Corredor Verde del Guadiamar.

**Palabras clave:** metales pesados, arsénico, cangrejo americano, Aznalcóllar, Guadiamar, especie centinela.

The abundance of Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) populations along the Guadiamar River Basin and the bioaccumulation of heavy metals and arsenic in its body tissues, have been monitored from April 1998, when the Aznalcóllar mine spill occurred until the end of 2005. Except in its lower section, locally called Entremuros, scarce and small populations are found in most part of the Guadiamar River basin because of the unsuitable rocky substrate present in the upper and middle sections of the river for this species. Red swamp crayfish populations are abundant and stable in the lower section of the river with its soft and muddy substrate and with an important amount of helophytic vegetation and harbouring an abundant community of invertebrates. This provides optimal shel-



## Abstract

ter areas and trophic resources for crayfish. In addition, years of drought exert a “natural control” on crayfish populations severely limiting the habitat availability and reducing the reproductive potential of the species.

Concentration of heavy metals and arsenic in crayfish tissues decreased with time throughout the study period. Despite of this tendency there are still some isolated sites (near the mine and in the middle section of the river) which currently receive contamination inputs other than the original spill (i.e. urban and in-

dustrial outflows from near populations). Other events of contamination have been occasionally detected after rainfalls in the zone which were able to mobilize the polluting agents trapped in sediments during the phases of drought or minimum waters. This explains the positive correlation between water flow and the presence of metals in crayfish tissues.

Our experimental results confirm the potential use of the red swamp crayfish as a bioindicator and sentinel species in the

Guadamar River basin. Juveniles and adults crayfish have shown a remarkable capacity for bioaccumulating heavy metals and arsenic. The amount of heavy metals stores depends on the concentration of these elements in the surrounding environment and on role in the metabolism of this crustacean.

Since this crayfish species is able to integrate the environmental signals that they take place on an operative scale of several months and is widely distributed in our aquatic systems, frequently with high abundant populations we propose to implement the use of *Procambarus clarkii* as a sentinel species to monitor the environmental health of the Guadamar River.

**Key words:** heavy metals, arsenium, red swamp crayfish, Aznalcóllar, Guadamar, sentinel species

11

## Introducción

**L**os ecosistemas fluviales con un buen estado ecológico realizan funciones que generan servicios ecosistémicos que afectan directa o indirectamente al bienestar humano (Postel & Richtner 2003). Por esta razón se invierten grandes sumas de dinero en proyectos de restauración de los ríos en diferentes regiones del globo (Palmer et al. 2005), especialmente si han sufrido catástrofes ecológicas como la del vertido minero de Aznalcóllar. El éxito socioecológico de un gran proyecto de restauración fluvial ha de ser evaluado, una vez finalizado, respondiendo a cuestiones tales como, ¿ha sido eficientemente inverti-

do el coste económico del proyecto? ¿Están satisfechos con el resultado final los distintos actores que han participado en el mismo? ¿Es dicho resultado estéticamente agradable? ¿Se ha desarrollado alrededor del río una infraestructura importante? ¿Han aumentado, en las poblaciones humanas afectadas, los servicios culturales como el ocio, recreación, turismo de naturaleza, así como las actividades de educación ambiental, centrados en el río? ¿Se ha mejorado el estado del conocimiento científico del río? ¿Se ha visto enriquecida la ciencia de la restauración con esta experiencia?

En nuestro caso, en el contexto de la cuenca del Guadiamar, muchas de estas preguntas pueden ser respondidas. Se puede decir que el enfoque multidisciplinar que se ha adoptado desde el primer momento por el equipo de técnicos y expertos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y diferentes Universidades públicas de Andalucía y Madrid, basado en la gestión adaptativa (Ogden et al., 2002), ha facilitado en todo momento a los integrantes del proyecto, la revisión y corrección continua de las actividades propuestas y también, de las que estaban en ejecución. Ello ha posibilitado que se generasen, en un periodo relativamente corto de tiempo, tanto obras de restauración (labores de descontaminación, regeneración de los márgenes del río y de su llanura de inundación, repoblación de las riberas), de construcción de infraestructuras relacionadas con el uso público (centro de visitantes de Aznalcázar, Jardín Botánico de Buitrago, senderos de interpretación, vía verde a lo largo del río, áreas recreativas de Buitrago y Las Doblas), al mismo tiempo que se veía incrementado y actualizado el estado del conocimiento científico del río, como reflejan los numerosos trabajos científicos y técnicos presentados en congresos y reuniones nacionales e internacionales, así como en las publicaciones realizadas.

A continuación se expone un resumen de las actividades realizadas y los principales resultados obtenidos por el equipo de seguimiento del cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) del Departamento de Ecología

**La restauración ecológica del río Guadiamar se ha realizado en el marco de la gestión adaptativa, permitiendo un flujo continuo de intercambio de información entre los distintos actores implicados (técnicos, equipo científico, gestores administración) que ha posibilitado la revisión y corrección continua de las actuaciones propuestas y las que estaban en ejecución**

de UAM a lo largo de un periodo que abarca desde la puesta en marcha del plan de emergencia de limpieza del cauce del Guadiamar en 1998 y el comienzo del Proyecto del Corredor Verde en 1999 (PICOVER) hasta 2005 (SECOVER). Todas estas actividades han formado parte del programa de investigación del Corredor Verde del Guadiamar, programa orientado a evaluar la restauración y realizar el seguimiento de la biodiversidad del Guadiamar tras el grave accidente de Aznalcóllar.

Las actividades aquí reseñadas se han agrupado en dos grandes categorías. En primer lugar, aquellas dirigidas a estimar el impacto del accidente sobre las poblaciones de cangrejo americano en la cuenca del Guadiamar. Este objetivo se ha desarrollado, fundamentalmente, a través del muestreo extensivo in situ y la estimación del cambio temporal en las abundancias de las poblaciones de cangrejo y del incremento de los niveles de metales pesados en los cangrejos individuales. El segundo grupo de actividades han tenido un enfoque marcadamente experimental y su objetivo ha sido el de caracterizar las respuestas del cangrejo americano a la contaminación específica generada por el 'cóctel' de elementos traza vertido desde la balsa de Aznalcóllar con el fin de emplear a esta especie invasora como indicador ambiental en la zona.



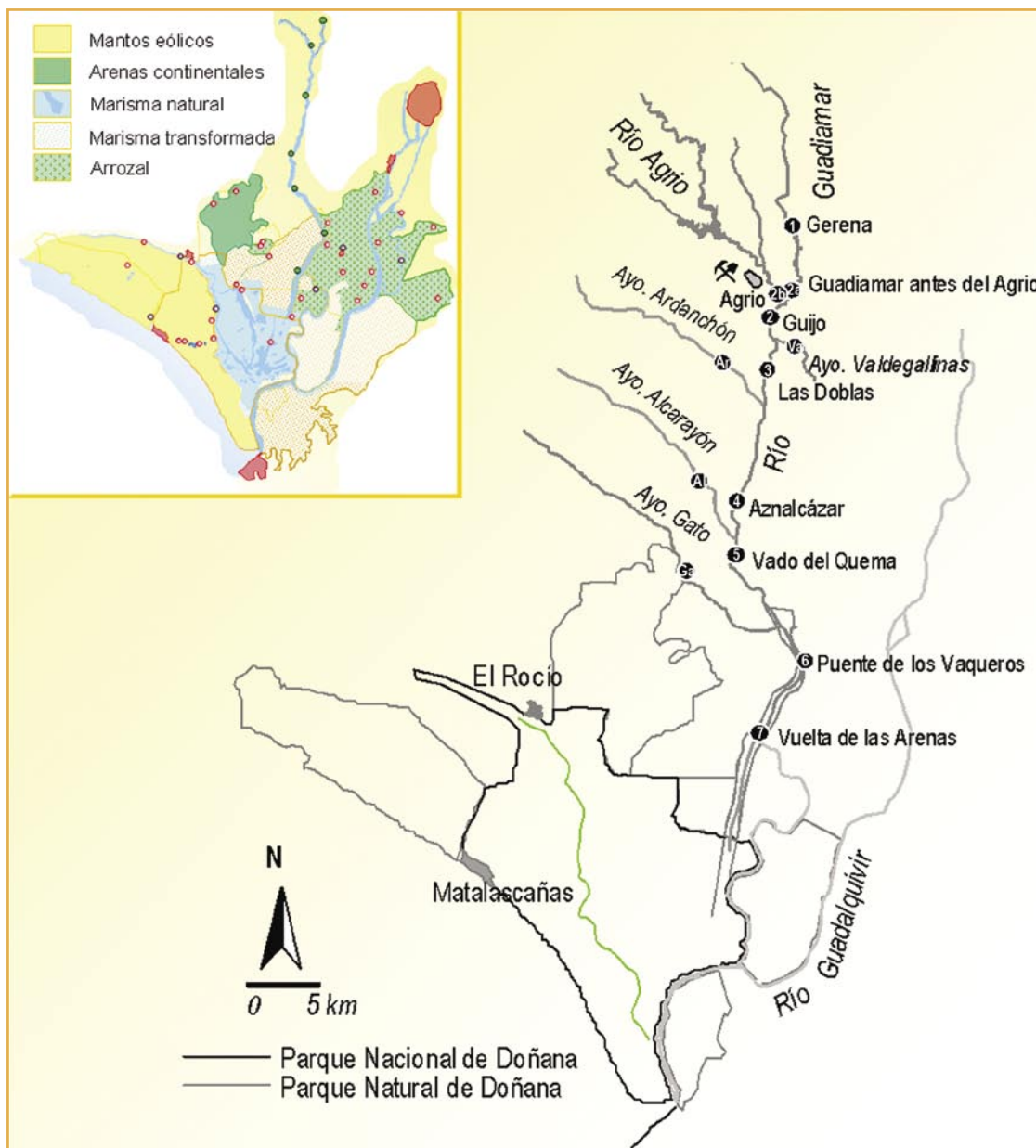


Figura 1. Localización de las estaciones de seguimiento de cangrejo americano en la cuenca del Guadamar para el Corredor Verde del Guadamar (marzo 1999-noviembre 2005). En la esquina superior izquierda de la figura se representa un esquema de las estaciones que fueron visitadas en las prospecciones extensivas de 1998, se resaltan en verde las que fueron incluidas más adelante en la Red de calidad ambiental del Guadamar.

Figure 1. Location of sampling sites in the Guadamar Basin (March 1999-November 2005) for the American crayfish monitoring. The map placed on the left corner above, shows a scheme of the former extensive sampling campaigns of 1998 where the sites which were afterwards included in the environmental monitoring program of the Green Corridor of Guadamar, are green-coloured.

# IMPACTO DEL VERTIDO MINERO EN LAS POBLACIONES DE CANGREJO

## M E T O D O L O G Í A

### Localización de las estaciones de muestreo

En 1998, tras el accidente, se realizaron las primeras capturas de cangrejos en diferentes localizaciones de la Cuenca del Guadamar y del Entorno de Doñana para caracterizar la contaminación por metales pesados de sus poblaciones. Posteriormente, a medida que las tareas de limpieza y restauración del cauce avanzaban y, se iban obteniendo datos sobre el estado de la contaminación y abundancia de las poblaciones de los distintos organismos acuáticos, se estableció una Red de Calidad del Guadamar con unas determinadas estaciones de muestreo que se han venido siguiendo para los cangrejos desde la primavera de 1999 a noviembre de 2005 (Figura 1, página anterior).

### Captura de cangrejos

La captura de ejemplares de cangrejo se realizó mediante el empleo de nasas de almohada (trampas de diseño propio, de estructura horizontal y 4 bocas de entrada para los cangrejos, fabricadas con red plástica de 1 cm de luz de malla). Con este tipo de trampas se pretende disminuir al mínimo la posibilidad de capturar otros organismos diferentes del cangrejo, particularmente anfibios y reptiles (Foto 1).

El número de nasas por punto de muestreo varió entre un mínimo de 4 y un máximo de 6. Las trampas se revisaron cada 24 horas, permaneciendo en campo 1 ó 2 días, dependiendo de las capturas obtenidas. En todas ellas se utilizó cebo de pescado fresco (bacaladilla o sardinas).

Una vez capturados los cangrejos, fueron lavados, pesados, medida su longitud (Foto 2a y 2b) y guardados individualmente en bolsas de plástico de autocierre convenientemente rotuladas en neveras hasta su llegada al laboratorio donde fueron congelados hasta el momento del análisis.



Foto 1. Tipo de trampas empleadas para la captura de cangrejo.

*Photo 1. Design of the crayfish's trap used.*

### Procesado de cangrejos para determinación de metales pesados y arsénico

Los contaminantes medidos en cangrejo fueron los metales pesados, cobre (Cu), cinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y, el metaloide arsénico (As). Las determinaciones se hicieron sobre un homogeneizado de los cangrejos individuales y enteros que fueron digeridos en fresco en el Laboratorio de Vigilancia y Control de la Contaminación de la Junta de Andalucía en Huelva.

Para la determinación de Cu, Pb, Cd y Zn la muestra de cangrejo (2 g. aprox.) se sometió a una digestión en horno de microondas con 10 ml de ácido nítrico 65 % Suprapur. Se dejó en maceración durante 20-30 minutos, introduciéndose posteriormente en un digestor de microondas (CEM, Microwave Digestion System 2100) donde se digiere según el programa App. Note BI-7 "EPA 2053".

Las muestras digeridas se diluyeron con agua desionizada hasta un volumen de 50 ml, a continuación se filtraron mediante vacío a través de filtros de fibra de vidrio Whatman de 47  $\mu$ m. El filtrado resultante se diluyó con agua desionizada una segunda vez, hasta alcanzar un volumen final de 100 ml.

El volumen total se recogió en botes de vidrio/polietileno para la determinación de Cu y Zn mediante espectrometría de absorción atómica con llama aire acetileno; la de Pb y Cd mediante atomización electrotérmica en cámara de grafito, calibración estándar y, As mediante cámara de grafito, calibración por adición interna, donde cada muestra es utilizada para realizar la calibración del equipo y su posterior determinación.

Todos los datos se presentan en ppm ( $\mu$ g/g) de peso fresco. La decisión de expresar los resultados en peso fresco responde a la necesidad de comparar estos valores con los que la legislación marca como máximos para los crustáceos destinados a consumo humano y que son de 20, 1 y 1 ppm para el Cu, Cd y Pb respectivamente (ORDEN 2 de agosto de 1991, BOE 195, 15 de agosto de 1991). No existen límites establecidos para el Zn, aunque la mayoría de las regulaciones internacionales lo fijan en 50 ppm (si bien se fijan límites inferiores en



2a



2b

Foto 2. Toma de medidas de longitud (2a) y peso (2b) en el campo.

*Photo 2. Taking measurements of total length (2a) and weight (2b) in the field.*

determinados países: 30 ppm en Australia y Nueva Zelanda o, 20 ppm en Gran Bretaña) (Madden et al., 1991). Lo mismo ocurre para el arsénico inorgánico, cuyo límite máximo permitido suele ser 1 ppm en peso fresco (límite establecido fundamentalmente para los organismos marinos que, en general, contienen grandes cantidades de arsénico si se comparan con la biota terrestre o continental (Phillips & Depledge, 1986).

### Evolución de la abundancia de las poblaciones de cangrejo americano (CPUE)

Todas las prospecciones anuales realizadas tanto para el PICOVER como para el SECOVER se llevaron a cabo en los momentos más propicios para el desarrollo de las poblaciones de cangrejo (primavera y otoño en los ambientes que nos ocupan), siempre que fue posible. Sin embargo, en el año 2000, el muestreo de 'primavera' se

adelantó a febrero para registrar las posibles variaciones en las poblaciones de cangrejo a consecuencia de las intensas lluvias acaecidas durante el otoño. Otro cambio en el programa de muestreo fue que en 'otoño' de 2005 la prospección se pospuso hasta la llegada de las lluvias a finales de Noviembre de 2005, dado que resultó ser un año muy seco.

En la Figura 2 se presenta la evolución de los valores medios anuales de las CPUE (nº de individuos capturados por unidad de esfuerzo) medidas en las 9 estaciones del seguimiento de la contaminación del Guadamar. Se observa como éstas han resultado muy bajas a lo largo de todo el estudio desde 1999, especialmente en las estaciones del tramo alto del río de lecho más rocoso, cuyos valores de CPUE apenas superaron 1 cangrejo/trampa/día. El impacto generado por el efecto del vertido tóxico y las posteriores labores de limpieza (una primera fase inmediatamente después del vertido y una segunda fase que ha tenido lugar a finales del verano del 99) pueden explicar la ausencia casi total de ejemplares de cangrejo en la zona durante el periodo de verano 1998-1999. Sin embargo, a partir de 2000 comienza una recuperación notable

de las densidades de las poblaciones de cangrejo en el cauce del Guadamar.

Los valores más altos de las CPUE en todas las estaciones se obtuvieron en la primavera de 2001. Concretamente, el valor máximo del periodo de seguimiento 1998-2005 se obtuvo en Puesto Vaqueros, con casi 40 cangrejos por nasa y por día. Esta última estación es la que siempre ha presentado más cangrejos en la cuenca del Guadamar ya que constituye un hábitat más favorable para el cangrejo con sedimento limo-arcilloso donde éste puede excavar galerías para resguardarse durante las épocas de sequía (Figura 2).

Durante el periodo 2004-2005, los valores de las CPUE en las estaciones del Guadamar (1-5, Figura 1) fueron muy bajos. Los valores más altos se obtuvieron para la estación 6 localizada en Entremuros y para el arroyo Alcarayón durante el otoño de 2004, con unos valores respectivos de CPUE de 3.5 y 5.5. Durante el año siguiente (2005), las capturas disminuyeron considerablemente, probablemente debido al fuerte impacto ejercido por la sequía, siendo los valores máximos 1.17 en Puesto Vaqueros y 0.17 en el Arroyo Alcarayón, en las cercanías

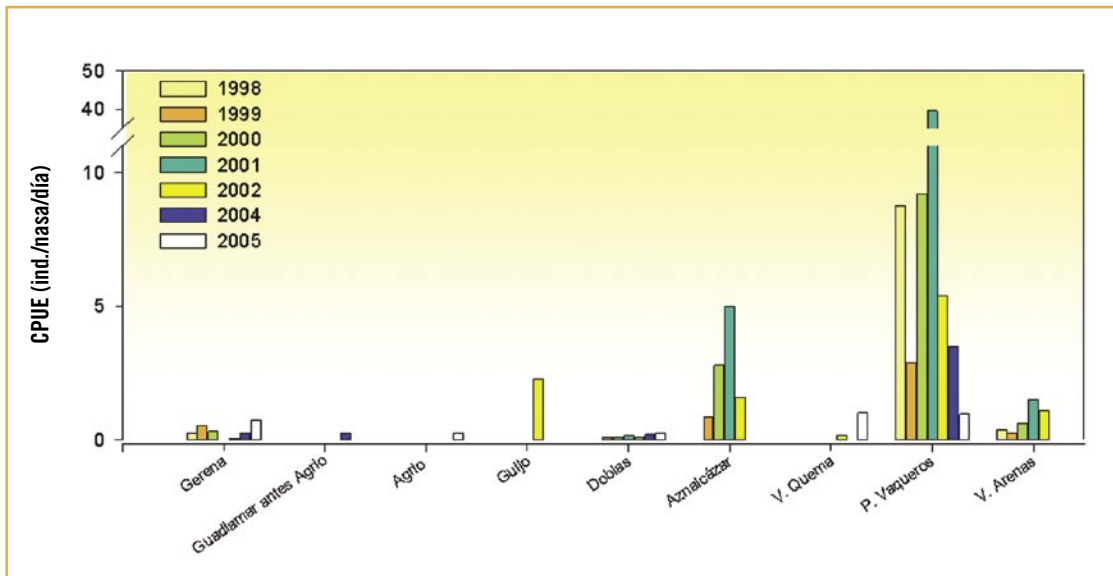


Figura 2. Evolución de la CPUE media anual en cada estación de seguimiento del Corredor Verde del Guadamar (1998-2005).

Figure 2. Evolution of annual average CPUE at each sampling site of the Green Corridor (1998-2005).

de la población de Pilas. Estos resultados coinciden con la tendencia de crecimiento de las poblaciones que venía observándose en la zona en los años anteriores.

Estos resultados apuntan a que, aunque no se poseen datos anteriores al vertido sobre la presencia de cangrejos en el río Guadamar, el cangrejo probablemente nunca haya sido muy abundante en el río, dadas las características propias del hábitat, poco adecuado para el establecimiento de poblaciones densas de esta especie, salvo en el tramo bajo del río.

En general, como se ha observado para todos los grupos de seguimiento del Corredor Verde del Guadamar, la concentración de metales pesados ha ido disminuyendo respecto al tiempo desde el accidente minero a lo largo del río en función de la distancia a la mina (Figura 2). Sin embargo cabe destacar que el tramo de río comprendido entre las Doblas-Vado del Quema presenta una capacidad menor que el resto de las estaciones para disminuir la concentración de los contaminantes, superando los límites legales admisibles para consumo humano (Cd: 1 ppm BOE 195 del 15/08/1991; Pb: 0.5 ppm CE Reglamento 466/2001) probablemente debido a los aportes urbanos e industriales que se realizan en esta área.

### Evolución del contenido en metales pesados y As en los tejidos de cangrejo

Además de esta tendencia general en todas las estaciones, también se puede observar un incremento en los valores medios de la concentración de metales cuando los muestreos se realizaron tras episodios de fuertes lluvias que, supuestamente, provocaron la remoción de los sedimentos liberando hacia el medio fracciones

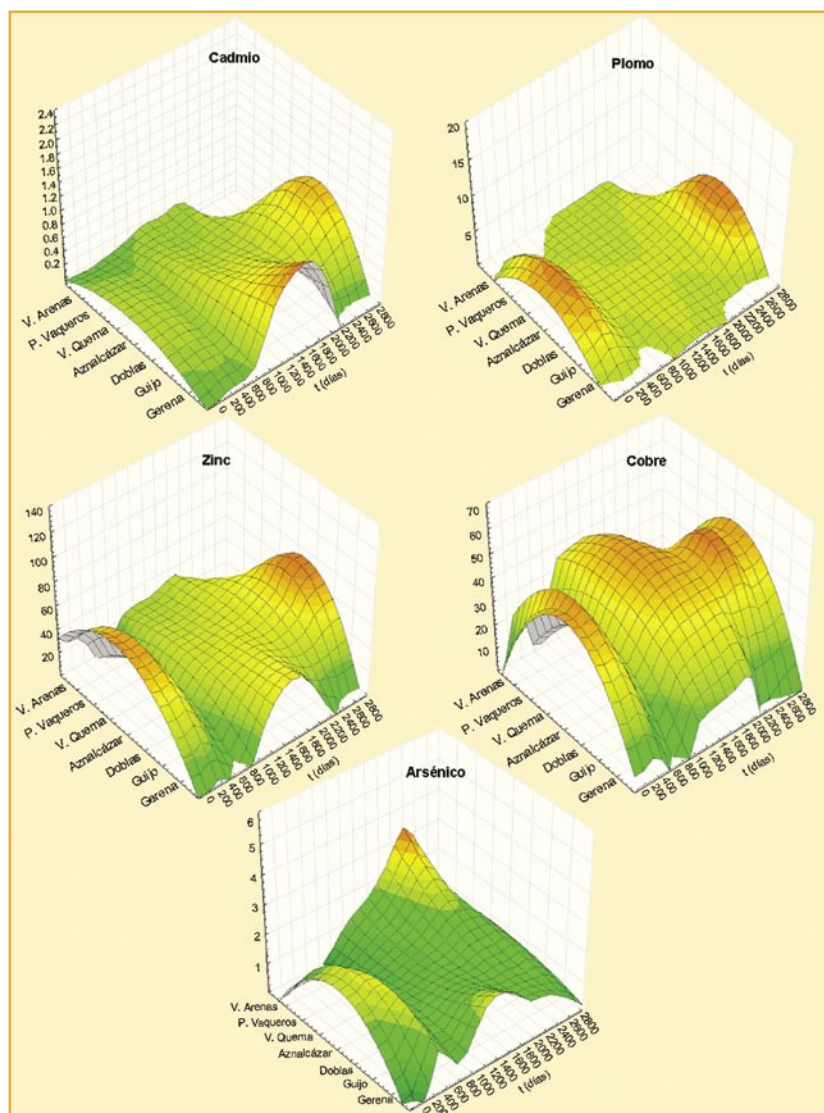


Figura 3. Evolución de la concentración de los metales pesados y As medidos en los cangrejos capturados en las siete estaciones de seguimiento (1998-2005). Obsérvese que el tiempo se ha expresado en días transcurridos desde el vertido. Todos los metales están expresados en  $\mu\text{g/g}$  peso fresco.

Figure 3. Evolution of heavy metal and As concentrations measured in crayfish captured at the seven sampling sites (1998-2005). Time is expressed as days that have happened since the Aznalcóllar mine spill. All metals are expressed as  $\mu\text{g/g}$  fresh weight.

Tabla 1. ANOVA de dos vías que examina la variación en los contaminantes medidos en los cangrejos de las siete estaciones de seguimiento intensivo de sus poblaciones en el periodo de estudio (1998-2005) del Corredor Verde del Guadiamar.

Tabla 1. Two-way ANOVA comparing contaminants between time (1998-2005) and the seven sampling sites of the Green Corridor.

| EFECTO                      | g.l.            | Cd      |       | Pb      |       | Cu     |       | Zn      |       | As     |       |
|-----------------------------|-----------------|---------|-------|---------|-------|--------|-------|---------|-------|--------|-------|
|                             | (efecto, error) | F       | p     | F       | p     | F      | p     | F       | p     | F      | p     |
| Estación                    | 6,335           | 37.7961 | <0.01 | 21.1423 | <0.01 | 3.8337 | <0.01 | 6.4545  | <0.01 | 2.9999 | <0.01 |
| Tiempo (días transcurridos) | 6,335           | 4.7328  | <0.01 | 74278   | <0.01 | 8.1934 | <0.01 | 11.2554 | <0.01 | 7.0767 | <0.01 |
| Estación x tiempo           | 18,335          | 5.1332  | <0.01 | 4.6083  | <0.01 | 2.7161 | <0.01 | 2.8025  | <0.01 | 3.1894 | <0.01 |

biodisponibles que fueron incorporadas a la biomasa. Esto sucedió en 2002 (Toja et al. 2003) y de nuevo en noviembre de 2005, tal y como puede observarse para el As en Puente de los Vaqueros (Figura 3, página anterior).

Al analizar con más detalle el comportamiento de cada metal en cada estación, se observa que el cinc y el cobre siempre son los que presentan mayores concentraciones en todas las estaciones (Figura 3). Es difícil precisar el grado de toxicidad que puedan ejercer estas concentraciones para el cangrejo americano, ya que este crustáceo posee una gran capacidad de manipulación de los niveles de estos dos metales en su hemo-

linfa en función de su estado fisiológico, ya que forman parte de sus pigmentos respiratorios (Allinson et al. 2000). Aunque posiblemente una exposición crónica a altas concentraciones de cinc y cobre que superase su capacidad de regulación podría llegar a producir efectos subletales en las poblaciones de cangrejo. Entre estos problemas podemos mencionar, cambios histológicos o morfológicos en los tejidos, cambios en la fisiología como supresión del crecimiento y desarrollo, cambios en la bioquímica del organismo, tales como en la actividad enzimática, y química de la sangre, trastornos del comportamiento y cambios en la reproducción (Zia & Alikhan, 1989; Rainbow, 1997).

Las concentraciones anuales medias de los elementos plomo, cadmio y arsénico, que aparecen en el tramo medio del Guadiamar pueden ejercer una influencia más letal. Se ha probado en numerosos estudios que los cangrejos responden rápidamente a las concentraciones de los elementos no esenciales para ellos en el medio tales como el plomo, el cadmio, el cromo o el arsénico, acumulándolos en sus tejidos y sirviendo como bioindicadores de los mismos (Anderson & Brower, 1978; Pastor et al., 1988; Keenan & Alikhan, 1991; Madigosky et al., 1991; Anderson et al., 1997a; 1997b; Bollinger et al., 1997). En estudios de incubación de distintas especies de cangrejos en aguas con diferentes concentraciones de plomo y cadmio durante cortos periodos de tiempo se ha comprobado que 10 semanas son suficientes para producir daños celulares irreversibles en los distintos órganos (Meyer et al., 1991: *Astacus astacus*) y que en el río Guadiamar, 6 días son suficientes para reflejar la contaminación am-

La concentración de metales pesados en los tejidos de los cangrejos, así como de As, sigue mostrando actualmente unos valores altos en las estaciones más cercanas a la mina y en las del tramo medio del río, aunque en general, existe una tendencia a disminuir su concentración. La contaminación que existe en este momento en el tramo medio del río Guadiamar (Las Doblas-Vado del Quema) procede de los vertidos industriales, urbanos y agrícolas de los alrededores

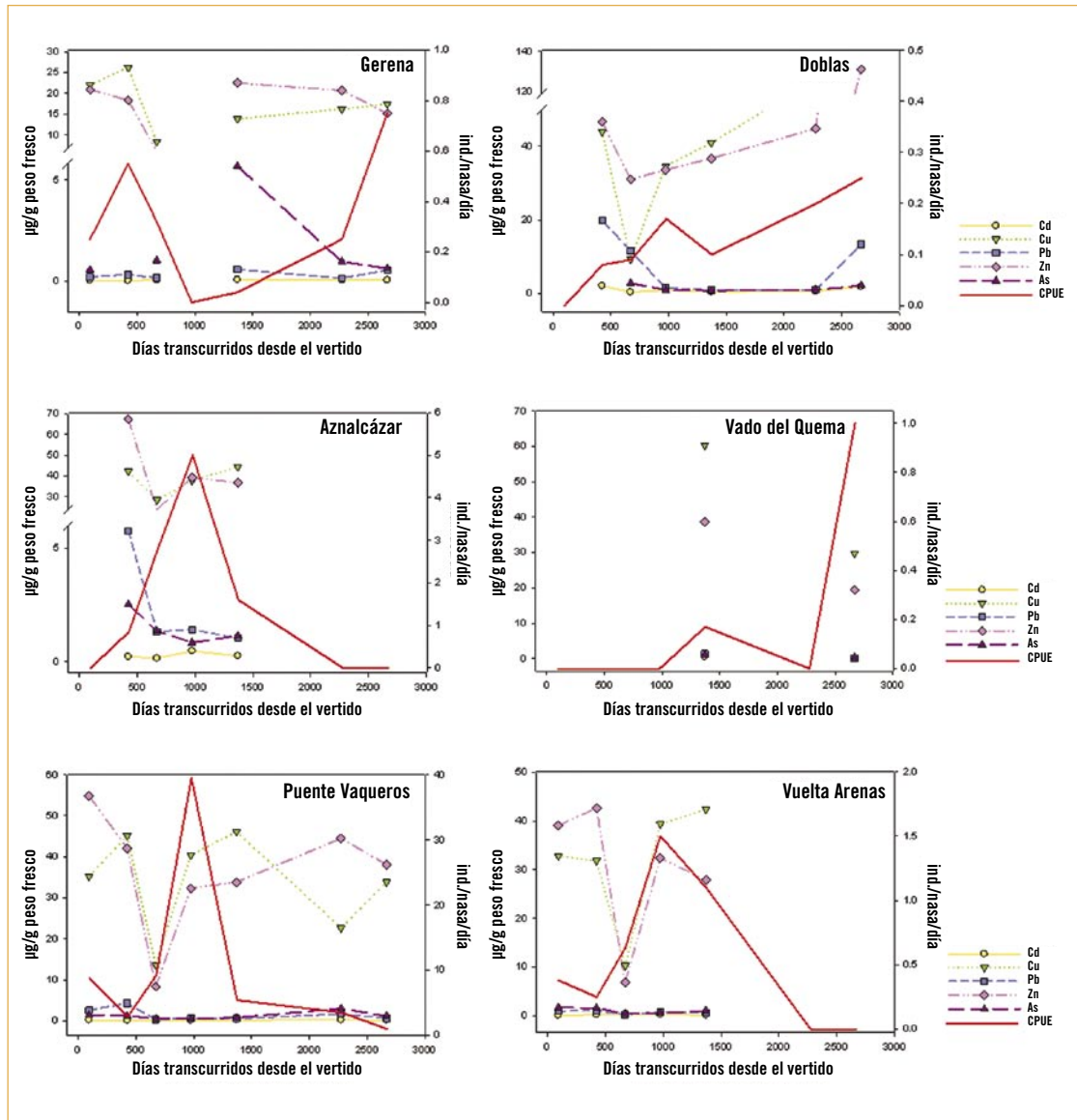


Figura 4. Evolución de las concentraciones anuales medias de metales pesados y As y CPUE anual media en cada estación de seguimiento.  
Figure 4. Evolution of annual average concentration of heavy metals and As and annual average CPUE measured in the seven sampling sites.

biental de estos elementos, como se comentará más adelante.

La incidencia de estos contaminantes en el medio natural en la estación de referencia (Gerena) y las de

Entremuros (Puente Vaqueros y Vuelta Arenas) ha ido disminuyendo paulatinamente a medida que ha pasado el tiempo (Tabla 1, Figura 6). En cambio, en las estaciones del tramo medio, Las Doblas, Aznalcázar y Vado del Quema, no se observa esta tendencia, sino que más

bien los tóxicos parecen aumentar ligeramente (Tabla 1, Figura 4).

El comportamiento de la contaminación por metales pesados y As en este tramo del río, como se ha mencionado anteriormente y también en trabajos de otros grupos, debe obedecer a fuentes de contaminación posteriores al vertido y que siguen existiendo actualmente, ya que después de las labores de limpieza del cauce sí se observó una disminución en los niveles de estos elementos. Este aspecto debe ser tenido en cuenta a la hora de realizar la gestión de la calidad ambiental de este tramo para poder tomar las medidas de prevención de los vertidos y/o depuración de los mismos. La abundancia media de las poblaciones de cangrejos medida

como CPUE siempre ha sido bastante baja en todas las estaciones excepto en el Puente de los Vaqueros en Entremuros. En general parece que desde 1998 a 2001 las poblaciones se van recuperando poco a poco, a medida que también va descendiendo la contaminación pero luego no sigue aumentando, como sería de esperar. Este comportamiento puede obedecer al fuerte impacto que han sufrido las poblaciones de cangrejo a consecuencia de los años de sequía 2003-2004 (Figura 4). Se puede concluir, por lo tanto, que los episodios de sequías y avenidas caracterizados para este río típicamente mediterráneo (Sánchez-Juny et al. 2003) condicionan de manera notable la abundancia y distribución de las poblaciones de cangrejos, así como los picos de contaminantes detectados.

## EL CANGREJO AMERICANO COMO BIOINDICADOR Y ESPECIE CENTINELA

### E X P E R I M E N T O 1

#### Efectos de la contaminación por metales pesados y arsénico en el cangrejo americano

El objetivo de este experimento llevado a cabo en el laboratorio, fue estimar el impacto que el 'cóctel' de elementos químicos contenido en el vertido tóxico tiene sobre la supervivencia y el crecimiento del cangrejo americano, así como los cambios que se puedan producir en su comportamiento (ingesta y muda).

En noviembre 2002 se recolectaron 150 individuos juveniles de un arrozal de Isla Mayor (Sevilla) y se trasladaron al laboratorio. Tras su aclimatación, se seleccionaron 105 individuos con longitudes de cefalotórax (distancia entre el comienzo del cefalotórax y el final del rostrum) similares, que se repartieron aleatoriamente en tres tratamientos (cada uno con 35 individuos) que se incubaron durante 20 semanas bajo distintos niveles

Tabla 2. Concentración de los reactivos empleados para las soluciones experimentales.

Table 2. Concentration of reactants used to do the experimental solutions.

| SOLUCIÓN    | As (ppm)                       | Cd (ppm)           | Cu (ppm)                            | Pb (ppm)                              | Zn (ppm)                            |
|-------------|--------------------------------|--------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| Reactivo    | As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | 3CdSO <sub>4</sub> | 8H <sub>2</sub> O CuSO <sub>4</sub> | 5H <sub>2</sub> O Pb(NO) <sub>3</sub> | ZnSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O |
| A-Control   | 0                              | 0                  | 0                                   | 0                                     | 0                                   |
| B-Metales 1 | 0.015                          | 0.015              | 0.05                                | 0.03                                  | 0.6                                 |
| C-Metales 2 | 0.045                          | 0.15               | 0.18                                | 0.275                                 | 2                                   |



de contaminación: Tratamiento A, control o ausencia de contaminación; B, contaminación baja; C, contaminación alta (el doble que en B) (Tabla 2).

En cada tratamiento, cada cangrejo se dispuso en una cajita que contenían 125 ml de la solución experimental correspondiente (Tabla 2) y éstas, a su vez, fueron colocadas en bateas grandes por las que circulaba agua a 22 °C gracias a unos termocalentadores (Foto 3) que mantenían la temperatura constante.

Diariamente (5 días laborables por semana), se les renovaba la solución experimental correspondiente, se retiraban las heces y se añadían pequeños trozos de hígado de pollo como alimento. La duración del experimento se fijó a priori como el tiempo de exposición necesario para que se produjera la muerte de todos los individuos. Los cangrejos, inmediatamente, después de su muerte eran congelados hasta su análisis.

A lo largo del experimento se registraron las siguientes variables:

**Ingesta** - medida diariamente y estimada como el número de días en los que el cangrejo ingiere el alimento en relación al número total de días que han vivido (días ingesta/longevidad).

**Muda** – medida diariamente y estimada como el número de mudas totales realizadas por los ejemplares de cangrejo a lo largo de su vida (nº mudas/longevidad).

**Crecimiento** –semanalmente, y para cada individuo, se procedía a medir la longitud del cefalotórax (como estimador del tamaño del mismo) para, finalmente, estimar la tasa de crecimiento individual semanal y total (ésta se calculó como [Tamaño Inicial – Tamaño Final]/tiempo).

**Longevidad** – estimada como el número total de días vividos por cada individuo en cada tratamiento.

**Bioacumulación** - concentración de Cu, Zn, Cd, Pb y As presentes en los tejidos de los cangrejos en los distintos tratamientos (expresada en µg/g peso seco).



Foto 3. Funcionamiento de la batea de uno de los experimentos.

Photo 3. Design of the experimental tanks used.

11

### Procesado de cangrejos para determinación de metales pesados y arsénico

Los cangrejos se descongelaron a temperatura ambiente, se pesaron y luego se secaron en una estufa a 80°C durante dos horas. Posteriormente se pesaron, trituraron mediante el uso de morteros de vidrio para homogeneizar la muestra y se enviaron al laboratorio de ICP/MS de la unidad de análisis elemental del SIDI (Servicio Interdepartamental de Investigación de la UAM). El material empleado durante el proceso fue limpiado cuidadosamente con ácido nítrico y enjuagado con agua destilada tras su uso para evitar posibles contaminaciones de las muestras. Los análisis de metales pesados y As se realizaron utilizando un espectrómetro de absorción atómica ICP-MS Elan 6000 Perkin-Elmer Sciex, equipado con un autosampler AS-91 y corrección para la Cámara de grafito siguiendo el mismo protocolo explicado anteriormente para los análisis de las muestras de la fase de seguimiento.

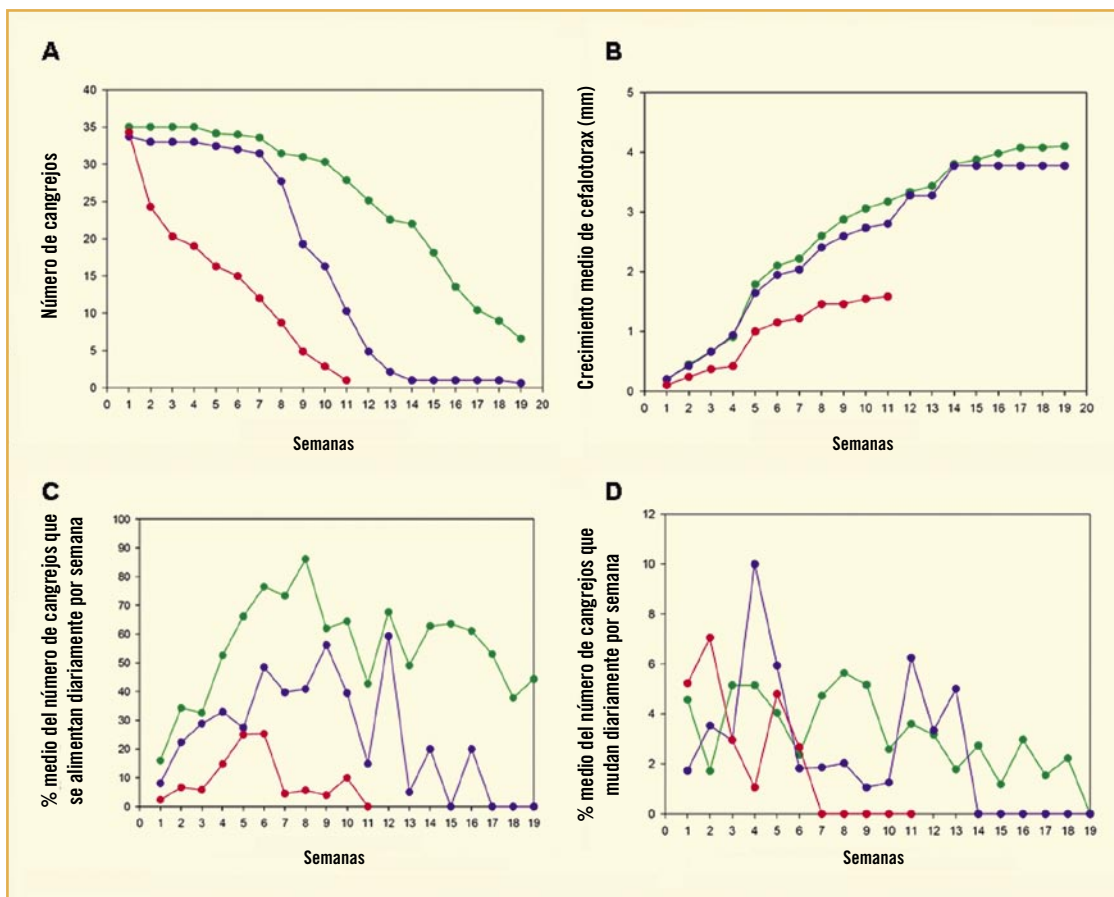


Figura 5. Evolución de las variables biológicas medidas a lo largo del experimento de incubación. En verde se representa el tratamiento A, en azul el tratamiento B y en rojo el tratamiento C. El recuadro A representa la supervivencia semanal media (longevidad), B: el crecimiento medio del cefalotórax (mm), C: la ingesta semanal media expresada como el porcentaje de cangrejos que se alimentan al día y, D: porcentaje de cangrejos que mudan diariamente (Lozano, 2004).

Figure 5. Evolution of the biological variables measured throughout the incubation experiment. Green-coloured lines correspond to treatment A, blue lines to Treatment B and the red ones to treatment C. Box A represents longevity, B: cephalothorax mean growth (mm), C: weekly average food intake and, D: percentage of daily moulted crayfish (Lozano, 2004).

## Resultados y Discusión

La evolución de las variables biológicas medidas a lo largo del experimento se representa en la Figura 5. Se han comparado las curvas de supervivencia asociadas a cada tratamiento entre sí (método de Kaplan-Meier) constatándose la existencia de diferencias significativas entre las mismas ( $\chi^2=57.985$ ,  $p<0.0001$ ,  $n=105$ ). A medida

que aumenta la dosis de la contaminación el número de ejemplares disminuye con el paso de las semanas. Los cangrejos del tratamiento C mueren más rápidamente (la mortalidad del 50 % se alcanza a las 5 semanas) que los del tratamiento B (la mortalidad 50 %: 10 semanas) y éstos, a su vez, que los cangrejos de referencia (mortalidad 50 %: 15 semanas) (Figura 5A) (Lozano, 2004).

El crecimiento medio de los individuos (i.e. tamaño final-tamaño inicial) fue, en general, bajo incluso para los cangrejos crecidos en ausencia de contaminantes (3 mm) mientras que el crecimiento medio correspondiente a los tratamientos B y C fue de 2.42 mm y 0.78 mm respectivamente. A lo largo del periodo experimental el aumento en longitud de cefalotórax (Figura 5B) se ajustó a una forma casi lineal, destacando una máxima pendiente para todos los tratamientos entre la cuarta y la séptima semana.

Respecto a la ingesta, se observó que los cangrejos control se alimentaron más ( $41.5 \pm 19.0$  días) en comparación con los  $13.3 \pm 8.9$  y  $2.5 \pm 2.7$  días de los tratamientos B y C, respectivamente, esta diferencia además resultó significativa estadísticamente ( $F_{(2,43)} = 17.1811$ ,  $p < 0.0001$ ) (Figura 5C).

Para interpretar el patrón de mudas encontrado para cada tratamiento se calculó el El MMI (Mean Molt Interval) [Intervalo de Muda Medio] que es un parámetro utilizado en granjas astacícolas que compara el intervalo de tiempo medio desde que los cangrejos fueron metidos en las balsas de cultivo hasta que se produce la primera muda (Chen et al, 1995). En nuestro caso, desde que empezó el experimento hasta la primera muda los MMI fueron de 22.5 días para A; 11.7 días para B; y, de 8.4 días para C (Figura 5D).

La concentración interna de los distintos contaminantes en los tejidos de juveniles de *P. clarkii* varió en función del tratamiento experimental. En general, se cumple un patrón de contenido interno de metales con el siguiente orden:  $A < B < C$  (Figura 6).

La gran acumulación de Cu en los tejidos de cangrejo ( $905.84 \mu\text{g/g}$  de media en tratamiento A,  $1080.25 \mu\text{g/g}$  en B y  $595.35 \mu\text{g/g}$  en C) es debida a la utilización de este metal como un elemento esencial en el metabolismo del cangrejo americano (Rainbow, 1995).

El Zn, es otro de los elementos esenciales para *P. clarkii* y los niveles de ambos metales son regulados y controlados en los crustáceos decápodos dentro de ciertos lí-

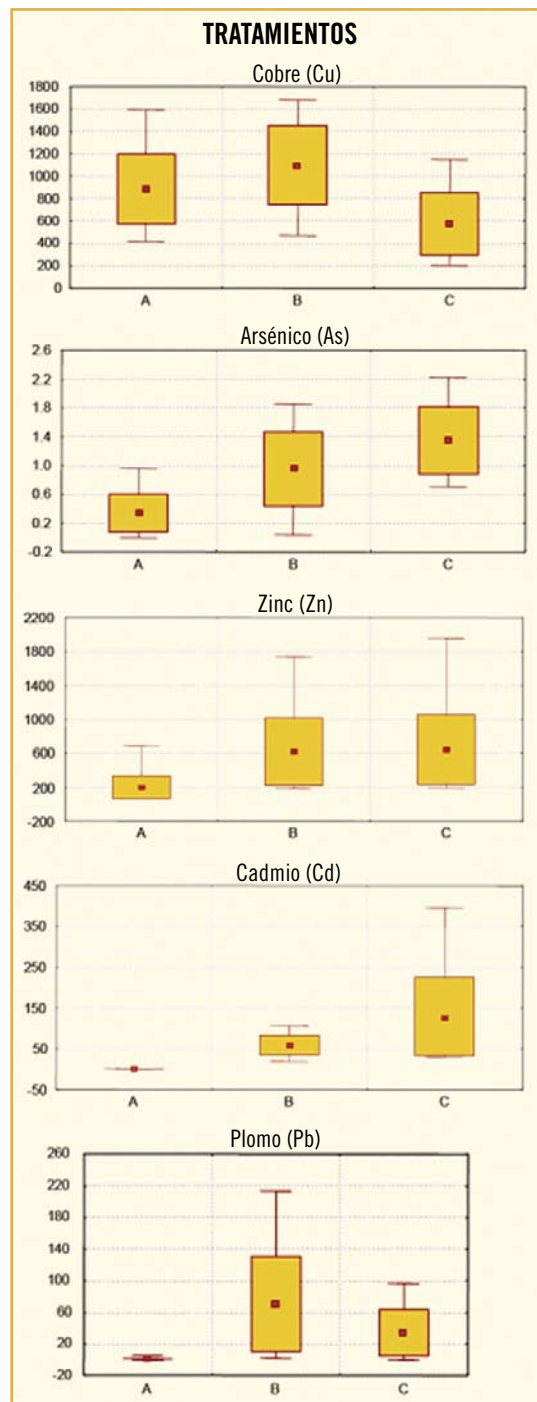


Figura 6. Bioacumulación de metales en juveniles de cangrejo rojo por tratamiento. (Lozano, 2004).

Figure 6. Metal bioaccumulation in a American crayfish juveniles per treatment. (Lozano, 2004).

mites (Stinson & Eaton, 1983, Dickson et al, 1979, Depledge et al, 1993).

Otros elementos como el plomo, cadmio y arsénico, al no ser esenciales, tienden a ser desintoxicados por metalotioninas (Pastor et al, 1988, Depledge et al, 1993) o almacenados en gránulos que son acumulados en el organismo (Anderson et al, 1997a, Anderson et al, 1997b, Dickson et al, 1979, Zia & Alikhan, 1989), por lo que sus concentraciones en los tejidos son correlativas a las del ambiente y, por lo tanto, existe bioacumulación de los mismos (Rainbow 1997).

El patrón de acumulación del plomo fue comparable al del cobre. La longevidad de los individuos del tratamiento B permitió la acumulación de una cantidad mayor de metales con lo que su concentración en el interior de los cangrejos parece ser dependiente del tiempo (Figura 6). Según Martínez et al. (1994) las diferencias que encontraron entre un grupo control y el grupo experimental expuesto a niveles de plomo se debían más al tiempo de exposición que a la dosis o tipo de tratamiento.

Por otra parte, el plomo es un elemento que suele acumularse por adsorción en el exoesqueleto (Anderson et al. 1997a y b) y, el proceso de muda de los organismos, actúa como mecanismo para la desintoxicación de este compuesto (White & Rainbow, 1984, Rincón-León et al, 1988, Depledge et al, 1993). Si esto es así, la menor concentración de plomo hallada en los can-

grejos del tratamiento C respecto a los del B, podría explicarse por los cortos periodos de intermuda que permitirían la eliminación continua de este metal. El cadmio es 722.66 veces más tóxico que el plomo (Naqvi & Howell, 1993) y se acumuló en concentraciones mayores que éste (56.77 y 132.27  $\mu\text{g Cd/g}$  para B y C, respectivamente frente a los 71.9 y 36.64  $\mu\text{g Pb/g}$ ), siendo más propenso a ser acumulado en los tejidos de *P. clarkii* que el Pb (Naqvi & Howell, 1993). Por lo demás, el patrón de acumulación de As en cangrejos se ha encontrado que es dosis-dependiente (Naqvi et al. 1990), como sucede con el Zn. Este comportamiento podría explicar por qué ambos metales muestran patrones de variación similares para los tratamientos B y C (Figura 6).

Finalmente, se puede concluir que el nivel de contaminantes tóxicos del tratamiento C produce efectos letales en juveniles de *Procambarus clarkii*, mientras que en el tratamiento B, estos efectos no están tan marcados. La concentración presente en el medio del tratamiento B no ejerce el mismo efecto en las variables biológicas que en el tratamiento C, probablemente porque las concentraciones del tratamiento B corresponden a niveles que los juveniles de cangrejo puedan regular. Además de mantener sus funciones biológicas dentro de ciertos límites como los encontrados en el río Guadamar tres años después del desastre minero (tratamiento B), el cangrejo americano ha demostrado reflejar el nivel de sustancias tóxicas del medio.

## EXPERIMENTO 2

### Bioacumulación de metales pesados y capacidad bioindicadora del cangrejo americano

El objetivo de este experimento fue evaluar la utilidad del cangrejo americano como bioindicador de metales pesados y metaloides mediante la translocación de cangrejos no contaminados a tres puntos del Guadia-

mar afectados de diferente manera por el vertido (Guijo, Doblas y Puente de los Vaqueros).

Para ello, en mayo de 2002, se adquirieron en una procesadora de cangrejo local los individuos que se utilizarían posteriormente en el experimento. De esta par-

tida, 14 de ellos se consideraron los individuos “control” (50 % machos y 50 % hembras) y se congelaron hasta el momento del análisis del contenido en metales pesados y arsénico. El resto de los animales (32 por estación) se repartieron en jaulas especiales construidas a tal efecto (8 compartimentos cada una), guardando siempre una proporción de sexos 1:1 (Foto 4). En cada estación experimental se colocaron 4 jaulas fijadas al sedimento con palos de modo que los cangrejos estuviesen en contacto con el mismo y con los recursos tróficos allí presentes (macrófitos, perifiton y macroinvertebrados). Tras 6 días de exposición (t6), 2 de las jaulas, escogidas al azar, fueron retiradas de cada estación y los cangrejos fueron congelados. El mismo procedimiento se repitió después de otros 6 días (t12). Además, al comienzo del experimento en cada estación se recolectaron muestras de sedimento para determinar el nivel basal de contaminación.

### Procesado de cangrejos para determinación de metales pesados y arsénico

Los cangrejos se descongelaron a temperatura ambiente y se diseccionaron en sus diferentes tejidos: músculo (importante para consumo humano), hepatopáncreas (órgano muy activo metabólicamente y que secuestra los metales proporcionando una medida integrada de los niveles de contaminación en función del tiempo de exposición a los mismos) y exoesqueleto con branquias (tejido donde frecuentemente son excretados los contaminantes). Los músculos y exoesqueletos se secaron en una estufa a 80 °C durante 48 horas, y los hepatopáncreas se incineraron en una mufla durante 2 h a 550 °C. Posteriormente, se trituraron mediante el uso de morteros de vidrio para homogeneizar la muestra y se enviaron al laboratorio de ICP/MS de la unidad de análisis elemental del sldi. El material empleado durante el proceso fue limpiado cuidadosamente con ácido nítrico y enjuagado con agua destilada tras su uso para evitar posibles contaminaciones de las muestras.

Los análisis de metales pesados y As se realizaron utilizando un espectrómetro de absorción atómica ICP-MS Elan 6000 Perkin-Elmer Sciex, equipado con un auto-



Foto 4. Modelo de jaula experimental empleada. En cada compartimento se colocaba un cangrejo.

*Photo 4. Cage designed for the experiment, with each cell harbouring a single crayfish.*

sampler AS-91 y corrección para la Cámara de grafito. Se pesaron 200–250 mg de los tejidos de cangrejo y de sedimentos (Para hepatopáncreas se pesaron < 20 mg) y se digirieron en 5 ml de HNO<sub>3</sub> Suprapur (65%) con 5 ml de H<sub>2</sub>O Milli-Q en el horno microondas de alta presión (Milestone ETHOS SEL) en contenedores cerrados de teflon y siguiendo el protocolo descrito en Anderson et al. (1997a). Para los tejidos se consiguió

un digestión total mientras que para los sedimentos se analiza el lixiviado, ya que quedó residuo. Se obtuvo un blanco de digestión para cada 10 muestras. Las muestras fueron aforadas a 25 ml añadiendo HNO<sub>3</sub> 1% (v/v). Los isótopos utilizados fueron: <sup>63</sup>Cu, <sup>65</sup>Cu, <sup>64</sup>Zn, <sup>68</sup>Zn, <sup>66</sup>Zn, <sup>75</sup>As, <sup>114</sup>Cd, <sup>208</sup>Pb. Los patrones internos utilizados fueron: <sup>72</sup>Ge, <sup>103</sup>Rh. Todas las rectas de calibrado obtenidas presentan un coeficiente de correlación > 0.999.

### Resultados y Discusión

En el experimento de translocación, se encontró un efecto significativo de los dos tiempos de exposición de los cangrejos en la bioacumulación de metales pesados y arsénico en los cangrejos de las tres estaciones experimentales respecto a los individuos control (MANOVA, C vs t<sub>6</sub>+t<sub>12</sub>, F<sub>5,287</sub>=6.361, p<0.0001) (Figura 7). Además, el contenido medio de contaminantes medido en los cangrejos para ambos tiempos de exposición fue mayor para la estación Doblás (MANOVA, est. 2 vs est. 1+3, F<sub>5,286</sub>=6.418, p<0.0001). Respecto a los tejidos, fue el hepatopáncreas el que mostró un mayor contenido medio en metales en las tres estaciones y los 2 periodos de exposición, seguido del exoesqueleto+branquias y luego el músculo (MANOVA, H vs E+M, F<sub>5,281</sub>=252.032, p<0.0001). El hepatopáncreas es un órgano de los cangrejos que está involucrado con un buen número de funciones fisiológicas, tales como la secreción de jugos digestivos, adsorción y almacenamiento de los alimentos digeridos, y la detoxificación y almacenamiento de contaminantes (Icely & Nott, 1992). Por otro lado, en el exoesqueleto es común encontrar altas concentraciones de Pb que parecen estar más relacionadas con la adsorción de este elemento que con su bioacumulación (Knowlton et al. 1983), mientras que las branquias, al estar en contacto directo con el medio que las rodea y tener una alta permeabilidad, pues son las responsables del intercambio gaseoso e iónico, acumulan altas concentraciones de metales (Bollinger et al., 1997). El músculo abdominal, sin embargo, aparece mencionado en la literatura como el tejido que contiene una menor cantidad de metales (Rincón-León et al., 1988; Devi et al., 1996; Anderson et al., 1997a; Bollinger et al., 1997).

Las concentraciones medias de todos los metales en todos los tejidos fueron mayores para los cangrejos que fueron incubados 12 días respecto a los que sólo lo fueron 6 días, tanto en Guijo como en las Doblás. Sin embargo, en el Puente de los Vaqueros se encontró un patrón opuesto, donde los hepatopáncreas de los cangrejos incubados 6 días presentaban las mayores concentraciones de metales y luego, durante los siguientes 6 días eran capaces de disminuir las concentraciones acumuladas de Pb en un 76 %, Cd en un 35 % y As un 71 % (Figura 7). De hecho, el nivel de contaminación basal de cada estación se corresponde con las concentraciones medias medidas en este tejido, que es el que acumula más contaminantes, por lo que las concentraciones del hepatopáncreas pueden servir para ordenar el nivel de contaminación de cada estación, que en nuestro caso quedaría como Doblás>Guijo>Puente Vaqueros. En general, la acumulación de elementos no esenciales, Cd, Pb y As refleja las concentraciones encontradas en el medio (medidas en los sedimentos), mientras que los esenciales, Zn y Cu, siempre fueron los que mostraron concentraciones mayores independientemente del tiempo de exposición y de las estaciones.

De acuerdo con estos resultados, se ha encontrado que periodos de exposición a contaminantes de 6 a 12 días es suficiente para producir una bioacumulación significativa de metales en los tejidos del cangrejo americano, particularmente en el hepatopáncreas. Además el nivel de bioacumulación está relacionado con el papel metabólico desempeñado en los organismos y con su abundancia en el medio circundante (Alcorlo et al. 2006).

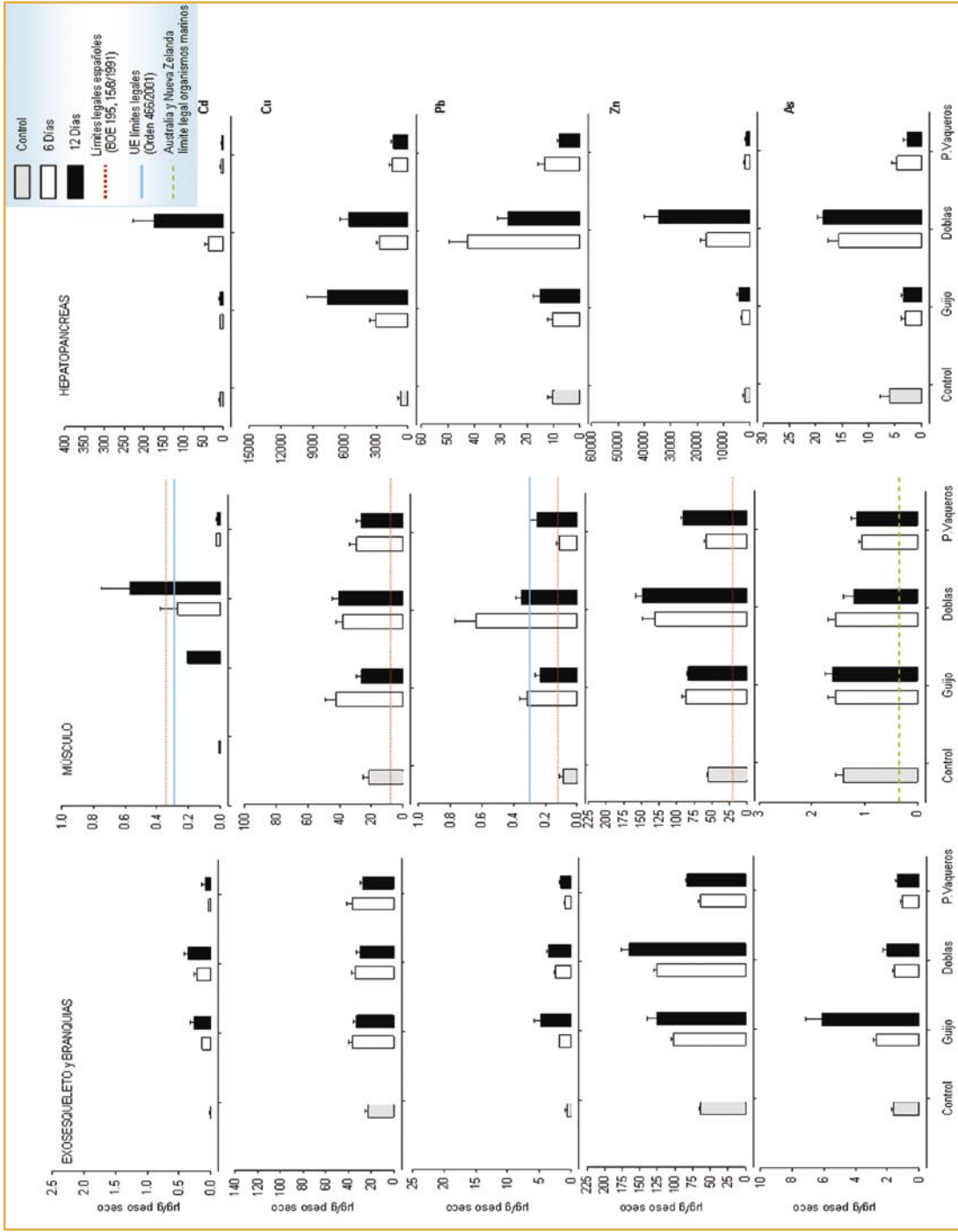


Figura 7. Valores medios (Media $\pm$ ES) de las concentraciones medidas en los distintos tejidos de los cangrejos del experimento de translocación ( $\mu\text{g/g}$  peso seco). Todos los individuos utilizados (control y translocados) fueron comprados en una procesadora de cangrejo local. La línea de puntos corresponde a los límites de la legislación española para Cu ( $20 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco), Pb y Cd ( $1 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco) (BOE 195, 15/8/1991). La línea continua corresponde a los límites de la legislación europea para Cd ( $0.8 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco) y Pb ( $0.5 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco) (Reglamento 466/2001 CE). La línea discontinua indica los límites máximos legislados para Zn ( $70 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco) y As ( $1 \mu\text{g.g}^{-1}$  peso fresco) en Australia y Nueva Zelanda para organismos marinos como valores de referencia porque no existen valores máximos legislados en Europa. Todos estos límites se han transformado en peso seco, para que estén en las mismas unidades que las de los cangrejos y se facilite la comparación entre ambos tipos de valores. Para ello se ha considerado que el peso fresco de los cangrejos contiene un 70 % de agua (Rigler & Downing 1984) y se ha dividido el valor de la concentración expresada en peso fresco por un factor de 3.3.

Figure 7. Mean and Standard Error of the Mean values of metal concentration measured in different tissues of the crayfish of the translocation experiment ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  dry weight). All individuals (control and translocated) were purchased to the same seafood vendor. Horizontal dotted line corresponds to Spanish legal limits for Cu ( $20 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) and for Pb and Cd ( $1 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) (BOE 195, 15/8/1991). Straight line shows European legislation limits for Cd ( $0.8 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) and Pb ( $0.5 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) (EC Regulation 466/2001). Short dashed line indicates maximum limits legislated for Zn ( $70 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) and As ( $1 \mu\text{g.g}^{-1}$  fresh wt) in Australia and New Zealand for marine organisms, as reference values because there are no maximum values legislated in Europe. All these limits expressed in fresh weight have been converted to  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dry weight, assuming a water content of 70 % in crayfish (Rigler and Downing, 1984) thus, they were divided by a factor of 3.3.

# Conclusiones

La abundancia de cangrejo americano en la cuenca del río Guadiamar, excepto la zona de Entremuros, es baja. Desde el vertido tóxico, se ha constatado la capacidad de colonización de la especie en estos ambientes, sin embargo, la zona donde desarrolla poblaciones abundantes y estables, es la que corresponde al tramo bajo. Dicha zona con sustrato arcilloso, y gran cantidad de vegetación helofítica litoral con sus comunidades de invertebrados asociados, proporcionan áreas óptimas de refugio y disponibilidad de recursos tróficos y detritus utilizables por el cangrejo americano.

La dinámica de las poblaciones de cangrejo está estrechamente relacionada con la hidrología de cada año, de modo que los años con fuertes sequías suponen un 'control natural' de sus abundancias.

La concentración de metales pesados en los tejidos de los cangrejos, así como de As, sigue mostrando unos valores altos en las estaciones más cercanas a la mina y en las del tramo medio del río, aunque en general, existe una tendencia a disminuir su concentración.

La contaminación por metales pesados y As que existe actualmente en el tramo medio (Las Doblas-Vado del Quema) procede de los vertidos industriales, urbanos y agrícolas de los alrededores.

Se han detectado episodios ocasionales de valores más altos en las estaciones del tramo bajo del Guadiamar (Entremuros) a lo largo del tiempo, que han coincidido con momentos de avenidas en los que se han removido los sedimentos y puesto de nuevo en circulación los contaminantes.

Los resultados experimentales tanto en individuos juveniles como adultos de cangrejo americano (*P. clarkii*) apoyan su utilización como especie bioindicadora de metales pesados y As; eficaz por su capacidad de bioacumularlos según el papel metabólico que tengan y su abundancia en el medio circundante; por encontrarse presente en multitud de sistemas acuáticos de forma abundante y, por poseer una vida lo suficientemente larga para registrar los cambios producidos en el exterior.

## Recomendaciones de gestión

Es necesario tomar las adecuadas medidas de gestión que regulen y/o prohíban los vertidos industriales y/o urbanos, así como proceder al seguimiento y mantenimiento de las plantas depuradoras para garantizar una buena calidad del agua y contribuir así a la mejora de la salud ambiental de la cuenca del Guadiamar.

Es recomendable mantener una gestión del agua que circula por el río Guadiamar manteniendo su régimen hídrico natural de acuerdo con las fluctuaciones anuales e interanuales de los hidroperiodos donde se alternen años con meses de estiaje de distinta duración e intensidad, ya que sirve como método de

control en la dispersión de esta especie invasora.

Regular la inundación del río de modo que en los meses de primavera y verano circule un buen caudal supondría que esta especie invasora tuviese una buena oportunidad de expansión por el 'corredor' al existir buenos recursos (temperaturas templadas y/o cálidas, agua, abundancia de presas) a su disposición en la época más adecuada para su reproducción.

La utilización de nasas de almohada podría considerarse como un método eficaz para controlar la densidad de otras especies exóticas presentes en el río, tales como los peces perca-

sol (*Lepomis gibbosus*). No obstante, deberían ser revisadas cada 12 o 24 h para evitar la mortalidad accidental de otras especies autóctonas de reptiles y/o anfibios.

Es aconsejable implementar, en las actividades de control de la calidad ambiental del Corredor Verde del Guadiamar, la utilización de *Procambarus clarkii* como especie centinela de la salud de este río. La incubación de cangrejos en los puntos donde se quiera evaluar la contaminación durante 6 días y posterior análisis del contenido en metales del hepatopáncreas supondría una medida indicadora eficiente y precisa de la contaminación si existiese.



## AGRADECIMIENTOS

La existencia del Espacio Natural Protegido del Corredor Verde del Guadamar no habría sido posible sin el trabajo de todo el personal relacionado con la Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadamar, ya que gracias a ellos se ha podido llevar uno de los proyectos de restauración más ambiciosos de España. Entre todos ellos queremos expresar nuestro agradecimiento a sus directores Javier

Serrano y José María Arenas y, a Francisco Carrascal y Alberto Gil.

Miguel Ángel Bravo nos aportó valiosos comentarios que nos han servido para interpretar mejor la biología del cangrejo, así como, apoyo logístico en numerosas ocasiones. José María Martínez y Yolanda Díaz colaboraron en las fases iniciales del PICOVER. En los muestreos de cam-

po nos ayudaron José de Toledo, Pedro Zorrilla, Sergio Velasco y Pablo Sastre. Finalmente, los análisis de metales pesados no habrían sido posibles sin la inestimable participación de Ana Gómez del Laboratorio de Vigilancia y Control de la Contaminación de la Junta de Andalucía en Huelva e Inmaculada Rivas del Servicio Indertepartamental de Investigación de la UAM.

11

## B I B L I O G R A F Í A

Alcorlo P., Otero M., Crehuet M., Baltanás A. & C. Montes. 2006. The use of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard) as indicator of the bioavailability of heavy metals in environmental monitoring in the River Guadamar (SW, Spain). *Science of the Total Environment* 366: 380-390.

Allinson G., Laurenson L.J.B., Pistone G., Stagnitti F. & P.L. Jones. 2000. Effects of dietary copper on the Australian freshwater crayfish *Cherax destructor*. *Ecotox Environ Saf* 46: 117-123.

Anderson R.V. & J.E. Brower. 1978. Patterns of trace metal accumulation in crayfish population. *Bull Environ Contam Toxicol* 20: 120-127.

Anderson M.B., Reddy P., Preslan J.E., Fingerman M., Bollinger J., Jolibois L., Maheshwarudu G. & W.J. George. 1997a. Metal accumulation in crayfish, *Procambarus clarkii*, exposed to a petroleum-contaminated Bayou in Louisiana. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37: 267-272.

Anderson M.B., Preslan J.E., Jolibois L., Bollinger J.E. & W.J. George. 1997b. Bioaccumulation of lead nitrate in red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *J Hazard Mater* 54: 15-26.

Bollinger J.E., Bundy K., Anderson M.B., Millet L., Preslan J.E., Lolibois L., Chen H.-L., Kamath B. & W.J. George. 1997. Bioaccumulation of chromium in red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Journal of Hazardous Materials* 54 : 1-13.

Chen S., Wu J. & Malone R.F. 1995. Effects of temperature on mean molt interval, molting and mortality of red swamp crawfish (*Procambarus clarkii*). *Aquaculture* 131: 205-217.

Depledge M.H., Forbes T.L. & V.E. Forbes .1993. Evaluation of cadmium, copper, zinc and iron concentrations and tissue distributions in the benthic crab, *Dorippegranulata* (De Haan, 1841) from Tolo Harbour, Hong Kong. *Environmental Pollution* 81: 15-19.

Devi M., Thomas D.A., Barber J.T. & M. Fingerman. 1996. Accumulation and physiological and biochemical effects of cadmium in a simple aquatic food chain. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33: 38-43.

Dickson G.W., Briese L.A. & J.P. Giesy, Jr. 1979. Tissue metal concentrations in two crayfish species cohabiting a Tennessee Cave Stream. *Oecologia* 44: 8-12.

- Keenan S. & M.A. Alikhan. 1991. Comparative study of cadmium and lead accumulations in *Cambarus bartoni* (Fab.) (Decapoda, Crustacea) from an acidic and a neutral lake. *Bull Environ Contam Toxicol* 47: 91-96.
- Knowlton M.F., Boyle T.P. & J.R. Jones. 1983. Uptake of lead from aquatic sediment by submersed macrophytes and crayfish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 12: 535-541.
- Icely J.D. & J.A. Nott. 1992. Digestion and absorption: Digestive systems and associated organisms. In Harrison, F.W. and A.G. Humes, editors. *Microscopic Anatomy of Invertebrates*, Volume 10: Decapod Crustacea. New York: Wiley-Liss, Inc.: 147-201.
- Lozano, I. 2004. Efectos de la contaminación por metales pesados en el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*). Memoria presentada para optar al Diploma en Estudios Avanzados del Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid.
- Madden J.D., Grodner R.M., Feagley S.E., Finerty M.W. & L.S. Andrews. 1991. Minerals and xenobiotic residues in the edible tissues of wild pond-raised Louisiana crayfish. *J. Food Saf.* 12:1-15.
- Madigosky S.R., Álvarez-Hernández X. & J. Glass. 1991. Lead, cadmium and aluminum accumulation in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* G. collected from roadside drainage ditches in Louisiana. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20, 253-258.
- Martínez M., Torreblanca A., Del Ramo J. & J. Díaz-Mayans .1994. Effects of sublethal exposure to lead on levels of energetic compounds in *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology* 52: 729-733.
- Meyer W., Kretschmer M., Hoffmann A. & G. Harisch. 1991. Biochemical and histochemical observations on effects of low level heavy metal load (lead, cadmium) in different organ systems of the freshwater crayfish, *Astacus astacus* L. (Crustacea: Decapoda). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21: 137-156.
- Naqvi S.M. & C.T. Flagge. 1990. Chronic effects of arsenic on American red crayfish, *Procambarus clarkii*, exposed to monosodium methanearsonate (MSMA) herbicide. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 45: 101-106.
- Naqvi S.M. & R.D. Howell. 1993. Toxicity of cadmium and lead to juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, and effects on fecundity of adults. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 51: 303-330.
- Ogden J.C., Davis S.M. & L.A. Brandt. 2002. Science strategy for a regional ecosystem monitoring and assessment program: the Florida everglades example. In: Busch, D. & J.C. Trexler (eds). *Monitoring ecosystems*. Island Press: 135-163.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahn C.N., Follstad S.J., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jemkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L. & Sudduth E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.
- Pastor A., Medina J., Del Ramo J., Torreblanca A., Díaz-Mayans J. & F. Fernández. 1988. Determination of lead in treated crayfish *Procambarus clarkii*: Accumulation in different tissues. *Bull Environ Contam Toxicol* 41: 412-418.
- Phillips D.J.H. & M.H. Depledge. 1986. Chemical forms of arsenic in marine organisms with emphasis on *Hemifusus ternaatanus*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 64: 261-266.
- Postel S. & B. Richter. 2003. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington, DC. 253 p.
- Rainbow P.S. 1995. Physiology, Physicochemistry and metal uptake: a crustacean perspective. *Mar. Pollut. Bull.* 31: 55-59.
- Rainbow P.S. 1997. Ecophysiology of trace metal uptake in Crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 169-175.
- Rigler F.H. & J.A. Downing. 1984. The calculation of secondary production. In: Downing J.A. & F.H. Rigler, editors. *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook No.17. Blackwell, Oxford, 2nd edition: 19-58.
- Sánchez-Juny M., Bereguer M., Corral C., Bladé E., Sempere D. & J. Dolz. 2003. Estudio hidrológico-hidráulico de la Cuenca del Guadiamar. En: Arenas J.M., Martínez-Faraco F.R., Mora A., editors. *PICOVER 1998-2002. Ciencia y restauración del río Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía : 326-339.
- Stinson M.D. & D.L. Eaton. 1983. Concentrations of lead, cadmium, mercury and copper in the crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) obtained from a lake receiving urban runoff. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 12: 693-700.
- Toja J., Alcalá E., Burgos M.D., Martín G., Plazuelo A., de Schutter T., Prat N., Plans M. & C. Solá. 2003. Efecto del vertido tóxico en las comunidades de plancton y perifiton del río Guadiamar. En: Arenas J.M., Martínez-Faraco F.R., Mora A., editors. *PICOVER 1998-2002. Ciencia y restauración del río Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía : 94-109.
- White S.L. & P.S. Rainbow. 1984. Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea:Decapoda): zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting. *Marine Ecology-Progress Series* 16: 135-147.
- Zia S., & M.A. Alikhan. 1989. Copper uptake and regulation in a copper-tolerant decapod *Cambarus bartoni* (Fabricius) (Decapoda, Crustacea). *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 42: 103-110.



CAPÍTULO

# 12

## RESTAURACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DEL RÍO GUADIAMAR

**M. FERRERAS, J. MÁRQUEZ Y M.I. RUBIO**

DEPARTAMENTO DE SISTEMAS FÍSICOS, QUÍMICOS Y NATURALES (ZOOLOGÍA)  
UNIVERSIDAD PABLO DE OLAVIDE  
A-376 KM 1, 41013 SEVILLA (ESPAÑA –SPAIN)

## Resumen

Fue analizada la comunidad de macroinvertebrados existente en xx localidades de la cuenca del río Guadiamar afectada por el vertido minero ocurrido en abril de 1998, y comparada con la existente en dos tramos del río no afectados. La evolución de la calidad biológica desde la primavera de 2004 a la misma época de 2006, según la valoración realizada con índices bióticos (IBMWP, IASPT, EPT y OCH), no muestra signos de haber sido positiva. Las posibles causas de este resultado son discutidas. El número de familias de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros recolectadas en los tramos afectados fue todavía muy bajo, comparado con los inventarios realizados en la parte del Guadiamar inmediata superior. Varios representantes del orden Odonatos típicos de medios lóticos (*Platycnemis* spp, *Gomphus pulchellus*) han colonizado durante estos años extensos tramos del curso medio, mostrando los primeros indicios de recuperación hacia las condiciones anteriores al vertido.

**Palabras clave:** macroinvertebrados, río mediterráneo, contaminación minera, índices bióticos.

# E

Es bien conocido que una de las características más significativas de los ríos mediterráneos es su irregularidad en el flujo (GIUDICELLI et al., 1985), es frecuente que durante varios meses del verano y principio del otoño ex-

tenso tramos de estos sistemas fluviales carezcan todos los años de agua superficial. El elevado nivel de disturbancia que experimentan estos cauces, sus crecidas ocasionales, la intermitencia en el flujo y una acusada estacionalidad inherente al propio clima, los convierte en menos predecibles de lo que es habitual en ríos de otras latitudes, especialmente cuando se trata de estudios dirigidos a conocer sus ricas y variables biocenosis. El gradiente geomorfológico, en particular el eje salinidad-temperatura (BONADA et al., 2005), junto con la permanencia de agua superficial

Macro-invertebrate communities were analysed in eleven localities of the river Guadiamar affected by the mining spill which occurred in April 1998, and compared with those existing in two stretches not affected. Evolution of biological quality from spring in the year 2004 to same period in 2006, according to assessments using biological indices of water quality (IBMWP, IASPT, EPT y OCH), did not show positive signs. Possible sources of this result are discussed. Family number of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera recorded in stretches affected

is very low yet, if they are compared with upriver stretches. In recent years, large areas of the middle course of the river have been settled by several banks taxa belonging to Odonata order (*Platycnemis* spp, *Gomphus pulchellus*) showing the first indications of recovery to previous conditions.

**Key words:** macroinvertebrates, Mediterranean river, mining spill, biological indices.

## Abstract

durante el periodo estival, incluso flujo en ciertos tramos de cabecera del sistema, o contenida en grandes pozas profundas en los cursos medios provistos de bosque de galería, podrían ser los principales factores ambientales determinantes de la composición de la comunidad de macroinvertebrados residentes en estos ríos. El desastre consecuencia de la rotura de la presa minera de Aznalcóllar ocurrido en abril de 1998 tuvo entre otras consecuencias la desaparición de toda la fauna fluvial en el tramo medio del río Guadamar (PRAT et al. , 2001), y la recuperación del estado anterior al mismo está resultando lenta, con incidencia de variados factores, algunos de los cuales son discutidos en este trabajo.

La publicación por la Comisión y el Parlamento europeos en el año 2000 de la Directiva marco del agua, hace que el agua deje de ser vista exclusivamente como recurso, y pase a ser contemplada como ele-

mento básico de los ecosistemas hídricos y parte fundamental para el sostenimiento de una buena calidad ambiental; como consecuencia inmediata, toma relevancia la diagnosis integrada de la calidad. Un análisis integrado del medio, además de considerar los elementos fisicoquímicos, utiliza los principales elementos naturales que lo conforman y la calidad de la estructura que lo soporta. Las comunidades biológicas son la base para la definición de bioindicadores o indicadores biológicos. La Directiva marco del agua le otorga carácter normativo al utilizarlos como valor de referencia, y como elemento de diagnosis y control en la gestión de los recursos hídricos. La importancia del uso de indicadores biológicos es que miden directamente el grado de proximidad a sus condiciones naturales en que se encuentra el conjunto del ecosistema, uno de los bioindicadores más frecuentemente utilizado es la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

## M E T O D O L O G Í A

Para realizar este estudio fueron seleccionadas dieciséis localidades de la cuenca del río Guadamar. Trece está localizadas en el eje principal, dos de ellas no se vieron afectadas por el vertido de lodos tóxicos y actuarán como referencia. Las tres restantes son el río Agrio, vía de llegada del vertido al Guadamar, y los arroyos de la parte baja de la cuenca denominados La Cigüeña y Majaberraque. Han sido efectuadas siete campañas de muestreo que abarcan el periodo comprendido entre la primavera de 2004 a la primavera de 2006. La metodología de muestreo es la habitual cuando son empleadas redes de mano, recolectando en todos los hábitats detectados tras

una inspección visual del lugar, a fin de obtener una representación lo más completa posible de la comunidad de macroinvertebrados existente en el tramo en el que se toma de la muestra.

La identificación fue realizada en el laboratorio, en todos los casos hasta el nivel taxonómico de familia, pero descendió al nivel de género cuando los ejemplares pertenecían a los órdenes Odonatos, Efemerópteros, Plecópteros, Tricópteros, Coleópteros y Heterópteros. A partir de los inventarios confeccionados, para cada muestra fueron calculados los índices bióticos IBMWP, IASPT, EPT y OCH.

# RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los índices bióticos aplicados en este estudio ponen de manifiesto varios aspectos destacables de la situación actual de esta cuenca. En la actualidad y al menos en años secos, el índice EPT (mide el carácter lótico de un curso fluvial) sólo es mayor que el OCH (mide el carácter lenítico) en puntos del eje principal no afectados por el vertido minero (Gerena, cortijo de la Alegría), mientras que el OCH es mayor al EPT en todos los tramos que resultaron afectados. Esto revela que el Guadiamar en los tramos situados aguas arriba de la entrada del río Agrío, incluso en años secos como 2004-2005 y 2005-2006, mantiene las características de un medio fluvial; mientras que en aquellos del curso medio y bajo del eje principal, y en los arroyos de esta parte inferior, tiene a lo largo de todo el año, un comportamiento lenítico, al albergar más familias propias de charcas que de ríos; o dicho a la inversa, estos tramos no aparecen como medios lóticos pues carecen todavía de los taxones propios y característicos que habitualmente están presentes en los tramos medios de los ríos mediterráneos no profundamente alterados.

Asimismo, tras el cálculo de otros índices bióticos también basados en la comunidad de macroinvertebrados, el río Agrío en el tramo del cortijo de Crispín, el más cercano de los estudiados al lugar del vertido, queda definido incluso actualmente como agua contaminada, al alcanzar sólo valores en torno a 30 en el IBMWP (Tabla 1). Estos aportes están incidiendo todavía de forma negativa en las aguas del río Guadiamar (Figura 1). Así, en todas las campañas analizadas, la calidad biológica en el tramo del Aforador de C.H.G. (P-12) disminuye nítidamente respecto a la obtenida en el cortijo de la Alegría, debido a que la llegada de agua del Agrío al curso del río Guadiamar da lugar a una reducción del valor alcanzado tras la aplicación de los diferentes índices; esta situación podría ir cambiando lentamente en los próximos años si se mejoran las condiciones estructurales de este importante tributario, propiciando por ejemplo la progresiva formación de un bosque de ribera.

Con la única excepción de la campaña realizada en el invierno de 2006, el río Guadiamar experimenta una cierta

Tabla 1. Valor alcanzado por el índice biótico IBMWP en cada una de las muestras analizadas. Se resalta en negrita el registro más elevado en cada localidad.

*Table 1. Value reached by the biotic index IBMWP in each of the analysed samples. In every locality, the best record is highlighted in boldface.*

| INDICE DE CALIDAD IBMWP                 | Pri04     | Oto04     | Inv05     | Pri05      | Oto05     | Inv06     | Pri06 |
|---|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-------|
| P-7. Río Guadiamar Gerena               | 141       | 95        | -         | <b>143</b> | -         | -         | 101   |
| P-8. Río Guadiamar Cortijo La Alegría   | -         | -         | 70        | <b>88</b>  | 33        | 76        | -     |
| P-11. Río Agrío Cortijo Crispín         | -         | 29        | 30        | 31         | 19        | <b>34</b> | -     |
| P-12. Río Guadiamar Aforador C.H.G.     | -         | <b>56</b> | 32        | 52         | 21        | 36        | -     |
| P-13. Río Guadiamar Sanlúcar la Mayor   | <b>81</b> | 51        | 49        | 71         | 37        | 21        | 53    |
| P-14. Río Guadiamar Pte. Autovía A-49   | -         | 47        | <b>59</b> | 40         | 38        | 49        | -     |
| P-15. Río Guadiamar Aznalcázar          | <b>91</b> | 23        | 22        | 53         | 52        | 34        | 35    |
| P-16. Río Guadiamar antes Alcarayón     | -         | 0         | 24        | <b>48</b>  | 21        | 25        | -     |
| P-17. Río Guadiamar después Alcarayón   | -         | 9         | 21        | 33         | 31        | <b>39</b> | -     |
| P-18. Río Guadiamar Vado de Quemas      | 28        | 11        | 15        | <b>58</b>  | 34        | 32        | 51    |
| P-19. Río Guadiamar antes A° Cigüeña    | -         | -         | 40        | <b>53</b>  | 17        | 35        | -     |
| P-20. Río Guadiamar Puente Don Simón    | -         | 14        | 37        | <b>45</b>  | 24        | 23        | -     |
| P-21. Río Guadiamar Puente Los Vaqueros | -         | -         | 25        | 29         | 30        | <b>40</b> | -     |
| P-22. Río Guadiamar Casa de Bombas      | -         | -         | <b>45</b> | 32         | 20        | 27        | -     |
| P-24. A° La Cigüeña                     | -         | 31        | 28        | <b>65</b>  | 19        | 14        | -     |
| P-25. A° Majaberraque                   | -         | -         | 21        | 43         | <b>49</b> | 34        | -     |

mejoría aguas abajo. En este sentido, las localidades de Sanlúcar la Mayor (puente de Las Doblas), Benacazón (puente de la A-49) y Aznalcázar – Jardín de Buitrago alcanzan en la actualidad valores de IBMWP comprendidos en el rango 35 - 60, e incluso muy superiores en el caso de la primera de ellas en las primaveras de 2004 (81) y 2005 (71). Esto indica que el río muestra cierta capacidad de autodepuración, y el tramo medio parece estar recuperando muy lentamente las condiciones ecológicas que son deseables.

Resulta muy evidente, que además de la ya comentada del río Agrío, se puede apreciar la existencia de otras importantes fuentes de alteración en el tramo comprendido entre Aznalcázar y el vado del cortijo de Quemadas. El IBMWP alcanza en este sector los valores más bajos de toda la cuenca, debido a la entrada en el río Guadiamar de arroyos con un contenido elevado de sustancias contaminantes, probablemente tanto orgánicas como inorgánicas, de origen urbano e industrial. Con posterioridad, de nuevo la calidad biológica del curso parece recuperarse, aunque muy levemente, a medida que aumenta la distancia a esas fuentes más o menos difusas de alteración y el río se adentra en la marisma. Los arroyos situados en la parte baja de la cuenca (Alcarayón, La Cigüeña, Majaberraque) parecen estar siendo utilizados, probablemente de forma estacional, como canales de desagüe por parte de los municipios cercanos, que vierten sus aguas residuales urbanas e industriales, y que, o carecen de estaciones depuradoras, o éstas no funcionan adecuadamente. Sería necesario un correcto funcionamiento de estas instalaciones (si existen) para poder estudiar/comprobar si los esfuerzos realizados en la cuenca del río Guadiamar están surtiendo los efectos deseados sobre el mismo.

Descendiendo ya a un plano de mayor detalle en el seguimiento realizado, los aspectos más destacables desde el punto de vista faunístico son los siguientes:

a) Sólo ha sido registrada la presencia de ejemplares del orden Plecópteros en el tramo del eje principal del río no afectado por el vertido, es decir, hasta la altura del cortijo de la Alegría (P-8). En dicho punto han aparecido tres familias representadas por los géneros *Isoperla* (Inv 2005

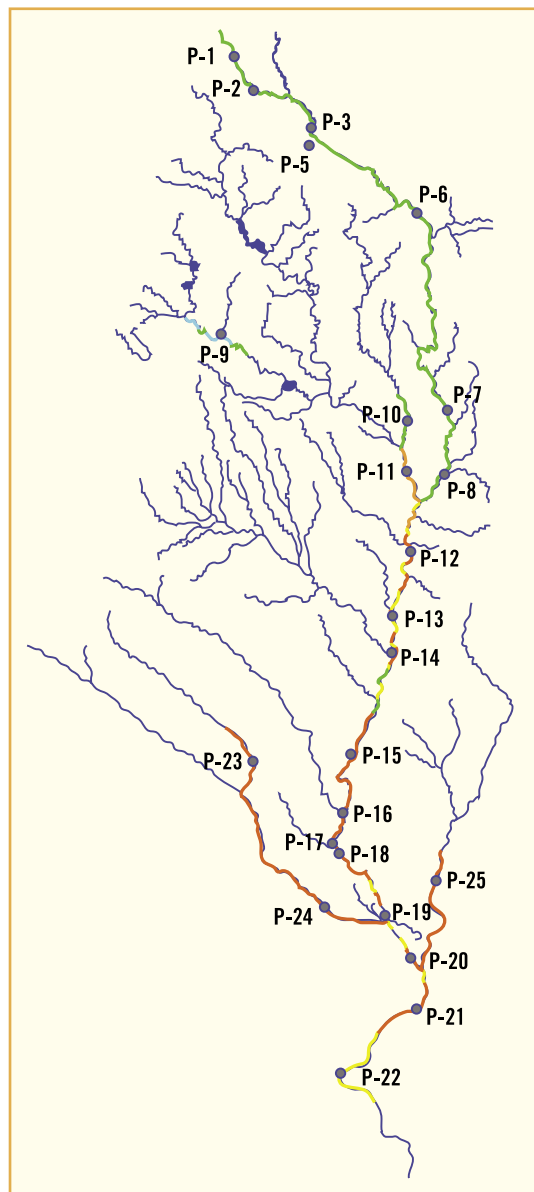


Figura 1. Representación de la calidad biológica en los diferentes tramos estudiados en la cuenca del río Guadiamar, en el invierno de 2005. La escala de colores, de mayor a menor calidad, es azul, verde, amarillo, naranja y rojo.

*Figure 1. Representation of the biological quality in the different sections studied of the Guadiamar river basin, during the winter 2005. From higher to lower quality, the colour range is blue, green, yellow, orange and red.*



Foto 1. Larva de tricóptero perteneciente a Hydropsychidae, la única familia de este orden presente en la actualidad en localidades del tramo medio del río Guadiamar afectadas por el vertido minero de abril de 1998. Foto: J Márquez.

Photo 1. Trichoptera larva belonging to Hydropsychidae, unique family of caddisflies actually present in those localities of the middle stretch of Guadiamar river affected by the mining spill occurred in April 1998. Photo: J Márquez.

y 2006), *Nemoura* (Oto 2005) y *Capnia* (Inv 2006). Este orden de carácter eminentemente reófilo, y con puntuaciones elevadas para el cálculo de los índices de calidad biológica, desaparece en las muestras extraídas tras la confluencia del río Agrio con el Guadiamar, y ya no vuelve a aparecer en ninguna localidad del resto del río.

b) Las únicas efémeras encontradas en la parte afectada por el vertido pertenecen a las familias Baetidae y Caenidae, mientras que justo antes de la desembocadura del Agrio, en el tramo del cortijo de la Alegría, además de estas dos familias, han sido capturados individuos de Leptophlebiidae (*Paraleptophlebia* Inv 2005, *Choroterpes* Pri 2005) y *Polymitarcidae* (Ephoron Pri 2005), y algo más arriba, en el tramo de Gerena, también ha sido recolectada Heptageniidae (*Ecdyonurus* Inv 2005). Volvemos a encontrar una situación similar a la reflejada por el orden anterior: la entrada de las aguas del río Agrio modifi-

ca, deteriorando profundamente, la comunidad albergada por el río Guadiamar.

c) El tercer elemento del índice EPT, considerado en los últimos años de gran importancia para evaluar los ríos mediterráneos, es el orden Tricópteros. En el tramo del Guadiamar cercano a Gerena han sido recolectados reiteradamente ejemplares de las familias Rhyacophilidae (*Rhyacophila* Pri, Oto 2004, Inv 2005), Philopotamidae (*Chimarra* Pri, Oto 2004, Inv 2005) e Hydropsychidae (*Hydropsyche* Pri, Oto 2004, Inv 2005). En el cortijo de la Alegría todavía han sido hallados representantes de Philopotamidae (*Chimarra* Inv, Pri 2005) e Hydropsychidae (*Hydropsyche* Inv, Pri 2005). Pero ningún tricóptero ha sido hasta ahora recolectado en el tramo del Guadiamar situado justo después de recibir las aguas de río Agrio (Aforador de C.H.G.), y sólo aparecen representantes de Hydropsychidae en los tramos de Sanlúcar la Mayor (*Hydropsyche* Inv, Pri 2005) y Benacazón (*Hydropsyche* Oto 2004) (Foto 1). Aguas abajo este orden desaparece. Una vez más la influencia del Agrio queda nitidamente de manifiesto.

d) Los odonatos son un componente de gran significado en las comunidades de los tramos medio y bajos de ríos mediterráneos. Algunas familias de este orden resultan particularmente indicadas para estimar condiciones globales de tales cuencas, caso de Gomphidae y Libellulidae. Los tramos medios de ríos mediterráneos bien conservados pueden albergar varias especies coexistentes de gónfidos, que desaparecen cuando se ven modificadas las condiciones naturales; por el contrario, son varias las especies de libelúlidos capaces de invadir cursos que se encuentren alterados por motivos diversos (FERRERAS-ROMERO et al., 2003), mientras que resulta una familia escasamente representada en ríos bien conservados. Los dos tramos de referencia no afectados por el vertido minero (Gerena y cortijo de la Alegría) muestran asociaciones bastante similares: en ambos crían las dos especies de *Platycnemis* (*P. latipes* y *P. acutipennis*), *Ischnura graellsii* y *Cercion lindenii*, y muy recientemente han sido halladas larvas de *Gomphus pulchellus* (Foto 2); esto supone coincidencia en tres familias. Difieren en que son tres las especies de gónfidos recolectadas en Gerena, la ya citada junto con *Onychogomphus forcipatus* y *Paragomphus ge-*



*nei*, y en que en esta localidad también ha aparecido *Sympetrum striolatum*. La asociación existente en el río Agrio está dominada por libelúlidos (*Orthertrum coerulescens*, *O. cancellatum*, *O. chrysostigma*, *Crocothemis erythraea* y *Sympetrum fonscolombii*) a los que sólo se añaden dos especies poco exigentes en cuanto a requerimientos (*Ischnura graellsii* y *Anax imperator*).

A lo largo de estos últimos años, el tramo medio del río Guadamar, aguas abajo de la confluencia del Agrio, ha sido recolonizado por la mayoría de las especies que tienen poblaciones aguas arriba; este hecho es de los resultados más claros a favor de que el río va recuperando sus condiciones anteriores al vertido de abril de 1998. Tanto en el tramo del Aforador de C.H.G. como en el puente de Las Doblas (Sanlúcar la Mayor), están criando las dos especies de *Platycnemis*, *Ischnura graellsii* y *Cercion lindenii*, algunos ésnidos (*Anax imperator*, *Aeshna mixta*) y asimismo ciertos gónfidos: fue recolectada una larva de *Paragomphus genei* en el tramo del Aforador (Oto 2004) y en la muestra extraída en Sanlúcar la Mayor en invierno de 2006 apareció una larva de último estado de *Gomphus pulchellus*. Junto a esto hay que comentar que el tramo del puente de Las Doblas es ahora lugar de cría de muchas especies de libelúlidos: han sido recolectadas larvas de *Orthertrum chrysostigma*, *Brachythemis leucosticta*, *Sympetrum striolatum* y *Trithemis annulata*, y han sido ob-

servados adultos de otras tantas especies de esta misma familia. La situación decae lentamente aguas abajo: así, *Cercion lindenii* coloniza incluso el tramo de Benacazón (bajo la autovía A-49), y *Platycnemis* se extiende en la actualidad hasta las proximidades de la desembocadura del arroyo Alcarayón. En los tramos inferiores (vado del cortijo de Quemadas, encauzamiento / Entremuros) el número de especies se vuelve muy bajo, *Ischnura graellsii* y algunos libelúlidos extremadamente tolerantes.

Como consecuencia de todo lo anterior, a la pregunta de si el río puede haber recuperado ya sus condiciones naturales, transcurridos ocho años desde el accidente minero de Aznalcóllar, la respuesta más adecuada parece ser: aún no. Por un lado, los valores de los índices bióticos IBMWP e IASPT, medidos en puntos del eje principal no afectados por el vertido son habitualmente más elevados que los registrados en los puntos afectados. Por otro, la distribución de las familias de los órdenes más significativos de macroinvertebrados pone de manifiesto que hay un cambio brusco en las condiciones existentes en los tramos alto y medio del río; únicamente los odonatos muestran evidencias de la recuperación lenta pero constante del tramo medio. El origen o causas de esta situación puede ser múltiple: a) podría reflejar simplemente que todavía la cuenca no se ha recuperado completamente desde el accidente minero de abril de 1998, b) en el lento proceso de recuperación también podría estar influyendo el entorno fuertemente humanizado que actúa como freno para el aumento de la calidad biológica de las aguas de este curso fluvial, c) un hecho circunstancial a considerar es que estos dos últimos años hidrológicos, particularmente secos, no han favorecido la obtención de resultados positivos en el seguimiento del proceso de recuperación, y d) que todos estos factores están actuando simultáneamente, y producen los resultados no muy optimistas obtenidos hasta ahora.



Foto 2. Larva del odonato *Gomphus pulchellus*. Esta especie es un buen ejemplo de la lenta recolonización que está teniendo lugar del tramo medio del canal principal, poniendo de manifiesto que el río Guadamar va recuperando sus condiciones anteriores al vertido minero de abril de 1998. Foto: J. Márquez.

*Photo 2. Larva of the dragonfly Gomphus pulchellus. This species is an outstanding example of the slow, new colonization of the middle stretch of the main channel, it shows that the Guadamar river is now recovering the previous conditions to the mining spill occurred in April 1998. Photo: J. Márquez.*

## Conclusiones

El estudio de las comunidades de macroinvertebrados bénticos realizado en trece puntos del río y en los tributarios Agrío, Cigüña y Majaberraque, desde la primavera del año 2004 hasta la primavera de 2006, pone de manifiesto como resultado más significativo que a lo largo del eje principal del Guadiamar es posible diferenciar con nitidez tres partes bien diferenciadas: el conjunto de familias residentes en las localidades del eje principal de la cuenca no afectadas por el vertido ocurrido en abril de 1998 es significativamente diferente (cuantitativa y cualitativamente mejores) al existente en los tramos afectados; asimismo, las comunidades presentes en las localidades de la parte media del río, hasta Aznalcázar, son claramente más ricas que las halladas en localidades de la parte inferior (Figura 1). Es decir, aunque los aportes del río Agrío siguen todavía deteriorando la calidad biológica de las aguas del Guadiamar, son aún más importantes las alteraciones que producen otros tributarios que discurren por la parte inferior, desde la zona de Aznalcázar hasta en la propia marisma.

Un segundo resultado es que el río Guadiamar muestra cada año una acusada estacionalidad a lo largo del ciclo anual. Para la mayor parte de las localidades, puede afirmarse que el número de familias encontradas en primavera es más elevado que

en otoño e invierno. Al no ser comparables los resultados de campañas correspondientes a diferentes épocas, ni siquiera del mismo año, para apreciar tendencias interanuales en la calidad biológica de las aguas resulta imprescindible comparar datos de una misma época correspondientes a los sucesivos años.

En términos generales, y en base a la comunidad de macroinvertebrados bénticos existentes en el río, puede concluirse que la evolución interanual de la calidad biológica de las aguas del río Guadiamar registrada en los años 2004 a 2006 no ha sido buena. Posiblemente como consecuencia del escaso volumen de precipitaciones registrado en los años hidrológicos 2004-2005 y 2005-2006, los valores alcanzados por los índices bióticos empleados (IBMWP, IASPT, EPT, OCH) indican que la calidad del agua no ha mejorado desde 2004, incluso hay signos de deterioro, como resulta evidente comparando los valores de las sucesivas primaveras; por ejemplo, en Sanlúcar la Mayor y en Aznalcázar los últimos registros (primavera de 2006) son especialmente bajos en relación a los de años anteriores. Este resultado probablemente se invierta en años con precipitaciones otoñales e invernales más cuantiosas. Los resultados del año 2005 y los correspondientes al año 2006, ambos particularmente secos, podrían no ser absolutamente representativos de lo habitual en esta cuenca.

## BIBLIOGRAFÍA

Bonada, N., C. Zamora-muñoz, M. Rieradevall & N. Prat, 2005. Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. *Freshw. Biol.* 50: 781-797.

Ferreras-Romero, M., F. J. Cano-Villegas & J. C. Salamanca-Ocaña, 2003. Valoración de la cuenca del río Guadiamar (sur de España), afectada por un vertido minero, en base a su odonofauna. *Limnetica* 22(3-4): 53-62.

Giudicelli, J., M. Dakki & A. Dia, 1985. Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2094-2101.

Prat, N., C. Solá, M. Plans, J. Toja & M. D. Burgos, 2001. La restauración del estado ecológico del río Guadiamar. *Medio Ambiente*, 36: 50-55.



CAPÍTULO

# 13

## SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE ANFIBIOS DEL RÍO GUADIAMAR

**R. REQUES**

ORNITOUR S.L.  
ALEMANIA 72. AP. 534. 11300 LA LÍNEA (CÁDIZ)  
[reques@ornitour.com](mailto:reques@ornitour.com)

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA EVOLUTIVA.  
ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA CSIC.  
AVDA. DE MARIA LUISA S/N.  
PABELLÓN DEL PERÚ. 41013 SEVILLA  
[reques@ebd.csic.es](mailto:reques@ebd.csic.es)

## Resumen

El trabajo se ha centrado en la recogida de información sobre la localización de lugares de reproducción de anfibios en el entorno del río Guadamar y en la realización de muestreos específicos dentro y fuera de la zona afectada por el vertido de lodos tóxicos de las minas de Aznalcóllar. Los resultados sugieren que en los últimos años ha habido una recuperación de las poblaciones de anfibios en algunos sectores si bien, la riqueza de es-

pecies en la zona afectada por el vertido minero sigue siendo inferior a la que cabría esperar comparándola con el entorno cercano. Esto se debe a la escasez actual de hábitats propicios para su reproducción lo que pone en evidencia la necesidad de crear nuevas charcas temporales dentro del Corredor Verde.

**Palabras clave:** Guadamar, anfibios, restauración, recolonización.

This work has focused on the collection of information about the location of amphibians reproductive sites around the Guadamar River and the carrying out of specific samples inside and outside the zone affected by the dumping of toxic mud in the Aznalcóllar mines. Results suggest that in the last years there has been a recovering of amphibians populations in some sectors, but the richness of species

in the zone affected by the mining dumping goes on being lower than that expected compared with the nearby setting. The reason of this is the shortage of present habitats propitious for their reproduction what shows the necessity of creating new temporal ponds inside the Corredor Verde.

**Key words:** Guadamar, amphibians, restauration, recolonization.

## Abstract



## Introducción

**E**n las últimas décadas el grupo de los anfibios ha recibido una gran atención por parte de científicos de todo el mundo debido a la constatación de un acelerado proceso de declive generalizado de sus poblaciones, lo que ha generado una abundante literatura científica (Semlitsch, 2003) y promovido programas internacionales específicos de conservación (Halliday, 2005). Las causas de la disminución y desaparición de poblaciones de anfibios son muy diversas y actúan a niveles locales, regionales e incluso globales (ver, por ejemplo, Pechmann and Wake, 1997; Halliday, 1998; 2005; Stuart et al. 2004; Beebee & Griffiths, 2005).

La alteración y la destrucción de los hábitats acuáticos y terrestres de anfibios suelen ser las causas principales de extinción local de sus poblaciones. Algunas actividades humanas como la agricultura, la silvicultura, el desarrollo urbano o la industria, han reducido la disponibilidad de hábitats idóneos para su reproducción y han fragmentado sus poblaciones (Alford and Richards, 1999). Estas prácticas están a menudo asociadas con la pérdida de humedales que son los principales lugares de reproducción de anfibios (Semlitsch, 2003). Las estimas de reducción de zonas húmedas en España basadas en registros históricos (Casado y Montes, 1995) están muy infravaloradas debido a que no se contemplan

los pequeños humedales (charcas temporales, praderas encharcables, llanuras de inundación vinculadas a ríos y arroyos, etc.) que constituyen hábitats de elevado valor por la biodiversidad que albergan (Gallego et al., 1999; Reques, 2005).

Con la rotura de la balsa minera de Aznalcóllar en 1998 se produjo un episodio de contaminación de metales pesados en el cauce del río Guadiamar y un aumento de la acidez de sus aguas. Esto, junto con las posteriores tareas de limpieza de contaminantes y remediación, transformaron sensiblemente el paisaje e hicieron desaparecer gran parte de los micro-humedales de la zona afectada. La única especie de anfibio presente en la zona de estudio en los años siguientes al vertido fue la rana común (*Pelophylax perezi*) (Foto 2), un anuro que presenta una gran capacidad para tolerar y acumular contaminantes en su fase larvaria (Tejedo y Reques, 2003). En aquel momento se evaluó el alcance del vertido de lodos contaminantes sobre la comunidad de anfibios mediante el análisis del contenido de metales pesados en individuos y se exploró experimentalmente el efecto de las aguas ácidas sobre algunas variables de supervivencia (Tejedo y Reques, 2003). Una vez concluidas las tareas mecánicas de retirada de lodos contaminados y tras haberse aplicado métodos de remediación en suelos, se inició un estudio de seguimiento específico para conocer el estado de las poblaciones de anfibios de dos años de duración y cuyos resultados más destacados se resumen a continuación.

## M E T O D O L O G Í A

### Recopilación de información preexistente

En una primera parte se ha procedido a la búsqueda de información sobre las poblaciones de anfibios existentes en la cuenca del río Guadamar antes y después del vertido de lodos tóxicos mediante consulta bibliográfica y solicitud de información tanto a la Asociación Herpetológica Española (AHE) como a herpetólogos locales. Con la información obtenida se ha elaborado una base de datos que se ha incorporado a un sistema de información geográfica con el objetivo de identificar, en la medida de lo posible, los hábitats reproductivos de las diferentes especies citadas.

Dado que la mayor parte de los anfibios se reproducen

en hábitats acuáticos con marcado carácter temporal y escasas dimensiones, resulta especialmente complicado estimar el número, las características e incluso la localización de esos hábitats reproductivos preexistentes sin tener un catálogo previo de los mismos, ya que ninguna cartografía anterior a la perturbación acaecida en abril de 1998 nos puede dar esa precisión. Del total de citas recogidas se han seleccionado aquellas que estaban georreferenciadas o que han podido ser localizadas de forma aproximada (la mayor parte de estas citas se corresponden a cuadrículas cartográficas de 10 x 10 km). No obstante, el conocimiento del uso de hábitats reproductivos que hacen las diferentes especies nos permite inferir sobre el tipo de hábitats disponibles para los

mismos. Así, por ejemplo, si existe constancia en una determinada zona de la presencia de sapo corredor (*Bufo calamita*), con toda probabilidad debieron de existir charcas de pequeño tamaño y escasa profundidad en las que la insolación fuera máxima y, por tanto, con escasa cobertura vegetal. Además, estas pequeñas charcas debieron tener un hidropериodo corto. Otras especies como el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) indicarían la existencia de charcas de mayor hidropериodo. Sin embargo, la sola presencia de especies más generalistas en cuanto a uso de hábitat como la rana común (*Pelophylax perezi*), no nos permitirá hacer deducciones de este tipo.

### Seguimiento de poblaciones

Para una primera aproximación se realizaron muestreos en diferentes puntos del entorno del



Foto 2. *Pelophylax perezi* en el río Guadamar.

Photo 2. *Pelophylax perezi* in the Guadamar river.

Tabla 1. Localidades muestreadas y número de especies encontradas. En verde se señalan aquellas localidades incluidas dentro del espacio protegido Corredor Verde del Río Guadiamar.

Table 1. Sampling sites and number of species. In green it show the localities included in the protected site Corredor Verde of Guadiamar River.

| LOCALIDAD                         | Bufo | Bufo | Disgal | Hylmer | Pelcul | Pelibe | Plewal | Ranper | TOTAL |
|-----------------------------------|------|------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| Aznalcóllar                       |      |      |        | X      | X      | X      | X      |        | 4     |
| Caño Guadiamar                    |      |      |        |        |        |        | X      | X      | 2     |
| Caño Travieso                     |      |      |        |        |        |        |        | X      | 1     |
| Castillo de las Guardas           | X    |      |        | X      |        |        |        | X      | 3     |
| Dehesa de Abajo                   |      |      |        |        | X      |        | X      | X      | 3     |
| El Rocío                          |      |      |        |        |        | X      | X      | X      | 2     |
| Gerena                            | X    |      |        | X      |        |        | X      | X      | 4     |
| Gerena (canteras)                 |      | X    |        |        | X      | X      | X      | X      | 5     |
| Haza de la laguna                 |      | X    | X      | X      | X      | X      | X      | X      | 7     |
| Puente de Aznalcázar              |      |      |        | X      |        |        |        | X      | 2     |
| Puente de las Doblas              |      |      |        | X      |        |        |        | X      | 2     |
| Puente de las Doblas fuera del CV |      |      |        |        |        | X      |        | X      | 2     |
| Puente de los Vaqueros            |      |      |        |        |        |        |        | X      | 1     |
| Río Agrio                         |      |      |        |        |        |        |        | X      | 1     |
| Vado del Quema                    |      |      |        |        |        |        |        | X      | 1     |

río Guadiamar y su zona de influencia (Tabla 1). Estos muestreos permitieron comparar mediante análisis no paramétricos (prueba U de Mann Whitney) la diversidad específica actual de anfibios dentro y fuera del Corredor Verde.

Se han utilizado métodos cuantitativos consistentes en la recogida de individuos en estadio larvario. El hecho de encontrar larvas asegura la existencia de poblaciones establecidas o en proceso de establecimiento con capacidad para reproducirse. Se empleó una manga de red con la que se barría el volumen del agua. El esfuerzo de muestreo fue constante y con un valor aproximado de un metro por cada 5 segundos de barrido. Se contabilizaban las larvas recolectadas y se depositaban en bandejas para evitar que fueran capturadas de nuevo. Con estos valores se puede hacer una estima de la densidad relativa de larvas (Heyer et al, 1994). Además, para cada individuo recolectado se determinó el estadio larvario según Gosner (1960) con la ayuda de una lupa de mano. Tras esto, las larvas fueron devueltas al medio. Este método es, por tanto, muy poco agresivo con

los ejemplares por lo que puede ser utilizado incluso con especies de anfibios amenazadas.

Para poder estimar la diversidad específica en diferentes localidades se seleccionaron siete estaciones de muestreo, tres de las cuales estaban ubicadas fuera del espacio protegido del Corredor Verde. Los muestreos se realizaron en los meses de abril de 2005 y mayo de 2006; en total para los dos años se capturaron 581 larvas pertenecientes a un total de siete especies diferentes (*Bufo bufo*, *Discoglossus galganoi*, *Pelobates cultripes*, *Pelodytes ibericus*, *Pleurodeles waltl*, *Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezii*).

Se estimó el índice de diversidad de Shannon (1948) para cada lugar en función del número de especies presentes y el número de individuos capturados de cada una de ellas en un tiempo determinado. Este índice aumenta a medida que aumenta la riqueza de especies y a medida que los individuos de cada especie se distribuyen de forma más homogénea (una elevada diversidad implica una elevada impredecibilidad de que una



muestra tomada al azar corresponda a una determinada especie). Con un análisis multivariante de correspondencias se ha sintetizado la información para facilitar la interpretación de los resultados. Este análisis tiende a producir mejores resultados con respecto a un análisis de componentes principales cuando las variables cambian a lo largo de un gradiente marcado (Gauch, 1982) como es el caso que nos ocupa.

Por último, dentro de los límites del Corredor Verde se ha realizado un seguimiento específico para conocer la evolución de *Pelophylax perezi* por ser la única especie presente en los lugares establecidos previamente por el Programa de Muestreo del SECOVER que incluye, junto a la determinación del catálogo de estaciones de muestreo y unidades experimentales, la definición y delimitación de un conjunto de ámbitos representativos de los distintos sectores morfodinámicos de la llanura aluvial y la marisma del Guadamar (ver en este volumen Borja et al.).

Se han seleccionado cinco estaciones de muestreo diferentes en el propio cauce del río de la llanura aluvial; una de ellas (denominada Gerena) se encuentra fuera del área de influencia directa del vertido de lodos; el resto de las estaciones fueron afectadas con distinta intensidad por este episodio de contaminación (Confluencia de los ríos Agrio y Guadamar, El Guijo, Benacazón y casa del Buitrago de Aznalcázar). Los resultados obtenidos para cada localidad y para cada momento del año pueden ser comparados debido a que se mantuvo constante el esfuerzo de muestreo y a que las muestras tomadas en las distintas áreas piloto son independientes. Para el análisis de los resultados ha sido necesario asumir que todas las larvas de *Pelophylax perezi* tienen las mismas capacidades de natación en los diferentes lugares muestreados o lo que es lo mismo, todas pueden ser igualmente capturadas utilizando el mismo método de muestreo: para ello se han seleccionado microhábitats de similares características (zonas de escasa corriente donde son más habituales las puestas de anfibios). Esta asunción no hubiera sido válida en años anteriores al periodo de estudio cuando los valores de pH del agua en algunos tramos eran muy

bajos, habiéndose comprobado que este hecho influye en la capacidad de natación de las larvas al menos en los primeros estadios de desarrollo (Tejedo y Reques, 2003). Finalmente, se calcularon las medias y la desviación típica de cada lugar de muestreo y se compararon mediante un análisis de clasificación por rangos de Kruskal-Wallis.

### Resultados y discusión

No hay una información previa al vertido de lodos contaminados sobre el estado de las poblaciones de anfibios en el tramo medio del río Guadamar pero si existen citas de diferentes especies que debieron de encontrar hábitats reproductivos en sus inmediaciones (Corredor Verde del río Guadamar) y que, con las transformaciones realizadas en el medio, han desaparecido. En concreto hay citas de *Pelodytes ibericus*, *Discoglossus galganoi* y *Bufo calamita* además de *Pelophylax perezi* e *Hyla meridionalis*, dos especies que actualmente siguen estando presentes en el propio río o sus inmediaciones. En zonas algo más alejadas del área de influencia del vertido hay citas de *Pleurodeles waltl*, *Bufo bufo* y *Pelobates cultripes* que continúan estando presentes en esas localidades. En años recientes se han encontrado algunos pocos ejemplares adultos y juveniles de *Bufo calamita* y *Pelodytes ibericus* dentro del Corredor Verde (inmediaciones a las Doblas) que podrían proceder de poblaciones localizadas en áreas colindantes no afectadas directamente por el vertido tóxico. Todo esto nos permite inferir que en lugares muy cercanos al cauce del río debieron de existir encharcamientos, prados inundables y charcas temporales de pequeñas dimen-

13

La actual ausencia de charcas en la zona restaurada del Corredor Verde imposibilita el establecimiento de comunidades de anfibios algo más complejas similares a las encontradas en las inmediaciones del espacio protegido

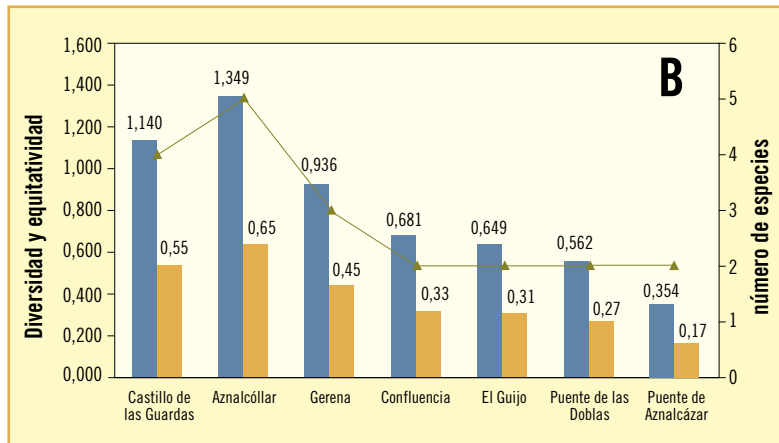
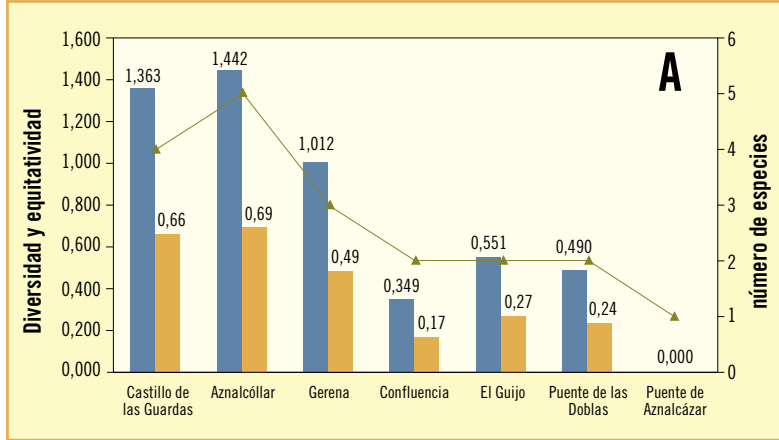


Figura 1. Valores de índice de Shannon (barras verdes), equitatividad (barras naranjas) y número de especies (trazo azul) para cada una de los lugares de muestreo correspondientes a A) abril de 2005 y B) mayo de 2006.

Figure 1. Shannon Diversity Index (green bar), equitativity, (orange bar) and number of species (blue line) for the sampling sites corresponding to A) April 2005 and B) May 2006.

siones como lugares de reproducción de las especies citadas y que, en la actualidad, ya no existen. Algunas de estas especies son endémicas del sur de la Península Ibérica, y, por tanto, de gran interés para su conservación.

Del total de localidades muestreadas (Tabla 1), aquellas que están incluidas en el Corredor Verde del Río Guadiamar son las menos diversas en cuanto a núme-

ro de especies si se compara con otras zonas próximas (prueba U de Mann Whitney;  $U=1.50$ ;  $Z=3.067$ ;  $P=0.002$ ). Esta baja diversidad de anfibios dentro del Corredor Verde puede estar relacionada con la desaparición de hábitats adecuados para su reproducción debido al proceso de limpieza de lodos tóxicos y la posterior restitución de suelo.

Con los muestreos larvarios realizados anualmente en siete localidades diferentes se estimaron los índices de diversidad teniendo en cuenta el número de especies y de individuos de cada especie. Los valores obtenidos oscilan entre 0, en el caso de existir una sola especie como en el Puente de Azncázar en abril de 2005 y 0.70, en los casos en los que hay mayor número de especies y la distribución de éstas es más homogénea (charca de Azncóllar con cinco especies presentes). Por otro lado, se ha calculado el índice de equitatividad de Lloyd y Gheraldi (1964) para tener

una estima de cómo están equilibradas las distribuciones de especies (Figura 1).

El número de especies en las zonas de estudio se ha mantenido constante entre los dos años de estudio, salvo en el caso del Puente de Azncázar donde en el primer año no se encontraron renacuajos de *Hyla meridionalis* y en el segundo sí, lo que podría estar relacionado con la mejora de la calidad del agua. Los valores más al-

tos de diversidad están fuera del espacio protegido del Corredor Verde en las dos anualidades estudiadas.

Al efectuar el análisis de correspondencias los dos primeros ejes absorben algo más del 96 % de la inercia total. En la figura 2 se representan los baricentros correspondientes a los lugares de muestreo, a las distintas especies y su relación entre ellos. La dimensión 1 discrimina los hábitats reproductivos relacionados con el curso fluvial del Guadamar de charcas más alejadas y con mayor diversidad de especies. Las Charcas de Aznalcóllar quedan muy alejadas por mantener especies que no están presentes actualmente en otros de los lugares estudiados debido a la falta de hábitats favorables. La dimensión 2 separa muy claramente las áreas afectadas por el vertido de lodos tóxicos de las zonas limpias (Castillo de las Guardas, Gerena y Aznalcóllar). En el cuadrante inferior izquierdo se agrupan aquellas poblaciones situadas dentro del Corredor Verde que han sufrido episodios de contaminación y discrimina las especies tolerantes a esta situación como es *Pelophylax perezii* principalmente y, en menor medida, *Hyla meridionalis*. La actual ausencia de charcas en la zona restaurada del Corredor Verde imposibilita el establecimiento de comunidades de anfibios algo más complejas similares a las encontradas en las inmediaciones del espacio protegido. De los resultados anteriores se deduce que previamente al accidente minero en la zona de estudio debieron de existir hábitats reproductivos de anfibios similares a las Charcas de Aznalcóllar y otras próximas al espacio protegido no analizadas (finca de la Herradura).

Por otro lado, la conservación de estos hábitats exter-

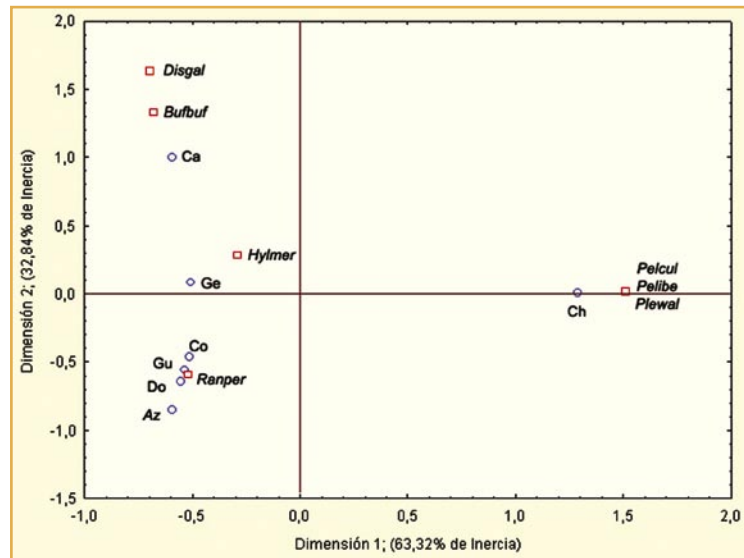


Figura 2. Análisis de correspondencias sobre la matriz de abundancia de larvas de cada especie por zonas de muestreo. Los lugares de muestreo son: Ca: Castillo de las Guardas, Ch: Charcas de Aznalcóllar, Ge: Gerena, Co: Confluencia con el río Agrío, Gu: El Guijo, Do: Puente de las Doblas y Az: Puente de Aznalcázar. Las especies son: Bufbuf: *Bufo bufo*; Disgal: *Discoglossus galganoi*; Hylmer: *Hyla meridionalis*; Pelcul: *Pelobates cultripes*; Pelibe: *Pelodytes ibericus*; Plewal: *Pleurodeles waltl* y Ranper: *Pelophylax perezii*.

Figure 2. Correspondence analysis about the abundance of larval of each species in sampling sites. These sampling sites are the following: Ca: Castillo de las Guardas, Ch: Charcas de Aznalcóllar, Ge: Gerena, Co: Confluencia con el río Agrío, Gu: El Guijo, Do: Puente de las Doblas y Az: Puente de Aznalcázar. The species are: Bufbuf: *Bufo bufo*; Disgal: *Discoglossus galganoi*; Hylmer: *Hyla meridionalis*; Pelcul: *Pelobates cultripes*; Pelibe: *Pelodytes ibericus*; Plewal: *Pleurodeles waltl* y Ranper: *Pelophylax perezii*.

nos al propio Corredor Verde es importante por ser posibles centros de origen y diversificación para consolidar futuras poblaciones de anfibios dentro del espacio protegido. Hay que tener presente, además, que debido a la estructura metapoblacional de estas especies, la destrucción de hábitats reproductivos dentro del Corredor Verde puede estar dando origen a alteraciones importantes en las poblaciones cercanas conectadas previamente antes del vertido de lodos aunque no hayan sido afectadas directamente por este episodio de contaminación (Sinsch, 1992; Marsh y Trenham, 2001).

En los muestreos específicos de larvas de *Pelophylax perezii* en diferentes tramos del río Guadamar se en-

Tabla 2. Análisis de clasificación por rangos de Kruskal-Wallis.  
 Table 2. Analysis of variance by ranks, Kruskal-Wallis test.

| KRUSKAL-WALLIS       | H (4, N=25) | P      |
|----------------------|-------------|--------|
| NÚMERO DE RENACUAJOS |             |        |
| Área piloto          | 4.81673     | 0.3066 |
| Muestreos            | 16.98       | 0.0002 |
| ESTADIO LARVARIO     |             |        |
| Área piloto          | 2.9468      | 0.5668 |
| Muestreos            | 16.84       | 0.0021 |

contró que el número de renacuajos no difiere entre áreas de muestreo pero sí entre las fechas de muestreo debido a la propia fenología larvaria [Tabla 2 y Figura 3; análisis de clasificación por rangos de Kruskal-Wallis: Áreas de muestreo:  $H(4, N=25) = 4.82$ ;  $p = 0.306$  y fechas de muestreo  $H(4, N=25) = 16.98$ ;  $p = 0.0019$ ].

Por otro lado, el estado de desarrollo no fue significativamente diferente entre áreas de estudio (Tabla 2), por tanto, en todas las áreas piloto la fenología de *Pelophylax perezi* es coincidente. Es de destacar que se han encontrado individuos en estadios de desarrollo no

muy avanzados (a finales del verano y principio de otoño (por ejemplo en los muestreos 1 y 3). Dado que las temperaturas son elevadas y, por tanto, el desarrollo larvario rápido, la reproducción debió ocurrir a mediados o finales de verano. Esto representa un cierto retraso con respecto a otras poblaciones próximas en Doñana (Calderón et al. 1982; Díaz Paniagua et al. 2005) aunque se ha constatado reproducción de esta especie hasta el mes de agosto en otras localidades en el suroeste de la Península (Egea, et al. 2005).

Por último, hay que destacar que para poder recuperar la diversidad de anfibios en la zona de estudio es necesario rehabilitar los micro-humedales que desaparecieron tras el vertido de lodos tóxicos y las posteriores tareas de remediación. Algunas sencillas actuaciones como la creación de charcas (ver capítulo sobre “Establecimiento de nuevos micro-humedales en el Corredor Verde del Río Guadiamar para la conectividad de poblaciones de anfibios” en este mismo volumen) podrían favorecer la recuperación de poblaciones de especies endémicas de anfibios de gran interés desde el punto de vista de su conservación.

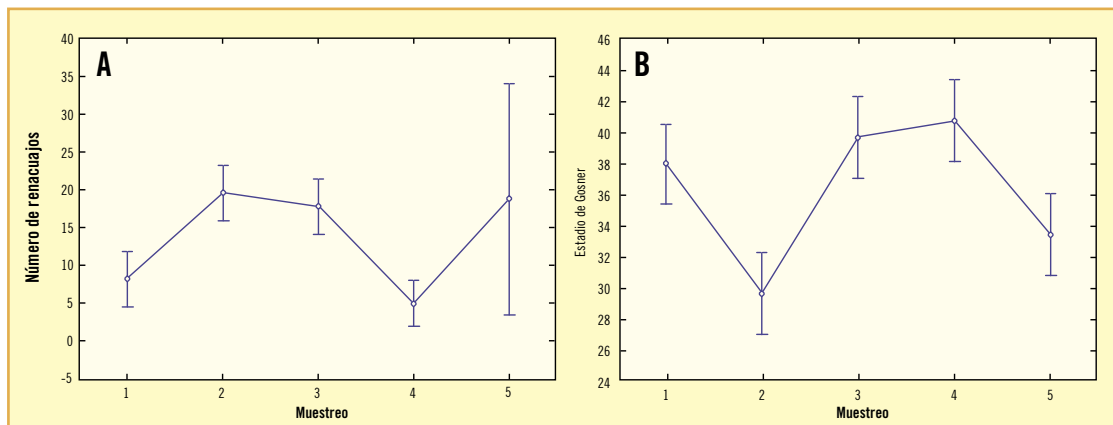


Figura 3. A. Media y desviación estándar del número de renacuajos capturados en cada muestreo por unidad de tiempo para el total de áreas piloto consideradas (Kruskal-Wallis: fechas de muestreo  $H(4, N=25) = 16.98$ ;  $p = 0.0019$ ). B. Media y desviación estándar de los estadios de desarrollo encontrados en los diferentes momentos de muestreo. Los muestreos son 1: otoño de 2004; 2: primavera de 2005; 3: verano de 2005; 4: invierno de 2005 y 5: primavera de 2006 (Kruskal-Wallis  $H(4, N=25) = 16.84$ ;  $p = 0.0021$ ).

Figure 3. A. Mean and standar desviation larval number in each sample by time from all areas (kruskal-Wallis; date of sample  $H(4, N=25) = 16.98$ ;  $p = 0.0019$ ). B. Mean and standar desviation of larval development stages in the different samples. 1: Autum 2004; 2: Spring 2005; 3: Summer 2005; 4: invierno 2005 and 5: Spring 2006 Kruskal-Wallis  $H(4, N=25) = 16.84$ ;  $p = 0.0021$ ).

Foto 3. Sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*). Foto: J.E. Martínez.

Photo 3. *Discoglossus galganoi*. Photo: J.E. Martínez.



## Conclusiones

- La recopilación de la información sobre presencia de determinadas especies de anfibios, previa al accidente minero, nos permite inferir que en el Corredor Verde debieron de existir lugares de reproducción adecuados para estas especies como son encharcamientos y charcas de pequeñas dimensiones y carácter temporal.
- Debido a la desaparición de hábitats reproductivos adecuados, actualmente el espacio protegido del Corredor Verde tiene una significativa menor diversidad de especies de anfibios que la que cabría esperar si se compara con la diversidad de especies encontradas en las inmediaciones de este espacio.
- En la zona de estudio se ha encontrado un incremento del número de poblaciones de ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en los últimos años lo que puede explicarse por una mejora de la calidad de hábitat tras las tareas de remediación efectuadas.
- La actual ausencia de charcas en el espacio protegido imposibilita el restablecimiento de las comunidades de anfibios que había previamente al accidente minero. Además, debido a la estructura metapoblacional de estas especies, la destrucción de hábitats reproductivos dentro del Corredor Verde puede estar dando origen a alteraciones en las poblaciones cercanas que no han sido afectadas directamente por este episodio de contaminación.

## Recomendaciones de gestión

- Los anfibios actualmente constituyen el grupo de vertebrados más amenazados del planeta debido tanto a causas locales como otras globales aún no bien definidas. En los ambientes mediterráneos la desaparición de anfibios está causada principalmente por la destrucción y alteración de sus hábitats. En este sentido la restauración y creación de nuevos hábitats reproductivos para las diferentes especies se considera una medida eficaz de conservación.
- Para poder recuperar la diversidad de anfibios en la zona de estudio es necesario rehabilitar los lugares de reproducción que desaparecieron tras el vertido de lodos tóxicos y las posteriores tareas de remediación. Algunas sencillas y económicas actuaciones como la creación de charcas temporales pueden tener buenos resultados a corto y medio plazo.
- Es importante, además, conservar los hábitats reproductivos de anfibios externos al espacio protegido por ser los centros de origen y dispersión de los individuos que potencialmente colonicen los nuevos hábitats creados y fortalezcan su estructura metapoblacional.

## B I B L I O G R A F Í A

- Alford, R.A. and Richards, S.J. (1999). Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.
- Beebee, T. J. C., and Griffiths, R.A.. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125:271-285.
- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. Reyero, J.M. Editor. Madrid.
- Calderón, J., Delibes, M. y Ribas R. (1982). Variation annuelle de l'état reproducteur de *Rana perezi* dans la Reserve Biologique de Doñana. *Bull. Soc. Herp. France*.
- Gallego, F., Juan B., M. R. Garcia-Mora, and F. Garcia-Novo. (2002). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation* 26:190-199.
- Díaz-Paniagua, C., Gómez, C., Porthault, A. y de Urie, W. (2005). *Los anfibios de Doñana*. Ministerio de Medio Ambiente. 182.
- Egea, A., Oliva-Paterna, F.J. y Torralva, M. (2005). Tecnología reproductiva de la comunidad de anfibios del Noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Zool. baetica*, 16: 59-72, 2005.
- Gauch, H.G.Jr. (1982). *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Gosner, K.L. (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larva with notes on identification. *Herpetologica* 16: 183-190.
- Halliday, T. (1998). A declining amphibian conundrum. *Nature* 394: 418-419.
- Halliday, T. (2005). Diverse phenomena influencing amphibian population declines. In *Amphibian Declines* (Lannoo, M. Ed.). University of California Press.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A. McDiarmid, R.W. Hayek, L.C. & Foster, M.S. (1994). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Marsh, D.M. and Trenham, P.C. (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1): 40-49.
- Pechmann, J.H.K and Wake, D.B. (1997). Declines and disappearances of amphibian population. In *Principles of Conservation Biology* (Meffe, G.K and Carroll, C.B. eds.). Second edition. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts.
- Reques, R. (2000). *Anfibios. Ecología y conservación. Recursos Naturales de Córdoba*. Diputación de Córdoba. 140pp.
- Reques, R. (2005). *Conservación de la Biodiversidad en los Humedales de Andalucía*. (2º ed.) Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 328 pp.
- Semlitsch, R. (2003). General threats to amphibians. In *Amphibian Conservation* (Semlitsch, R.D ed.). Smithsonian Institution. USA.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal* 27 (1,2): 379-423; 27(3): 623-656..
- Sinsch, U. (1992). Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S. Cox, N. A., Young, B. E. , Rodrigues, A. S. L. Fischman, D.L. and Walter, R.W.. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* (Washington D C) 306:1783-1786.
- Tejedo, M. y Reques, R. (2003). Evaluación de los efectos del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la comunidad de anfibios del río Guadiamar. En: *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.



# EFFECTOS DEL ACCIDENTE MINERO DE AZNALCÓLLAR SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES DEL RÍO GUADIAMAR Y ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR

**C. FERNÁNDEZ-DELGADO<sup>1</sup> Y P. DRAKE<sup>2</sup>**

1. DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA. EDIFICIO CHARLES DARWIN; 3ª PLANTA.  
CAMPUS UNIVERSITARIO DE RABANALES  
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. 14071 CÓRDOBA  
TFNO./FAX: (+34) 957 21 86 05  
[carlos.fdelgado@uco.es](mailto:carlos.fdelgado@uco.es)

2. INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS DE ANDALUCÍA (CSIC)  
POLÍGONO RÍO SAN PEDRO, S/N. 11510 PUERTO REAL (CÁDIZ)  
TFNO.: (+34) 956 83 26 12. FAX: (+34) 956 83 47 01  
[pilar.drake@icman.csic.es](mailto:pilar.drake@icman.csic.es)

El presente artículo sintetiza los trabajos llevados a cabo sobre la comunidad de peces del río Guadiamar, severamente afectado por el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. Dado que este río desemboca directamente en el estuario del Guadalquivir, también estudiamos los efectos sobre esta zona. En una primera fase analizamos el global de la cuenca buscando cualquier perturbación que pudiera afectar a la comunidad de peces. Se detectaron tres procesos negativos para la integridad del río: destrucción (e.g. eliminación de meandros), fragmentación (e.g. pasos de vehículos, presas, azudes) y degradación (e.g. contaminación urbana y agrícola, especies invasoras) del hábitat fluvial. Además, las dos grandes estaciones depuradoras de aguas residuales no trabajan de forma eficiente, con lo que la calidad del agua tratada no es la suficiente. Recomendamos el desarrollo de programas específicos para neutralizar estas fuerzas.

La mejora de la calidad ambiental del río ha permitido evidenciar un proceso de colonización que se encuentra en la actualidad estabilizado. A los 8 años del accidente, varias especies han colonizado el área afectada, siendo el barbo la dominante. La mayoría de las especies coloniza-

ron la zona afectada según su densidad fuera de ella. Pero, por término medio, la zona no afectada posee un punto más de media en la riqueza de especies. Detectamos tres hábitats fuente de las especies colonizadoras. Uno localizado aguas arriba del punto del accidente, que suministró fundamentalmente especies autóctonas, otro en la marisma, que suministró especies exóticas y un tercero de menor entidad en un tributario. También detectamos dos hábitats sumidero, uno en el segmento de río inmediato al punto del accidente (contaminación metálica residual) y otro en las inmediaciones del Vado del Quema, en estrecha relación con la pobre calidad del agua en la zona.

También capturamos larvas de 7 especies dentro del área afectada. Su bajo estado de desarrollo indica que han nacido en la zona afectada, una clara evidencia de recuperación. La densidad de larvas fue mínima en los aledaños del punto de vertido, incrementando aguas abajo, conforme nos alejábamos de él.

Finalmente, no se detectaron efectos negativos del vertido sobre la comunidad de peces del estuario del Guadalquivir.

**Palabras clave:** comunidad de peces, Río Guadiamar, vertido tóxico, Aznalcóllar, larvas de peces, estuario del Guadalquivir.

## Introducción

La rotura de la balsa de decantación de las minas de Aznalcóllar la madrugada del 25 de abril de 1998, supuso la liberación de unos 2 Hm<sup>3</sup> de lodos tóxicos y 4 Hm<sup>3</sup> de aguas ácidas (pH ≈ 3) al río Guadiamar (Grimalt et al., 1999) que afectaron a un total de 4.286 Ha incluyendo 67 Km de cauce fluvial, llanura de inundación y terrenos aledaños de nueve municipios de la provincia de Sevilla (Consejería de Medio Ambiente, 1999). Posteriormente, las labores de limpieza alteraron las características geomorfológicas, hidrológicas y geoquímicas del sistema fluvial afectado (Gallart et al. 1999, Garralón et al. 1999) multiplicando, si cabe, los daños ambientales.

Prácticamente la totalidad de la flora y fauna acuática fue arrasada, en un primer momento se recogieron 37 Tm de peces, 40 anfibios, 20 aves y 8 mamíferos (Consejería de Medio Ambiente, 1999).

A raíz del accidente minero, la Junta de Andalucía desarrolló el Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (PICOVER) incluido, a su vez, dentro del Plan de Acción denominado Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar (Junta de Andalucía, 2000), hoy prácticamente concluido. Entre la legión de estudios desarrollados a raíz de este programa se encuentran los relacionados con el estudio de la fauna piscícola.



In this article we show different studies in relationship with the fish community of the Guadiamar River, severely affected by the Aznalcóllar toxic spill. Because this river flows directly in the estuary of the Guadalquivir River, has been studied also the effects on its fish community. In a first stage has been studied the conservation status of the Guadiamar river basin, locating every disturbance which could affect the integrity of the Guadiamar fish community: destruction of several meanders by the farmers and many direct impacts (mainly transversal obstacles) which fragment the river and alter its hydrology; indirect impacts (waste waters and diffuse pollution) which degrade the water quality of the river; and the two big waste water treatment plants which do not work efficiently. We suggest to recover the continuity of the river as well as to increment the efficiency of the treatment plants.

It has been monitored the colonization process of the affected area by the fish community, which at these moments is stabilized. After 8 years of the accident several fish species have colonized the area, being the barbel the dominant specie. Most of the species colonized the affected area in relationship to their density outside of

the area, but species richness in the affected area never reached that existing outside. It has been detected three sources habitats of the colonizing species; one located upstream which produced autochthonous species, other in the marshlands which produced exotic species and a third one, of less entity, in a tributary. At the same time, there were located two drain zones, one next to the mine accident point, with residual heavy metal pollution, and other next to the "Vado del Quema", in relationship with the poor water quality in this sector.

There had been also catches larvae of 7 species in the affected area. Its early developmental stages suggest that reproduction have carried out inside this area, a good evidence of the recuperation of the affected zone. Density of larvae increased progressively downstream as samplings moved away from the accident point. Results also showed that segment river close to the accident point has the lowest quality for reproduction.

Finally, studies carried out on the fish community of the estuary of the Guadalquivir River did not show any negative effect of the toxic spill.

*Key words:* fish community, Guadiamar river, Aznalcóllar toxic spill, colonization, fish larvae, Guadalquivir estuary.

Las comunidades de peces, como indicadoras de perturbaciones humanas del corredor fluvial, presentan muchas ventajas. Los peces son organismos relativamente longevos y móviles por lo que reflejan en buena medida los efectos a largo plazo de los estresores ambientales. Asimismo, incluyen un rango de especies de diferentes niveles tróficos (piscívoros, invertívoros, omnívoros, etc.), por lo que recogen los efectos de niveles tróficos inferiores. Cada especie posee unos requerimientos particulares, ocupan diversos hábitats en los ríos (bentónicos,

pelágicos, reófilos, limnófilos, etc.), convirtiéndose así en excelentes indicadores de las alteraciones de éstos. Son relativamente fáciles de capturar e identificar a nivel de especie y la mayoría de los individuos capturados pueden ser analizados en el campo y posteriormente liberados sin daño alguno. Por último, los peces han desarrollado complejos mecanismos migratorios haciéndolos muy sensibles a las interrupciones del continuo fluvial.

En este contexto, se han desarrollado varios proyectos de investigación a lo largo de 8 años que han tenido como eje principal la comunidad de peces del río Guadiamar y de los que se presenta un escueto resumen.

**A los ocho años del accidente, varias especies ya colonizaron el área afectada. En general, la zona no afectada posee un punto más de media en la riqueza de especies**

## ANÁLISIS DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA RED FLUVIAL DEL GUADIAMAR

El Plan de Acción promovido por la Consejería de Medio Ambiente pretendía, además de controlar y remediar la contaminación minera, la restauración del río Guadamar en el marco de su cuenca. Restauración que ponía énfasis en la recuperación ecológica a través de los procesos de sucesión natural. Estos fueron, por tanto, los principios que rigieron nuestro primer estudio: perspectiva ecosistémica y sucesión natural.

Los ríos son ecosistemas lóticos en equilibrio dinámico regidos por perturbaciones naturales, siendo las riadas y sequías las fundamentales en estructurar nuestros cursos fluviales mediterráneos. En los últimos milenios se han añadido otras perturbaciones, las humanas, que dañan gravemente el sistema.

Nuestro objetivo principal en este proyecto consistió en buscar los instrumentos apropiados para que el río recobrase su equilibrio dinámico, única posibilidad de recuperar la estructura y funciones del sistema. Pensamos que no es posible una auténtica restauración de la zona afectada por el vertido tóxico sin que la dinámica de los procesos naturales estuviera operando eficientemente y, a nuestro entender, la única posibilidad de llevar esto a cabo era a través de un tratamiento completo del elemento natural, es decir de la cuenca. Muchas de las alteraciones de estos procesos naturales puede que sean irreversibles (pérdida de hábitats, contaminación metálica y biológica, etc.) pero otras se pueden neutralizar o reducir en gran medida.

Los objetivos planteados en este primer estudio, siempre orientados hacia la recuperación de la comunidad piscícola, fueron analizar el estado de conservación de la vegetación riparia y catalogar las perturbaciones directas e indirectas (ver más adelante) que afectaban al cauce fluvial. El estudio se completó con un análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y peces en 44 estaciones repartidas por toda la cuenca. Una in-

formación más completa de este trabajo puede encontrarse en Fernández-Delgado et al. (2002). Los resultados aquí expuestos se refieren a los estudios realizados entre los años 2000 y 2003. Casi cinco años más tarde el bosque de ribera, al menos en la zona afectada, ya estaba mejorado en forma notable.

La vegetación juega un papel muy importante en la diversidad y calidad de los hábitats acuáticos y, entre otros efectos beneficiosos, provee de sombra al cauce con lo que impide el excesivo calentamiento de las aguas, mejora la estabilidad de las orillas y reduce la erosión (Petersen et al., 1987; Naiman y Décamps, 1997). Las zonas riparias son también rutas de dispersión para las plantas (Jansson et al., 2000). En zonas donde no existe vegetación riparia se producen cambios en la morfología del canal y de la llanura de inundación. Su eliminación o degradación reduce la retención de agua y, por tanto, la capacidad para atenuar las avenidas, e incrementa, al mismo tiempo, la variación del flujo y las pérdidas de diversidad de hábitat (Tockner et al., 2000). Para conocer el estado de conservación de la vegetación riparia se utilizó el Índice QBR o de Calidad del Bosque de Ribera (Munné et al., 1998).

Para ello se analizaron, a pié, 372.897 metros de la red

**Existen diferencias muy notables en el estado de conservación de la vegetación riparia de la Cuenca del Guadamar, así como de las comunidades de peces dependiendo de si la red fluvial discurre a través de la matriz agrícola o la matriz forestal. Los tramos que discurren por la primera presentan claramente peor estado de conservación**

fluvial del Guadamar. La cuenca de drenaje se dividió en dos zonas según el elemento predominante del paisaje. Por un lado un área dedicada fundamentalmente a caza y ganadería extensiva que más o menos comienza en el punto donde la carretera de Aznalcóllar a Gerena corta al Guadamar y se extiende, río arriba, hasta el nacimiento. Dado que el elemento dominante del paisaje es el bosque mediterráneo, denominamos la zona como matriz forestal. El resto de la cuenca hasta su desembocadura se halla inmersa en un área eminentemente agrícola. En esta última matriz se ubica el segmento de 67,0 Km de río afectado por el vertido tóxico.

Los resultados obtenidos muestran diferencias muy notables en el estado de conservación de la vegetación riparia y las comunidades de peces dependiendo si la red fluvial discurre a través de la matriz agrícola o forestal. Los tramos que discurren por la primera presentan claramente peor estado de conservación, y así el 41.5 % (103.808 m) de los segmentos muestran un QBR con degradación extrema, el 28.1 % (70.239 m) con calidad mala, el 14.2 % con calidad intermedia (35.584 m), el 11.7 % (29.272 m) con calidad buena y sólo el 4.5 % posee calidad muy buena (11.392 m) (Figura 1).

Los resultados son bien diferentes cuando se analiza la red fluvial inmersa en la matriz forestal. Aquí sólo el 3.4 % (3.065 m) de los tramos presenta degradación extrema, el 8.9 % (8.195 m) calidad mala, el 19.8 % (18.050 m) calidad intermedia, el 30.7 % (28.051 m) calidad buena y finalmente el 37.2 % (33.941 m) calidad muy buena (Figura 1).

Para el conjunto de la red fluvial analizada, 106.873 m (31.3 %) presentan degradación extrema, 78.434 m (23.0%) calidad mala, 53.634 m (15.7 %) calidad intermedia, 57.323 m (16.8 %) calidad buena y 45.333 m (13.3 %) un bosque de ribera bien conservado o en

estado natural. El Guadamar ha perdido hasta el momento presente más del 50 % de su vegetación riparia con sólo un escaso 13 % que mantiene su vegetación intacta (Figura 1).

Respecto a las comunidades de peces, tanto la riqueza como la diversidad media fueron significativamente superiores en los tramos inmersos en la matriz forestal ( $F_{(1,42)} = 24.037$ ,  $p < 0.05$ ;  $n = 44$ ;  $F_{(1,42)} = 20.661$ ,  $p < 0.05$ ;  $n = 44$  respectivamente) (Figuras 2 y 3). Sin

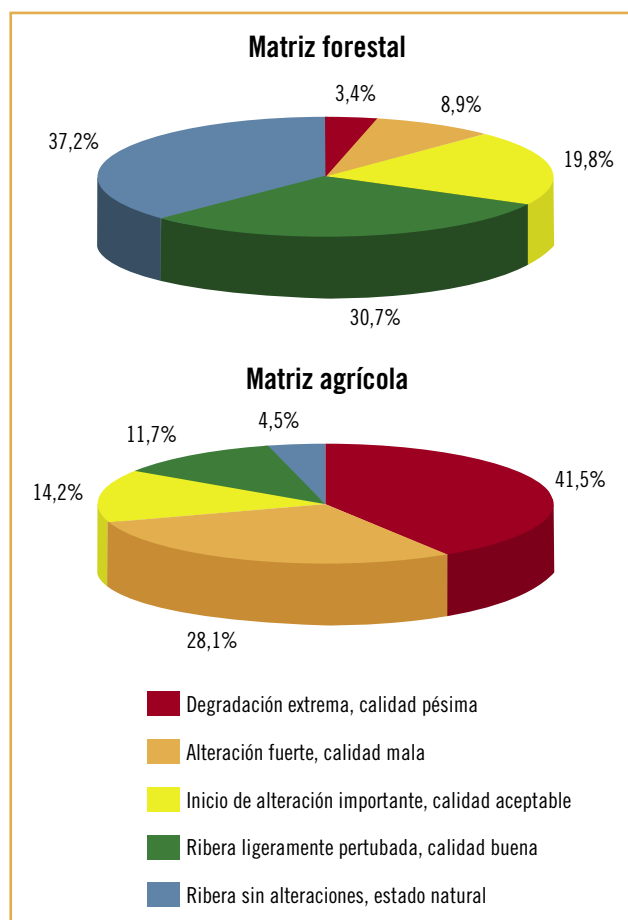


Figura 1. Calidad del bosque de ribera para la matriz agrícola y forestal de la cuenca del río Guadamar analizada, según el índice QBR (Munné et al., 1998).

Figure 1. Quality of the riparian forest in the agricultural and forestal matrix of the Guadamar river basin according to the QBR index (Munné et al., 1998).

embargo, la abundancia de individuos no mostró diferencias significativas entre puntos de ambas matrices ( $F_{(1,42)}=4.2236$ ,  $p>0.05$ ;  $n=44$ ).

Quizás por la estrecha relación existente entre el estado de conservación de la vegetación riparia y el tipo de matriz, la riqueza media y la diversidad de especies también fueron significativamente superiores en zonas de QBR óptimo + muy bueno + intermedio que

en zonas de QBR pésimo + malo ( $F_{(1,42)}=7.6259$ ,  $p<0.05$ ;  $n=44$ ;  $F_{(1,42)}=6.2113$ ,  $p<0.05$ ;  $n=44$  respectivamente) (Figuras 4 y 5). La abundancia no mostró diferencias significativas ( $F_{(1,42)}=1.2466$ ,  $p>0.05$ ;  $n=44$ ).

Respecto a las perturbaciones detectadas en la cuenca, éstas se clasificaron como impactos directos o indirectos sobre la red fluvial del Guadiamar. Los directos son aquellos que resultan de actuaciones humanas

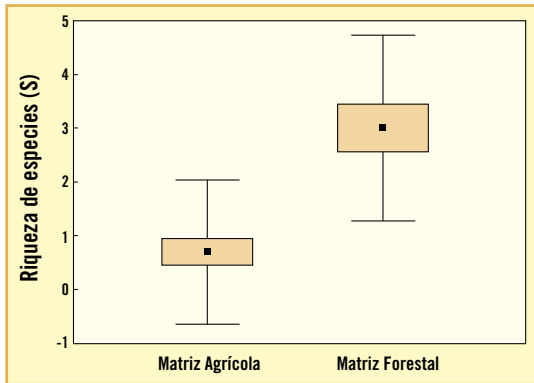


Figura 2. Riqueza media de especies de peces ( $\pm$ SE) en puntos ubicados en la matriz agrícola y forestal de la cuenca del Guadiamar.

Figura 2. Mean species richness ( $\pm$  SE) in areas located in the agricultural and forestal matrix of the Guadiamar river basin.

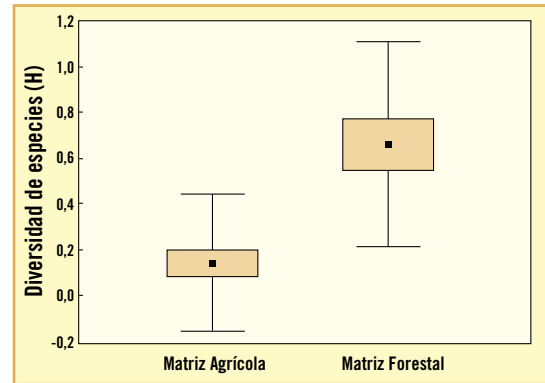


Figura 3. Diversidad media de especies piscícolas ( $\pm$ SE) en puntos de muestreo ubicados en la matriz agrícola y forestal de la cuenca del Guadiamar.

Figure 3. Mean species diversity ( $\pm$ SE) in areas located in the agricultural and forestal matrix of the Guadiamar river basin.

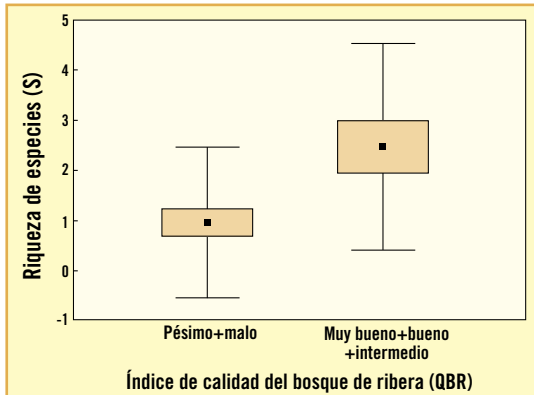


Figura 4. Variaciones de la riqueza media de especies ( $\pm$ SE) entre puntos de muestreo según el grado de conservación del bosque de ribera.

Figura 4. Mean species richness variations ( $\pm$ SE) between point samplings according to the conservation status of the riparian forest.

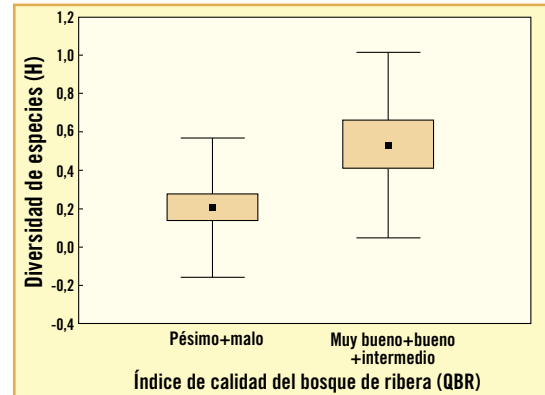


Figura 5. Variaciones de la diversidad media de especies ( $\pm$ SE) entre puntos de muestreo según el grado de conservación del bosque de ribera.

Figure 5. Mean diversity species variations ( $\pm$ SE) between point samplings according to the conservation status of the riparian forest.

en el cauce del río o en su llanura de inundación (e.g. presas y azudes, tomas de agua, drenajes, canalizaciones, etc.). Los impactos indirectos, más difíciles de contabilizar, no inciden directamente sobre la estructura física del río, sino que su impacto se ejerce más bien a nivel de cuenca o porciones de ella (e.g. contaminación difusa procedente de la agricultura, deforestaciones, construcción de carreteras y puentes, actividades mineras, industrias, urbanizaciones, etc.) (Cowx y Welcomme, 1998).

Se catalogaron un total de 409 perturbaciones de las que 370 fueron directas y 39 indirectas, la mayoría existentes antes del accidente minero.

Dentro de las perturbaciones directas sobre el cauce fluvial se detectaron pasos de vehículos (carreteras y vados), vallas ganaderas, restos de antiguos pasos de vehículos, tomas de agua, embalses, invasiones y/o elimi-

Las estaciones depuradoras de Aguas residuales de Aznalcázar y de Villamanrique-Pilas presentan graves problemas de gestión que les impiden funcionar a pleno rendimiento, por lo que el agua depurada es de muy baja calidad

naciones de cauces fluviales, azudes en uso y abandonados, residuos sólidos urbanos, saltos artificiales, estaciones de aforo, tuberías, derivaciones de cauce, graveras, taludes artificiales y canalizaciones (Figura 6).

Entre las perturbaciones indirectas detectadas se encuentran 29 puntos de vertidos urbanos/industriales (a los vertidos urbanos se añaden los procedentes de al-

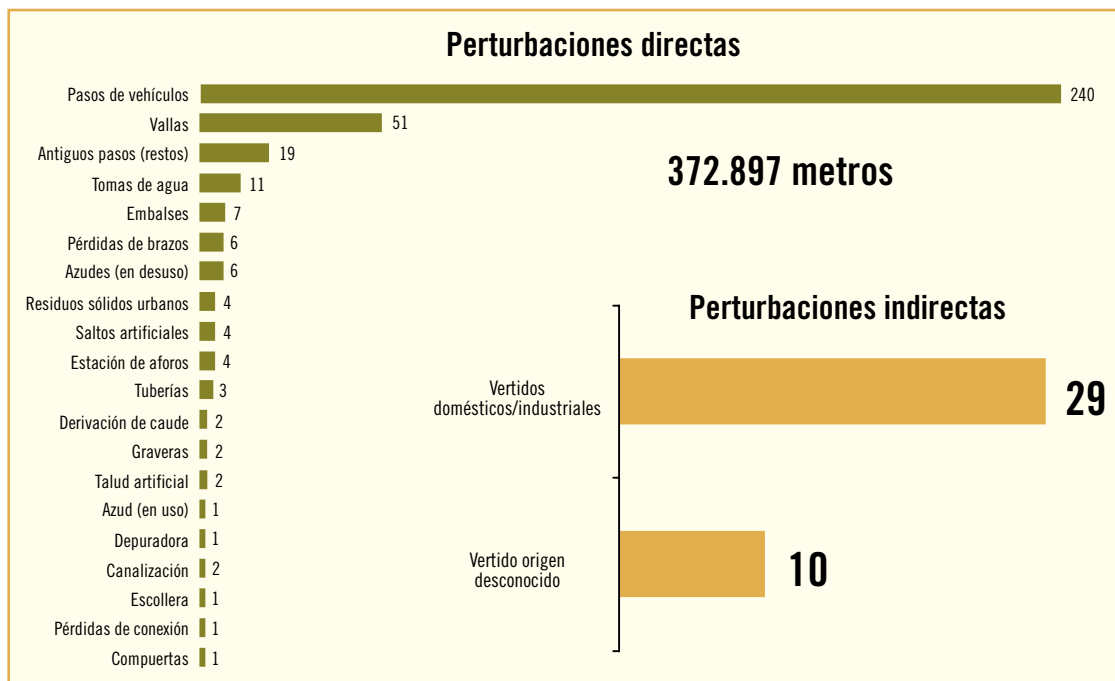


Figura 6. Perturbaciones directas e indirectas detectadas en la red fluvial del Guadamar.

Figure 6. Direct and indirect disturbances detected in the Guadamar fluvial system.

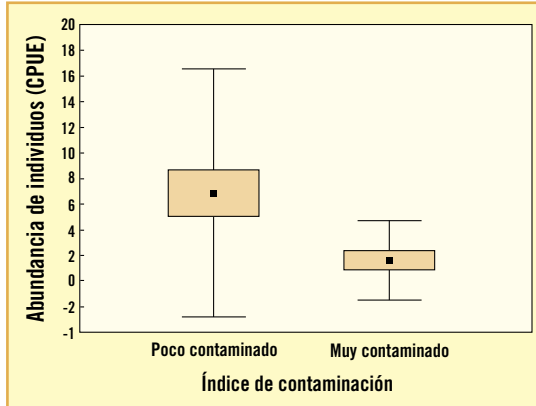


Figura 7. Variaciones de la abundancia de individuos ( $\pm$ SE) entre puntos de muestreo con índice de contaminación alto y bajo.  
*Figure 7. Variations in the abundance ( $\pm$ SE) between point samplings with high and low pollution index.*

gunas industrias que utilizan el alcantarillado para eliminar sus residuos) y 10 indeterminados (de naturaleza desconocida).

En relación con estos vertidos contaminantes, sólo el número de individuos fue superior en tramos poco contaminados que en tramos muy contaminados [ $F(1,42)=4.4243$ ,  $p<0.05$ ,  $n=44$ ] (Figura 7).

Durante la realización de estos estudios se pusieron en funcionamiento las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) de Aznalcázar y Villamanrique-Pilas, hacia donde se han redirigido la mayoría de los vertidos detectados. Sin embargo ambas estaciones presentan graves problemas de gestión que les impiden funcionar a pleno rendimiento, por lo que el agua depurada es de muy baja calidad, y el problema continúa.

La comunidad de macroinvertebrados de cabecera (sin vertidos apreciables) mostró la mayor diversidad y abundancia. Por el contrario, los que recibían vertidos o se hallaban próximos a núcleos urbanos poseían los taxones menos sensibles. De acuerdo a la comunidad de macroinvertebrados estudiada, los distintos cursos de agua pueden agruparse en i) tramos de buena calidad biológica: arroyos Aciago, Barbacena, Juan Pérez, la Jarilla, las Peraleras y la Ventilla; ii) tramos de calidad biológica intermedia: arroyos Ardileja, la Jemandería, Tamujoso, Casevera, Caoso, Valdegallinas y San Cristóbal. En este grupo podría incluirse el cauce principal del Guadiamar, aunque con bastante variación de unas zonas a otras; y iii) tramos de mala calidad biológica: arroyos Ardachón, el Aceque, la Cigüeña y su tributario Algarve, Santa María, Tejada, la Dehesa, la Sargenta, las Porras, Alcarayón, Castilleja y las Corianas. Más resultados en Fernández-Delgado et al., (2002).

## RECOLONIZACIÓN DE LA ZONA AFECTADA

Para documentar el nivel de recuperación del sistema afectado se ha analizado el proceso de invasión y colonización de la zona afectada por la comunidad de peces no afectada. Los parámetros poblacionales de riqueza y diversidad de especies, y abundancia de individuos han sido los instrumentos del análisis.

Dicha evaluación nos proporciona información sobre la evolución de las poblaciones, y sobre su estabilidad y persistencia a lo largo del tiempo. Sin embargo, el estudio del efecto del vertido sobre la fauna de peces no

tendría sentido sin la referencia obligada de series de datos a más largo plazo. Esta valoración continuada en el tiempo ofrece una visión de la evolución temporal del sistema, proporcionando información sobre si la recuperación se está produciendo. El conocimiento de cómo el sistema cambia y de los mecanismos subyacentes contribuirá a la elaboración de un plan de gestión a largo plazo adecuado.

En este contexto, los objetivos del presente estudio se concretan en:

i) Analizar e interpretar la estructura y composición de la comunidad de peces colonizadora de la zona afectada en términos de riqueza y diversidad de especies y abundancia de individuos, así como los patrones de evolución espacio-temporal

ii) Determinar y describir el origen de los colonizadores potenciales (especies y áreas de procedencia).

El curso fluvial estudiado fue de 72 km, comprendiendo desde la estación de aforos situada en la carretera A-

Tabla 1. Especies capturadas en el área afectada y no afectada del Guadamar durante el periodo de estudio (Octubre 1998-Julio 2006); n, es el número total de individuos.

Table 1. Species caught in the affected and non-affected areas of the Guadamar River along the study period (October 1998-July 2006). n, total number of specimens.

| ESTACIONES DE MUESTREO                      |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
|---|-----------|------------------|---------------|------|------|-----|---------------|------|------------------|-----|
|   |           | SEGMENTO FLUVIAL |               |      |      |     | MARISMA       |      |                  |     |
|   |           | Zona no afectada | Zona afectada |      |      |     | Zona afectada |      | Zona no afectada |     |
| ESPECIES                                    | n fluvial | E1               | E2            | E3   | E4   | E5  | n marisma     | E7   | E11              | E12 |
| <b>Familia Anguillidae</b>                  |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Anguila <i>Anguilla anguilla</i>            | 2         | 2                | -             | -    | -    | -   | 257           | 35   | 133              | 89  |
| <b>Familia Cyprinidae</b>                   |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Barbo <i>Luciobarbus sclateri</i>           | 4999      | 925              | 818           | 1226 | 1346 | 684 | 214           | 139  | 73               | 2   |
| Boga <i>Pseudochondrostoma willkommii</i>   | 667       | 537              | 125           | 1    | 4    | -   | 0             | -    | -                | -   |
| Calandino <i>Iberocypris alburnoides</i>    | 135       | 85               | 17            | 15   | 17   | 1   | 0             | -    | -                | -   |
| Pardilla <i>Iberochondrostoma lemmingii</i> | 41        | -                | 3             | 7    | 31   | -   | 0             | -    | -                | -   |
| Carpa <i>Cyprinus carpio</i>                | 133       | 12               | 3             | 27   | 66   | 25  | 19643         | 3112 | 16310            | 221 |
| Carpin <i>Carassius gibelio</i>             | 16        | 1                | -             | 10   | 2    | 3   | 586           | 168  | 417              | 1   |
| <b>Familia Cobitidae</b>                    |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Colmilleja <i>Cobitis paludica</i>          | 51        | 29               | 9             | 5    | 8    | -   | 0             | -    | -                | -   |
| <b>Familia Fundulidae</b>                   |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Fúndulo <i>Fundulus heteroclitus</i>        | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 111           | -    | 3                | 108 |
| <b>Familia Poeciliidae</b>                  |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i>          | 356       | -                | 24            | 39   | 78   | 215 | 4766          | 691  | 3785             | 290 |
| <b>Familia Centrarchidae</b>                |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i>             | 1836      | 862              | 629           | 105  | 234  | 6   | 23            | 23   | -                | -   |
| Black-bass <i>Micropterus salmoides</i>     | 118       | 67               | 4             | 39   | 2    | 6   | 0             | -    | -                | -   |
| <b>Familia Mugilidae</b>                    |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Busel <i>Liza aurata</i>                    | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 14            | -    | 2                | 12  |
| Albur <i>Liza ramada</i>                    | 29        | -                | -             | -    | 4    | 25  | 812           | 77   | 712              | 23  |
| Galúa <i>Liza saliens</i>                   | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 10            | 5    | -                | 5   |
| Capitán <i>Mugil cephalus</i>               | 5         | -                | -             | -    | -    | 5   | 94            | 38   | 52               | 4   |
| Liseta <i>Chelon labrosus</i>               | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 1             | -    | 1                | -   |
| <b>Familia Moronidae</b>                    |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Baila <i>Dicentrarchus punctatus</i>        | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 5             | -    | -                | 5   |
| <b>Familia Gobiidae</b>                     |           |                  |               |      |      |     |               |      |                  |     |
| Gobio moteado <i>Pomatoschistus microps</i> | 0         | -                | -             | -    | -    | -   | 6             | -    | -                | 6   |

14

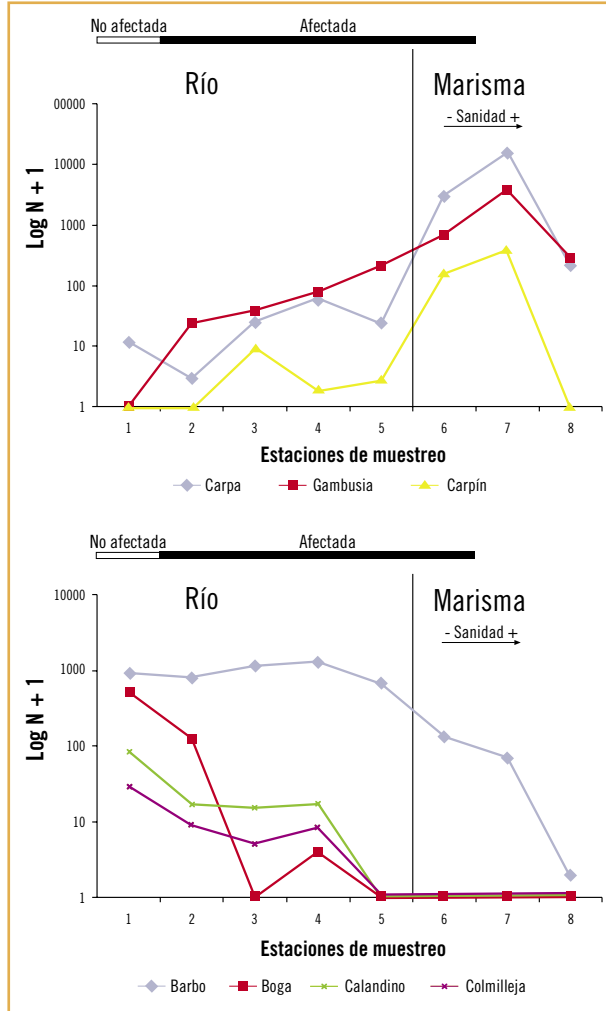


Figura 8. Densidad de las especies dominantes a lo largo de las distintas estaciones de muestreo.

Figure 8. Density of dominant species along the different samplings stations.

477 de Aznalcóllar a Gerena hasta el Matochal ubicado en el Parque Nacional de Doñana. En este segmento se seleccionaron diversas estaciones de muestreo que se empezaron a estudiar en 1998 y finalizaron en 2006. Más detalles en Fernández-Delgado et al. (2006).

La fauna piscícola del río Guadiamar varía entre el área fluvial y la marisma. La de la zona fluvial está constituida

Se han detectado dos grandes zonas fuente de individuos, el Alto Guadiamar y la marisma. La primera suministra a la zona afectada principalmente de especies autóctonas (boga, barbo, calandino y colmilleja), mientras que la zona de marisma suministra carpas, gambusias y carpines

por un total de 13 especies de las que 8 son nativas: anguila, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758); barbo, *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868); boga, *Pseudochondrostoma willkommii* (Steindachner, 1866); pardilla, *Iberochondrostoma lemmin-gii* (Steindachner, 1866); calandino, *Iberocypris albunoides* (Steindachner, 1866); colmilleja, *Cobitis paludica* (de Buen, 1930); albur, *Liza rama-da* (Risso, 1826); capitán, *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758); y 5 introducidas: carpa, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758); carpín, *Carassius gibe-lio* (Linnaeus, 1758); gambusia, *Gambusia hol-brooki* (Agassiz, 1859); perca sol, *Lepomis gibbo-sus* (Linnaeus, 1758) y black-bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) (Tabla 1).

En la marisma, se catalogan 14 especies, 9 nativas; anguila, barbo, busel *Liza aurata* (Risso, 1810); albur, zorreja, *Liza saliens* (Risso, 1810); capitán, liseta, *Chelon labrosus* (Risso, 1826); baila, *Dicentrarchus punctatus* (Bloch 1792); torito, *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) y 5 in-troducidas, carpa, carpín, fúndulo, *Fundulus hete-roclitus* (Linnaeus, 1766); gambusia y pez sol (Tabla 1).

Es claro el dominio de las especies dulceacuícolas en la zona fluvial, donde el barbo es la más abundante. El tramo marismefío está dominado por especies eurihali-nas (pueden vivir en un amplio rango de salinidades) y migradoras. El dominio de especies exóticas es eviden-cia del nivel de degradación. La más ampliamente distri-



buida y abundante en el segmento fluvial es el pez sol, mientras que en la marisma lo son la carpa y la gambusia (Tabla 1).

La Figura 8 muestra las capturas globales realizadas en los distintos puntos de muestreo para las especies más numerosas. Excepto el barbo, boga, calandino y colmilleja, las demás disminuyen progresivamente desde la zona no afectada hasta desaparecer en el último punto del segmento fluvial (E5). Aquí las densidades se reducen por la mala calidad de las aguas. Por el contrario, carpa, carpín y gambusia son máximas en el tramo de marismas y disminuyen progresivamente río arriba (Figura 8). El Matochal (E12) es ya demasiado salino para ellas.

A partir de estos datos pueden detectarse las zonas suministradoras y consumidoras de individuos. Se han detectado dos grandes zonas fuente de individuos, el Alto Guadamar y la marisma. La primera suministra a la zona afectada principalmente de especies autóctonas (boga, barbo, calandino y colmilleja), mientras que la zona de marisma suministra carpas, gambusias y carpines. (Figuras 8 y 9). Existe una tercera zona emisoras de especies, el arroyo Ardachón, de menor entidad.

Al mismo tiempo, se detectan dos zonas sumidero, el Vado del Quema, muy afectado por los vertidos del Alcarayón y el tramo junto a la zona del accidente. La contaminación residual en esta zona es aún muy elevada y llevará tiempo su recuperación.

La riqueza y diversidad de especies se estabilizaron al quinto año de estudio, no evolucionando desde entonces (Fernández-Delgado et al., 2006). Sin embargo, éstas nunca alcanzaron los valores observados en la zona no afectada. El mínimo se alcanzó en el Vado del Quema debido a la mala calidad de sus aguas (Figura 10).

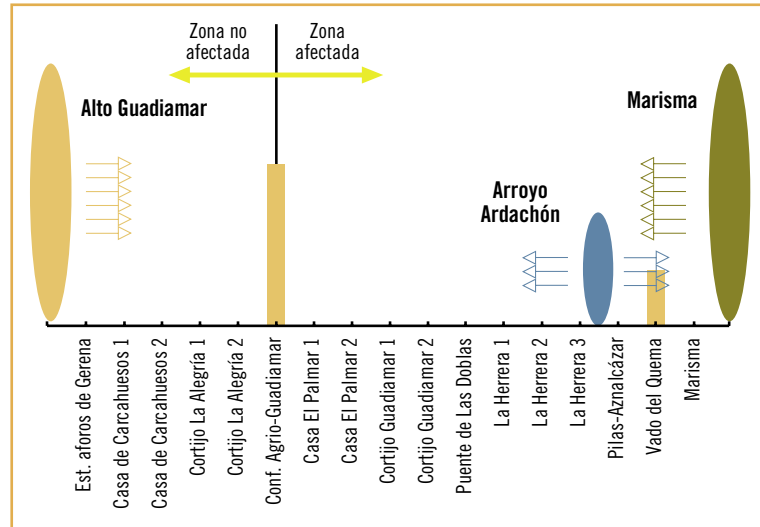


Figura 9. Hábitats fuente (elipses) y sumidero (rectángulos) de las especies colonizadoras del tramo afectado del Guadamar.

Figure 9. Sources (elipses) and sinks (rectangles) habitats of the colonizing species in the affected area of the Guadamar river.

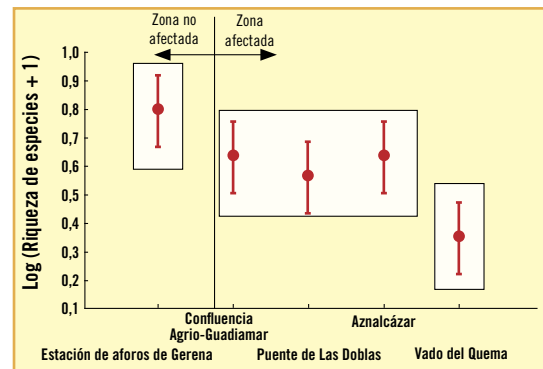


Figura 10. Riqueza media total de especies en zonas afectadas y no afectadas del Guadamar.

Figure 10. Mean species richness in affected and non-affected areas of the Guadamar River.

Se detectan dos zonas sumidero, el Vado del Quema, muy afectado por los vertidos del Alcarayón y el tramo junto a la zona del accidente. La contaminación residual en esta zona es aún muy elevada y llevará tiempo su recuperación

## EL RECLUTAMIENTO EN LA ZONA AFECTADA

Larvas y juveniles son buenos indicadores del estado de conservación y nivel de restauración de un río (Bourmand y Amoros, 1984; Schiemer et al., 1991; Grift, 2001), entre otros aspectos porque la diversidad y riqueza de especies son reflejo directo de la disponibilidad de áreas reproductoras y hábitats de cría (Copp et al., 1991).

En consecuencia, la presencia de larvas de peces en una zona que ha sufrido los tremendos impactos ambientales del desastre de Aznalcóllar, es un signo inequívoco de recuperación ambiental. Un incremento de la riqueza y densidad de las distintas especies a lo largo del tiempo será un buen indicador del nivel de recuperación del tramo afectado. Fue este aspecto el que se quiso tratar aquí. Detectar la existencia de actividad reproductora en la zona afectada, qué especies la desarrollan y cómo evoluciona esta comunidad de larvas. En definitiva analizar las primeras generaciones de peces nacidas en la zona afectada.

La captura se realizó con trampas especiales aprovechando la fototaxia positiva de las larvas a lo largo de



Foto 1. Colocación de una trampa de luz para la captura de larvas.

Photo 1. Sampling larvae with a light trap.

24 muestreos de los años 2003 y 2004 (Foto 1) (más detalles en Fernández-Delgado et al., 2006). Se capturaron un total de 8267 larvas y juveniles pertenecientes a 8 especies, de las que 5 fueron nativas: *A. boyeri*, *L. sclateri*, *P. willkommii*, *I. alburnoides*, *C. paludica*, y 3

Tabla 2. Densidad total de las distintas especies capturadas en fase larvaria en zonas afectada y no afectada del Guadiamar en los dos periodos de muestreo; n, es el número total de individuos; SI-SV, segmentos fluviales analizados.

Table 2. Total density of the species caught in larval stage in affected and non-affected areas of the Guadiamar River along the two study periods. n, total number of specimens. SI-SV, fluvial segments analyzed.

| SEGMENTOS DE MUESTREO                     |                      |                       |      |                       |                      |                   |      |
|---|----------------------|-----------------------|------|-----------------------|----------------------|-------------------|------|
| ESPECIES                                  | ZONA NO AFECTADA     |                       |      | ZONA AFECTADA         |                      |                   |      |
|   | S I<br>C. Carcahueso | S II<br>C. La Alegría | n    | S III<br>C. El Palmar | S IV<br>C. Guadiamar | S V<br>La Herrera | n    |
| Barbo <i>Luciobarbus sclateri</i>         | 316                  | 723                   | 1039 | 649                   | 1035                 | 2239              | 3923 |
| Boga <i>Pseudochondrostoma willkommii</i> | 225                  | 294                   | 519  | 244                   | 83                   | 11                | 94   |
| Pejerrey <i>Atherina boyeri</i>           | 49                   | 315                   | 364  | 1                     | 0                    | 0                 | 1    |
| Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i>           | 243                  | 6                     | 249  | 2                     | 6                    | 155               | 163  |
| Calandino <i>Iberocypris alburnoides</i>  | 18                   | 68                    | 86   | 18                    | 289                  | 687               | 994  |
| Colmilleja <i>Cobitis paludica</i>        | 20                   | 17                    | 37   | 13                    | 336                  | 36                | 385  |
| Carpa <i>Cyprinus carpio</i>              | 4                    | 1                     | 5    | 0                     | 6                    | 50                | 56   |
| Black-bass <i>Micropterus salmoides</i>   | 1                    | 3                     | 4    | 1                     | 0                    | 62                | 63   |

La densidad de larvas fue mínima en la zona inmediata aguas abajo del vertido (Segmento III), y a partir de aquí las densidades aumentaron hasta llegar al máximo en el punto más alejado del mismo

introducidas *C. carpio*, *L. gibbosus*, *M. salmoides* (Tabla 2). Las fases larvarias encontradas fueron tan tempranas que su presencia no puede deberse a posibles transportes provenientes de otras zonas.

La riqueza de especies no varió significativamente entre ambas zonas, sin embargo las densidades absolutas y relativas sí mostraron diferencias significativas según la especie y el año de estudio. En ciertas ocasiones estas diferencias se debieron más a preferencias específicas que a factores exógenos a la reproducción, como es el caso del pejerrey (Tabla 2).

Para el conjunto de individuos colectados se observó un claro efecto del vertido sobre la distribución espacial de la población de larvas, mucho más claro en el periodo reproductivo de 2004 (Figura 11). En general, la den-

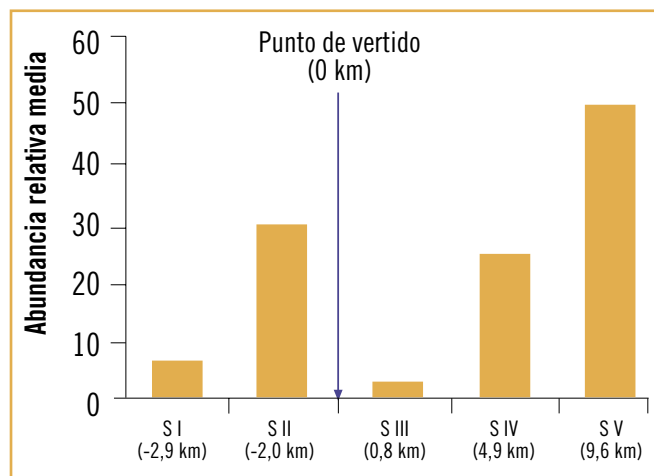


Figura 11. Abundancias relativas medias observadas en los distintos segmentos de muestreo durante el periodo reproductivo de 2004. Entre paréntesis kilómetros al punto de vertido, negativos aguas arriba y positivos aguas abajo.

Figure 11. Mean relative abundances observed in different sampling points along the 2004 reproductive period. In brackets distances (km) to the accident point, upstream (negatives) and down stream (positives).

sidad de larvas fue mínima en la zona inmediata aguas abajo del vertido (Segmento III), y a partir de aquí las densidades aumentaron hasta llegar al máximo en el punto más alejado del mismo (Figura 11).

## EVOLUCIÓN DE LA COMUNIDAD DE PECES DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR

Dado que el río Guadamar desemboca en el Guadalquivir a través del Brazo de la Torre, parte de esta riada tóxica alcanzó la zona baja de este río. Puesto que el Bajo Guadalquivir es una importante área de cría y engorde de los alevines de las especies de peces explotadas comercialmente en el Golfo de Cádiz (Fernández-Delgado et al., 2000), cabía la posibilidad de que ello pudiera afectar el reclutamiento de los alevines; y, en consecuencia, a su posterior incorporación a los ca-

laderos del Golfo de Cádiz. Por ello, se consideró necesario incluir el presente seguimiento dentro del marco general de actuaciones desarrolladas por la Junta de Andalucía para analizar los efectos ecológicos del vertido tóxico.

En el momento de ocurrir el vertido se acababa de completar un ciclo anual de muestreo mensual de dicha comunidad piscícola, por lo que la información obtenida



Foto 2. Barco utilizado en los muestreos de la comunidad de peces del estuario del Guadalquivir.

Photo 2. Boat used for sampling the fish community of the Guadalquivir river estuary.

Tabla 3. Especies piscícolas capturadas en el estuario del Guadalquivir a lo largo del periodo de estudio.

Table 3. Fish species caught in the estuary of the Guadalquivir River along the study period.

| DIÁDROMAS                                     |   |
|---|---|
| Catádromas                                    | Anádromas                                 |
| Anguila, <i>Anguilla anguilla</i>             | Lamprea de mar, <i>Petromyzon marinus</i> |
| Lisa, <i>Chelon labrosus</i>                  | Saboga, <i>Alosa fallax</i>               |
| Busel, <i>Liza aurata</i>                     |   |
| Albur, <i>Liza ramada</i>                     |   |
| Lisa, <i>Liza saliens</i>                     |   |
| Capitán, <i>Mugil cephalus</i>                |   |
| SEDENTARIAS                                   |   |
| Autóctonas                                    | Alóctonas                                 |
| Pejerrey, <i>Atherina boyeri</i>              | Carpa, <i>Cyprinus carpio</i>             |
| Baboso, <i>Gobius niger</i>                   | Fúndulo, <i>Fundulus heteroclitus</i>     |
| Sapito, <i>Gobius paganellus</i>              | Gambusia, <i>Gambusia holbrooki</i>       |
| Aguja, <i>Syngnathus acus</i>                 |   |
| Gobio de arena, <i>Pomatoschistus minutus</i> |   |
| Gobio moteado, <i>Pomatoschistus microps</i>  |   |
| ESTACIONALES                                  |   |
| Sardina, <i>Sardina pilchardus</i>            | Dorada, <i>Sparus aurata</i>              |
| Boquerón, <i>Engraulis encrasicolus</i>       | Verrugato, <i>Umbrina cirrosa</i>         |
| Algarín, <i>Hyporhamphus p icarti</i>         | Corval, <i>Umbrina canariensis</i>        |
| Lubina, <i>Dicentrarchus labrax</i>           | Corvina, <i>Argyrosomus regius</i>        |
| Baila, <i>Dicentrarchus punctatus</i>         | Chanquete, <i>Aphia minuta</i>            |
| Roncador, <i>Pomadasys incisus</i>            | Acedia, <i>Dicologlossa cuneata</i>       |
| Mojarra, <i>Diplodus bellottii</i>            | Lenguadilla, <i>Solea senegalensis</i>    |
| Sargo, <i>Diplodus sargus</i>                 | Lenguado macho, <i>Solea vulgaris</i>     |
| Mojarra de piedra, <i>Diplodus vulgaris</i>   | Chova, <i>Pomatomus saltator</i>          |
| Pámpano, <i>Stromateus fiatola</i>            | Vieja, <i>Lipophrys trigloides</i>        |

hasta entonces adquirió un gran valor como referencia, pues permitía conocer cómo se encontraba constituida la comunidad antes del accidente y facilitaba la detección de los cambios que pudieran producirse después del vertido.

Con el fin, pues, de que los datos fueran comparables, desde entonces y sin interrupción, se ha muestreado la comunidad piscícola del estuario en las mismas estaciones (repartidas en los últimos 32 km del estuario), siguiendo una misma metodología (ver Fernández-Delgado et al., 2003).

Las capturas se realizaron con un pequeño barco angulero-camaronero típico de la zona, equipado con el arte de pesca denominado persiana y red mosquitera (1 mm de luz de malla) (ver Fernández-Delgado et al., 2003). El barco, anclado en proa y popa, utiliza el movimiento del agua producido por el flujo y reflujo marea para la pesca.

En la Tabla 3 se muestra el total de especies captura-

das excepto las 38 accidentales, que aparecen en la zona de forma esporádica.

La riqueza mensual de especies en el estuario no mostró un patrón estacional claro, ni una relación significativa ( $p > 0.05$ ) con la temperatura del agua. Sí estuvo, sin embargo, relacionada con la salinidad, coincidiendo los mayores descensos de esta última variable con disminuciones en el número de especies (Figura 12). El número anual medio de especies presentes cada mes osciló entre 18,5 en el año anterior al vertido y 26,9 en el tercer año (Figura 14). Tras eliminar el efecto de la salinidad (ANCOVA) estas diferencias no fueron estadísticamente significativas.

Consecuentemente, el mayor número de especies observado durante los años secos posteriores al vertido se debió al mayor número de especies marinas que penetraron en el estuario al incrementar la salinidad en la zona, tratándose sobre todo de especies accidentales que entran en bajo número y de manera esporádica.

La abundancia de peces en el estuario estuvo sometida a grandes fluctuaciones estacionales (Figura 13). Los valores mínimos ocurrieron en invierno, coincidiendo con menores temperaturas y, a veces, bajas salinidades; mientras que a principios de la primavera, coincidiendo con incrementos de temperatura, la abundancia total de peces en el estuario aumentó. Esta es la época en la que se inicia el reclutamiento al estuario de especies tan abundantes como el boquerón y los gobios, sin que aún haya descendido la densidad de la sardina.

Considerando al estuario en su conjunto, la abundancia media más baja correspondió al año anterior al vertido, mientras que la más elevada fue la del segundo (inmediato posterior al vertido) y cuarto año de estudio (Figura 15). Una vez eliminados los efectos de la temperatura y salinidad (ANCOVA), las diferencias interanuales observadas para la densidad total no fueron estadísticamente significativas. Consecuentemente, la mayor densidad observada durante los años posteriores al vertido se debió a una mayor entrada de alevines de las especies de carácter marino en relación con unas condiciones de salinidad más favorables.

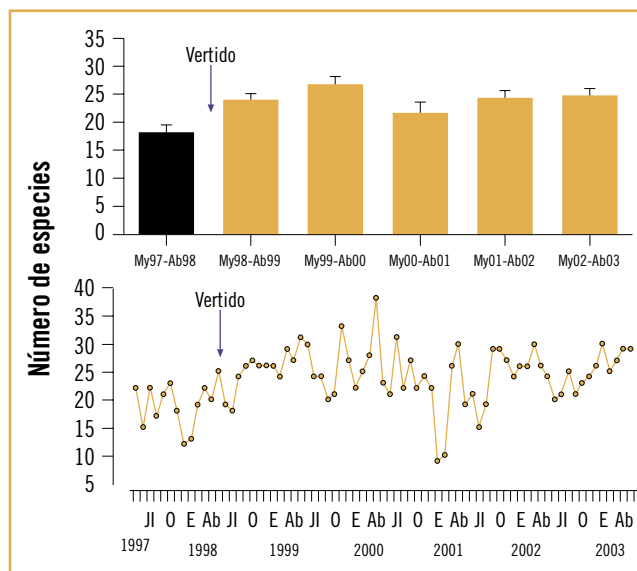


Figura 12. Riqueza anual y mensual de la riqueza de especies en la zona de estudio del estuario del Guadalquivir.

Figure 12. Mean monthly and annual species richness in the study area of the Guadalquivir estuary.

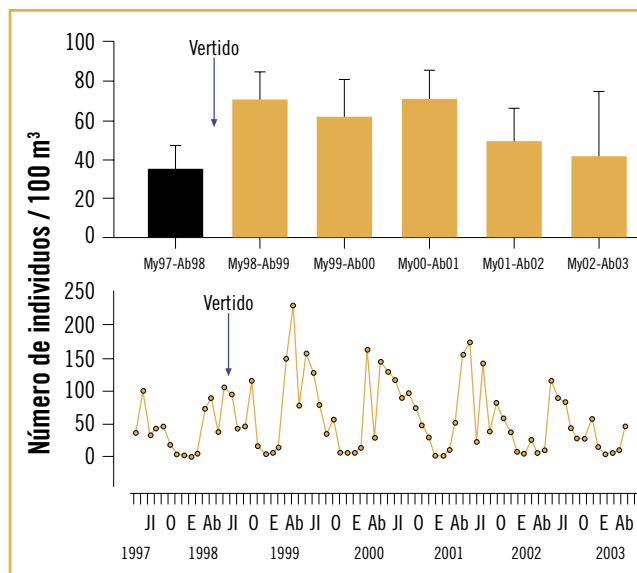


Figura 13. Abundancia de individuos en la zona de estudio del estuario del Guadalquivir por cada 100 m³ de agua filtrados por el arte de pesca.

Figure 13. Abundance of specimens in the study area of the Guadalquivir estuary by each 100 m³ of water filtered by the fishing gear.

# Conclusiones

El análisis de las perturbaciones ha permitido detectar tres procesos negativos para la integridad del río: destrucción (eliminación de meandros, canalización, tomas de agua), fragmentación (pasos de vehículos, compuertas, presas, azudes, estaciones de aforo, tributarios aislados) y degradación (extracción de áridos, vertidos, contaminación difusa, labores de limpieza, pérdida de vegetación riparia, residuos sólidos, especies invasoras) del hábitat fluvial del Guadamar.

En consecuencia, y a pesar de las actuaciones realizadas, el río Guadamar se encuentra negativamente afectado por toda una serie de actividades perniciosas y de las que el vertido tóxico, representaría el punto culminante.

Muchas de ellas podrían ser eliminadas fácilmente, otras como la contaminación residual y difusa o la recuperación de la vegetación riparia, serán más difíciles. Un gran esfuerzo financiero y una buena cooperación entre administraciones serán imprescindibles a la hora de recuperar el verdadero Corredor Verde del Guadamar.

A pesar de todo lo anteriormente dicho, es evidente que la calidad ambiental del río ha mejorado notablemente respecto al escenario del accidente. La mejora en las condiciones bióticas y abióticas de la zona afectada del Guadamar ha permitido evidenciar un proceso de colonización por parte de la comunidad piscícola en consonancia con lo observado en otros segmentos de biodiversidad estudiados en la misma zona. Un proceso de colonización que difícilmente se observa en la naturaleza.

Este proceso se encuentra en la actualidad estabilizado, quizás finalizada una fase. La zona se ha recuperado notablemente. Sin embargo, por término medio, la zona no afectada posee un punto más de media en la riqueza de especies. Indicio claro de que el proceso de colonización aún no ha terminado.

La ictiofauna del río Guadamar (segmento fluvial y marisma) queda constituida por un total de 19 especies de las que 13 son nativas: anguila, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758); barbo, *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868); boga, *Pseudochondrostoma willkommii* (Steindachner, 1866); pardilla, *Iberochondrostoma lemmingii* (Steindachner, 1866); calandino, *Iberocypris alburnoides* (Steindachner, 1866); colmilleja, *Cobitis paludica* (de Buen, 1930); busel, *Liza aurata* (Risso, 1810); albur, *Liza ramada* (Risso, 1826); zorreja, *Liza saliens* (Risso, 1810); capitán, *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758); liseta, *Chelon labrosus* (Risso, 1826); baila, *Dicentrarchus punctatus* (Bloch 1792); torito, *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) y 6 introducidas: carpa, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758); carpín, *Carassius gibelio* (Linnaeus, 1758); fúndulo, *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus, 1766); gambusia, *Gambusia holbrooki* (Agassiz, 1859); perca sol, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758); black-bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802). Dos de ellas, (carpín y gambusia) no habían sido documentadas anteriormente.

Las especies se distribuyen selectivamente entre los dos grandes hábitats disponibles, río y marisma. La presencia notable de 6 especies invasoras evidencia un nivel de degradación de ambos.

**El río Guadamar se encuentra negativamente afectado por toda una serie de actividades perniciosas y de las que el vertido tóxico, representaría el punto culminante**

Se han detectado tres hábitats fuente de colonos del área afectada, las zonas de cabecera, aguas arriba de la unión Agrio-Guadamar, las zonas de marisma y, en menor medida, el arroyo Ardachón. La riqueza y diversidad de especies, así como la abundancia de individuos disminuyen significativamente al aumentar la distancia a las poblaciones fuente.

El barbo es la especie dominante del área fluvial afectada. En la marisma lo son la carpa y la gambusia. La invasión del área afectada por otras especies abundantes en las aguas de cabecera como la boga, black-bass o calandino está, todavía, limitada.

La composición de la comunidad de peces queda estructurada por la calidad y heterogeneidad de hábitats, existiendo cierto gradiente espacial en función del vertido. Así, la colonización de especies más sensibles a la contaminación y con requerimientos especializados (i.e. boga), bien presente aguas arriba, puede alargarse en el tiempo. En este sentido se convierte en buena indicadora del nivel de recuperación de la zona a partir de ahora.

El principal factor que organiza la comunidad de larvas del río Guadamar es el vertido. Bogas y pejerreyes de la zona no afectada son sustituidos por black-bass y percasoles en la afectada.

La presencia de primeras fases larvianas en la zona afectada del Guadamar indica la existencia de reproducción, indicio claro de su recuperación.

En 2004 se observó un descenso de la abundancia de las distintas especies respecto de lo observado en

2003. Los sectores afectados y modificados por las labores de limpieza del lodo tóxico fueron los que presentaron comunidades de larvas más pobres y escasas.

El tramo afectado del Guadamar posee un nivel de recuperación medio. Posteriores mejoras en el hábitat fluvial (heterogeneidad) y calidad de las aguas ayudarán en gran medida a la recuperación definitiva.

Cuando se comparan la composición y abundancia de la comunidad piscícola del estuario del Guadalquivir durante el año anterior al vertido de Aznalcóllar con los cinco años posteriores se concluye que, aunque la comunidad piscícola del estuario ha experimentado

cambios temporales (estacionales e interanuales) notables durante el periodo de estudio, los mismos han estado relacionados principalmente con cambios de las condiciones fisicoquímicas (temperatura y salinidad) del estuario. Por ello, una vez el efecto de estas variables es tenido en cuenta, no existieron diferencias significativas, entre antes y después del

vertido, en la riqueza de especies, densidad total de la comunidad, densidad de las especies dominantes (boquerón, sardina, gobios, baila) y estructura de la comunidad (similitud entre las muestras).

Sólo los índices de equitatividad ( $J'$ ) y diversidad ( $H'$ ) fueron significativamente menores inmediatamente después de producirse el vertido. No obstante, un análisis detenido de los datos sugiere que dicha disminución se debió a un reclutamiento tardío pero masivo de boquerones. Hecho que estuvo probablemente provocado por el brusco descenso de salinidad que ocasionó la entrada inusual de agua dulce en la zona para paliar los efectos del vertido tóxico.

**No existieron diferencias significativas, entre antes y después del vertido, en la riqueza de especies, densidad total de la comunidad, densidad de las especies dominantes (boquerón, sardina, gobios, baila) y estructura de la comunidad (similitud entre las muestras) en el estuario del Guadalquivir**

## *Recomendaciones de gestión*

Pensamos que el Corredor Verde necesita un nuevo programa de investigación-gestión, que continúe analizando los procesos aún no concluidos. Dicho programa debería analizar el nivel de éxito alcanzado con los programas de restauración ajustando la maquinaria para optimizar los resultados.

La calidad de las aguas es uno de los problemas más acuciantes para la recuperación del Guadiamar, un control de la contaminación di-

fusa y una mejora y optimización de las estaciones depuradoras es labor urgente. Esta mejora toma más relevancia en tanto en cuanto las aguas del Guadiamar entrarán en un futuro no muy lejano al interior del Parque Nacional de Doñana.

La contaminación crónica que padece la zona inmediata al vertido debería ser estudiada y sobre ella se debería desarrollar un programa de seguimiento y mejora.

La gestión del embalse del río Agrío debería hacerse de acuerdo a las necesidades hidrológicas del Guadiamar. Manteniendo un ritmo de riadas y sequías lo más parecido a su régimen hidrológico natural.

Por último, existen numerosas estructuras transversales que fragmentan la continuidad del río y alteran su dinámica natural, por lo que se debería realizar un programa de permeabilización y/o adecuación de estos obstáculos.



## B I B L I O G R A F Í A

- Bourmand, M. and Amoros, C. 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement: quelque exemples dans un système fluvial. *Bulletin d'Ecologie* 15, 57–66.
- Copp, G. H., Olivier, J. M., Peáz, M. and Roux, A. L. 1991. Juvenile fish as functional descriptors of the fluvial ecosystem dynamics: applications on the River Rhône, France. *Regulated Rivers: Research and Management* 6, 135–145.
- Cowx, I.G. and Wellcome, R. L. 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. Fishing News Books, Oxford.
- Fernández-Delgado, C., C. Arribas, P.Guamizo, T. Saldaña, J.A. González Carmona, R. Martínez Peñas, D. García de Jalón y C. Granado-Lorencio. 2002. *Fauna piscícola de la cuenca del río Guadamar: estado de conservación, problemática y directrices de restauración*. Consejería de Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. II Vols.
- Fernández-Delgado, C., P. Drake Moyano, J. A. González Carmona, T. Saldaña Ariza, C. Arribas Lozano, P. Guamizo García, R. Martínez Peñas, A. Fernández-Borlán Ortega, R. Pérez Alejandro, A. M. Arias García, F. Baldó Martínez, C. Vilas Fernández, E. González Ortégón, D. Fletcher, W Hopkins. 2003. *Caracterización ecológica de las comunidades de peces en el río Guadamar y estuario del Guadalquivir. Memoria Final*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Fernández-Delgado, C., T. Saldaña Ariza, R. Pérez Alejandro, C. Arribas Lozano, J. Berná Chamber, A. Fernández-Borlán Ortega, R. J. de Miguel Rubio, M. Fernández Campos, E. Pino Martínez, A. Ramiro Barrantes. 2006. *Seguimiento del efecto del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la comunidad de peces del río Guadamar. Memoria Final*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. II vols.
- Gallart F, Benito G, Martín-Vide JP, Benito, A, Prió, JM, Regüés, D. 1999. Fluvial geomorphology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalcóllar mine tailings spill. *Sci Total Environ* 242: 13-26.
- Garraón A, Gómez P, Turrero MJ, Sánchez M, Melón AM. 1999. The geochemical aspects of toxic waters retained in the Entremuros area (Spain). *Sci Total Environ* 242: 27-40.
- Grift, R.2001. *How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine*. PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Grimalt JO, Macpherson E (eds). 1999. The environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (South-west Spain). *The Science of the Total Environment*. Special Issue 242 (1-3): 1-337.
- Jansson R, Nilsson C, Renöfält B. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81: 899-903.
- Junta de Andalucía. 2000. *Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar PICOVER 1999-2002*. Consejería de Medio Ambiente.192pp.
- Munné, A., M. A. Solá y N. Prat. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua* 175: 20-37.
- Naiman, R. J., and Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Petersen RC Jr, Madsen BL, Wilzbach MA, Magadza Ch HD, Paarberg A, Kullberg A, Cummins KW. 1987. Stream management: Emerging Global Similarities. *Ambio* 16:166-179.
- Schiemer F, Spindler T, Wintersberger H, Schneider A, Chovanec A. 1991. Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 24: 2497–2500.
- Tockner K, Baumgartner C, Schiemer F, Ward JV. 2000. Biodiversity of a Danubian Floodplain: structural, functional and compositional aspects. In: *Gopal B, Junk WJ, Davis JA (ed) Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation, vol 1*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands.



# LA VEGETACIÓN EN LA CUENCA DEL GUADIAMAR Y EN EL CORREDOR VERDE

**F. CARRASCAL<sup>1</sup>, A. GIL<sup>1</sup>, C. MONTES<sup>2</sup> Y R. PÉREZ DE GUZMÁN<sup>1</sup>**

**1 TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)**

**2 DPTO. ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID, E-28049 MADRID**

## Resumen

Pocas señas de identidad son tan definitorias de un paisaje como su vegetación. Después de la riada tóxica provocada por la rotura de la balsa de estériles mineros de Aznalcóllar, la vegetación del área afectada quedó reducida a su mínima expresión: algunos restos de vegetación de ribera, algunos pies de árboles de cierto porte como encinas o eucaliptos y poco más. Sólo tras la toma de medidas efectivas de retirada de lodos y suelos contaminados, primero, y de la remediación de suelos (mediante enmiendas calizas, orgánicas y arcillas férricas) y forestación, después, se está consiguiendo ver el comienzo de un desarrollo forestal que comienza a ser importante en la zona una década después.

**Palabras clave:** vegetación, reforestación, flora, restauración ambiental

Only few signs of identity are as definitive of a landscape as their vegetation. After the toxic spill caused by the breakage of the dam of sterile miners of Aznalcóllar, the vegetation of the affected area was reduced to its minimum expression: some rest of vegetation on the riverside, some trees of certain size like oaks or eucalyptuses and little more. Only after taking effective measures; first the retired of mud and contaminated grounds, and the remediation of soils (by amendments of limestone, organic terrains and ferric clays) and later, the reforestation, is possible to see one decade later, the beginning of an important forest development in the zone.

*Key words:* vegetation, flora, reforestation, environmental restoration

## Abstract

## Introducción

### LA INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA COMO PUNTO DE PARTIDA

**L**a vegetación en la cuenca del río Guadimar se ha visto mermada por la presencia humana desde antaño, el accidente de la balsa de estériles mineros del año 1998 no hizo sino acentuar dicho deterioro en una de las zonas más sensibles de dicha cuenca, aquella que un poco más tarde sería declarada como paisaje protegido. Sin embargo, las tareas de restauración ambiental acometidas desde esa fecha y la respuesta de la naturaleza, sobre todo en los ámbitos de la llanura aluvial, han tenido como resultado una clara recuperación forestal en la zona. Recuperación que

presenta dos claros gradientes: por una parte es mayor cuanto más próximo se esté del cauce y por la otra es más patente desde la zona media del río (municipio de Aznalcázar) hacia el sur.

Como no podía ser de otro modo, la vegetación fue objeto de una intensa labor de investigación desde los programas PICOVER. Era esencial elaborar una radiografía de la situación de partida tras el accidente minero al objeto de poder diseñar estrategias eficaces de recuperación de los paisajes desde la solidez del conocimiento científico. La Administración entendió que era difícilmen-



La vegetación en la cuenca del río Guadamar se ha visto mermada por la presencia humana desde antaño, el accidente de la balsa de estériles mineros del año 1998 no hizo sino acentuar dicho deterioro en una de las zonas más sensibles de dicha cuenca, aquella que un poco más tarde sería declarada como paisaje protegido

Foto 1. Vegetación actual en las proximidades del río Guadamar. Foto: F. Carrascal.

*Photo 1. Current vegetation in the proximities of the Guadamar river. Photo: F. Carrascal.*

te posible la restauración de unos paisajes y la gestión integral de una cuenca sin atender a su matriz vegetal, expresión de su litología, clima, suelos y usos principales desarrollados en el territorio.

Por todo ello, numerosos grupos de investigadores en materia vegetal acometieron los análisis oportunos desde sus ámbitos concretos de trabajo. Así, los estudios

del equipo del Dr. Cabezudo sirvieron para cartografiar la vegetación existente en la cuenca, para lo que se llevó a cabo un detallado análisis del medio físico (con hasta 150 muestreos en los que se llegaron a analizar hasta 25 variables diferentes), de su flora, de las asociaciones vegetales presentes y de las series de vegetación como expresión última del dinamismo temporal de dicha vegetación. Se elaboraron catálogos florísticos por localidades, sumamente detallados; así como inventarios con las asociaciones fitosociológicas de la Cuenca del Río

Guadamar, hasta un total de 300, valorándose hasta 80 comunidades diferentes. La información obtenida fue esencial para el ulterior diseño de los procesos de forestación y reforestación pertenecientes al programa de restauración ambiental del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadamar.

Estos estudios se complementaron con los llevados a cabo por el Dr. Gómez Mercado, perteneciente a la Universidad de Almería, como investigador principal. Desde dos subproyectos de investigación, por un lado el que se ocupó de valorar la composición, estructura y conservación de las comunidades vegetales cormofíticas en el Corredor Verde del Guadamar y por la otra, el subproyecto que se ocupó del estudio del proceso de recolonización de los suelos afectados por la flora y vegetación criptogámica (briófitos y líquenes). En todo momento los estudios de campo fueron reforzados con una detallada recopilación de la información con procedimiento SIG (Sistemas de Información Geográfica), al objeto de tener siempre la dimensión territorial presente. Se estableció un catálogo de comunidades vegetales del corredor ecológico en base a 11 grupos de vegetación:

- I. Vegetación acuática flotante, sumergida o enraizada de aguas dulces
- II. Vegetación acuática flotante, sumergida o enraizada de aguas saladas
- III. Vegetación dulceacuícola primocolonizadora efímera
- IV. Vegetación lacustre
- V. Vegetación halófila
- VI. Vegetación casmofítica y glerícola
- VII. Vegetación antropógena
- VIII. Vegetación pratense y pascícola
- IX. Vegetación serial arbustiva
- X. Vegetación potencial forestal y preforestal riparia
- XI. Vegetación potencial forestal y preforestal climatófila

A modo de síntesis de la información obtenida se ela-

boraron una colección de mapas de series de vegetación a una escala de detalle 1:10.000 (ver apartado más adelante). Esta cartografía sirvió de base para la propuesta de “modelos de actuación”, según el estado ecológico y el de su vegetación, por zonas. Estos modelos se concretaron en una serie de tipos de manejo del territorio: conservación, uso tradicional sostenible, densificación (de pies presentes en forma previa), transformación de masas (paso de exóticas a autóctonas), cultivos forestales (de especies climácicas o subclimácicas), manejo de suelos en áreas conflictivas (entendiéndose por tales aquellas cuya recuperación fuera especialmente compleja) y recuperación por *resiliencia* (en aquellas zonas cuya recuperación se produjera de manera espontánea, atendiendo al funcionamiento esperable de los sistemas naturales con el tiempo).

Los estudios sobre musgos y líquenes fueron dirigidos por el Dr. Juan Guerra, del Departamento de Biología Vegetal de la Facultad de Biología de la Universidad de Murcia. Su análisis permitió establecer las condiciones de desarrollo de estos grupos vegetales en la Cuenca del Río Guadamar según las diferentes condiciones ambientales responsables de su desarrollo. Se llegaron a determinar la presencia de más de 100 taxones diferentes de estos vegetales en el territorio objeto de análisis y hasta 16 comunidades diferentes de briófitos (musgos).

El estudio de la vegetación se completó con la valoración de otro grupo de enorme trascendencia ecológica y ambiental, el de los hongos superiores. El Dr. A. Ortega llevó a cabo el seguimiento de estos singulares seres vivos. Se llegaron a identificar más de 150 taxones, muchos de los cuales de un patente interés florístico, gastronómico o toxicológico.

**La vegetación fue objeto de una intensa labor de investigación desde los programas PICOVER. Era esencial elaborar una radiografía de la situación de partida tras el accidente minero al objeto de poder diseñar estrategias eficaces de recuperación de los paisajes desde la solidez del conocimiento científico**

## LA VEGETACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO GUADAMAR

Las figuras 1 y 2 muestran el mapa de usos del suelo, exponente de la vegetación presente en el territorio en el año 1999, y la vegetación potencial de la cuenca del río Guadamar. Mientras la zona central de la cuenca presenta un grado de degradación claro por la ocupación agrícola del territorio, las zonas norte y sur muestran un mejor grado de calidad ambiental. Sin embargo, para estas zonas han existido y siguen existiendo riesgos patentes que han mermado o pueden mermar su calidad medioambiental. Como claro ejemplo de uno de estos riesgos, buena parte de la zona norte de la cuenca se vio afectada, en el verano del 2004, de un importante incendio forestal que llegó a hacer peligrar la viabilidad de la conexión norte-sur entre Sierra Morena y Doñana. La intensa labor de recuperación ambiental desarrollada desde entonces desde la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía está intentando aminorar estos negativos efectos, aunque la recuperación se está produciendo a un ritmo adecuado, el tiempo tendrá la última palabra. Por otro lado, los ambientes de arenales y marisma del sur mantienen islas de vegetación natural en adecuado estado de conservación que, sin embargo, se ven amenazados por las prácticas de cultivos intensivos desarrollados en la zona desde hace décadas. En cuanto a la vegetación asociada a a red hidrográfica, ésta presenta el mismo patrón, un escaso desarrollo en los ambientes de la matriz agrícola central y reductos bien conservados de bosques galería en la cabecera del río y en los arroyos tributarios de la zona norte, así como en numerosas localizaciones de los municipios de Aznalcázar y de Villamanrique de la Condesa, al sur.

En el espacio de la cuenca por encima de la localidad de Aznalcóllar (zona norte) las áreas arboladas son predominantes frente a las superficies de arbustos y herbáceas, siendo relativamente escasos los espacios sin vegetación. La cubierta vegetal en este sector superior está compuesta por un entramado de dehesas más o menos aclaradas mezcladas con pequeños bosquetes dispersos de encinas y alcornoques, así como de diversas asociaciones arbustivas como lentiscales (*Asparago albi-Rhamnetum oleoidis*), madroñales (*Phyllereo angustifoliae- Ar-*

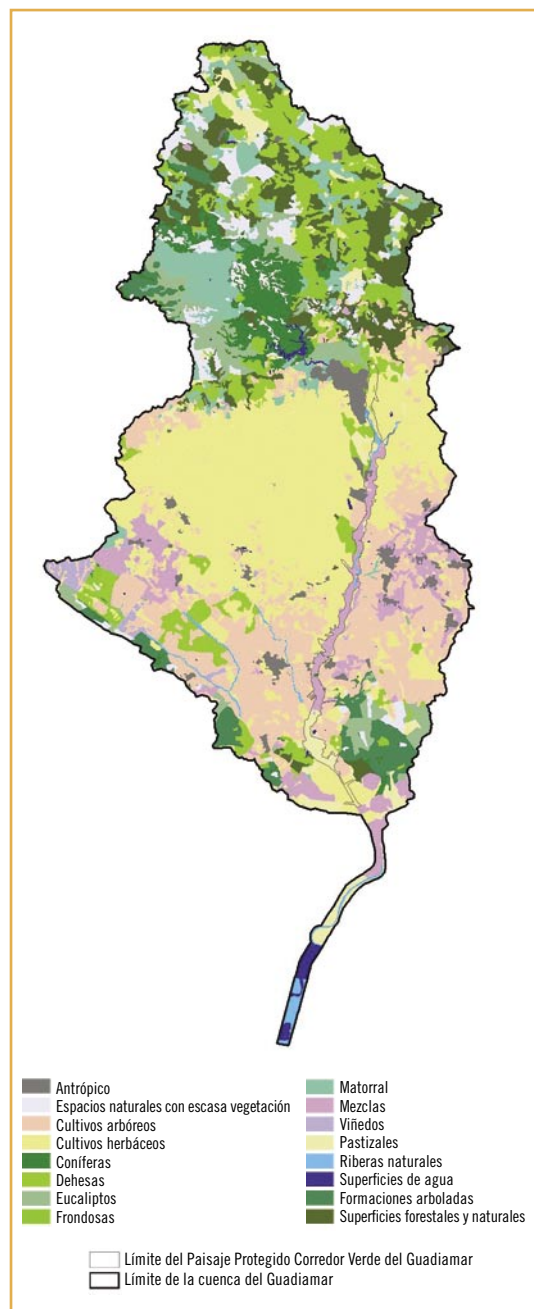


Figura 1. Usos y coberturas del suelo en 1999 para la Cuenca del Río Guadamar. Fuente: CMA.

Figure 1. Land cover and ground uses in 1999 for the basin of the Guadamar river.

Mientras la zona central de la cuenca presenta un grado de degradación claro por la ocupación agrícola del territorio, las zonas norte y sur muestran un mejor grado de calidad ambiental. Sin embargo, para estas zonas han existido y siguen existiendo riesgos patentes que han mermado o pueden mermar su calidad medioambiental

*butetum unedonis*) y brezales (*Erico australis-Cistetum populifolis*). Ocupando la mayor parte del término municipal del Castillo de las Guardas y la parte oriental del sector hasta Aznalcóllar.

En la zona occidental de este sector y ocupando el término municipal de El Madroño aparecen plantaciones de eucaliptos (*Eucalyptus globulus*) y pinos (*Pinus pinea* y en ocasiones *Pinus pinaster*) que ocupan todo el área potencial de los alcornoques, quedando pequeñas formaciones de éstos y de sus etapas más degradadas en los barrancos y vaguadas menos accesibles.

Los pinares en la cuenca del Guadiamar tienen un carácter antrópico claro, constituyendo repoblaciones jóvenes de *Pinus pinea* (con alguna mancha de *P. pinaster*) sobre sustratos esquistosos en la zona norte de la cuenca, así como formaciones (también de *Pinus pinea*) más maduras sobre arenas, en la zona sur.

Estos pinares se han cultivado principalmente para su aprovechamiento maderero y pueden observarse zonas de cortas recientes. Su explotación es de turno largo (hasta 60 años), siendo también importante la producción de piñón que suele situarse entorno a los 200 Kg/Ha/año.

Los pinares del sur de la cuenca son formaciones más antiguas que las del norte. Se desarrollan en los términos municipales de Villamanrique de la Condesa, Aznalcázar y La Puebla del Río, constituyendo repoblaciones de los años cincuenta. En un primer momento su aprovechamiento era para extracción de madera, carbón vege-

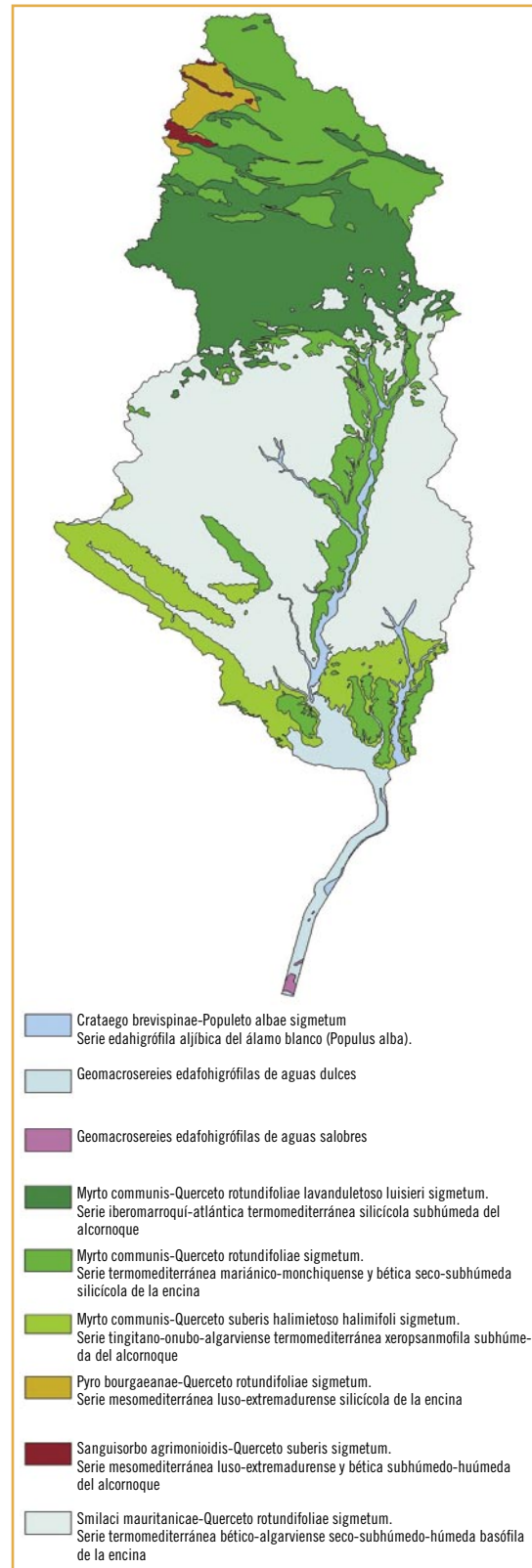


Figura 2. Vegetación potencial en la Cuenca del Río Guadiamar.  
Fuente: CMA.

Figure 2. Potential vegetation in the basin of the Guadiamar river.

tal y piñones, sin embargo en la actualidad su uso ha pasado a ser predominantemente recreativo, acogiendo a gran número de visitantes que se desplazan los fines de semana desde las áreas metropolitanas cercanas (Azalcázar, Villamanrique, La Puebla y Sevilla).

En estos pinares se observan áreas prácticamente mo- nospecíficas en las que destaca la ausencia de for- maciones arbustivas o de matorral (o son muy espor- rádicamente) debido seguramente a limpiezas periódicas, y áreas con vegetación abundante que alcanza gran altu- ra y que constituye una orla de madroños, tojos, brezos, jaguarzos y cantuesos junto con algún pie esporádico de alcornoque.

En el norte, las encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) se acompañan de lentiscos (*Pistacea lentiscus*), acebuches (*Olea europaea* var. *sylvestris*), olivillas (*Phillyrea angus- tifolia*) y algunos perales silvestres (*Pyrus bourgeana*), así como de madroños (*Arbutus unedo*) en los suelos más frescos. Estas formaciones suelen llevar asociado un matorral denso que constituye una etapa degradativa y que se compone de jaras (*Cistus salvifolius*), lavandas (*Lavandula stoechas* subsp. *luisieri*), genistas (*Genista hirsuta* subsp. *hirsuta*), matagallos (*Phlomis puepurea*) y gamones (*Asphodellus* sp.) entre otros.

Los encinares del sur van acompañados de pinos (*Pinus pinea*) que en ocasiones llegan a constituir formacio- nes mixtas con las encinas, mirtos (*Myrtus communis*), lentiscos (*Pistacea lentiscus*), coscojas (*Quercus cocci- fera*), acebuches (*Olea europaea* var. *sylvestris*), olivi- llas (*Phillyrea angustifolia*) y espinos negros (*Rhamnus lycioides* subsp. *oleoides*) junto con jarales (*Cistus sal- vifolius*, *C. albidus*, *C. ladanifer*) y romeros (*Rosmarinus officinalis*).

Los alcornoques que en la actualidad perduran en la cuenca se encuentran explotados en forma de dehesas. En el resto de su territorio potencial han sido sustituidos por plantaciones de eucaliptos y pinos, desarrollándose pequeñas manchas de sus etapas más degradadas en laderas y barrancos más escarpados, en algunas lindes de fincas y en las dehesas que han sido abandonadas.

Estas manchas se distribuyen por la zona norte de la cuen- ca, en los términos municipales de Castillo de las Guardas, El Madroño y Aznalcóllar, sobre sustratos esquistosos, y en la zona sur, en los términos municipales de Hinojos y Vi- llamanrique de la Condesa, sobre sustratos arenosos es- tables. Las diferencias geográficas y edafológicas les otor- gan características propias que los distinguen.

Los alcornoques del norte de la cuenca presentan varia- ciones según su altitud y su grado de exposición al sol. De este modo, los que se desarrollan a mayor altura y en zonas poco expuestas (umbrías) se acompañan de gran cantidad de helechos y madresevas junto con du- rillos (*Viburnum tinus*), madroños (*Arbutus unedo*) y bre- zos (*Erica arborea*) de gran porte, y, en ocasiones (en la reserva de la Pata del Caballo) aparecen quejigos (*Quer- cus faginea* subsp. *broteroi*). Los matorrales que apare- cen como sustitución en estas áreas son brezales (*Erica arborea*, *E. Australis*, *Calluna vulgaris*, etc) con madro- ños, abundantes jaras (*Cistus populifolius*, *C. ladanifer*, *C. Salvifolius*, etc) y leguminosas (*Pterospartum triden- tatum*, *Ulex eriocladus*, *Genista hirsuta*, etc.).

Las formaciones que se desarrollan en lugares más ex- puestos y de menor altitud se acompañan de madroños de menor porte y de mirtos (*Myrtus communis*), palmitos (*Chamaerops humilis*), lentiscos (*Pistacea lentiscus*), ace- buches (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y olivillas (*Phillyrea angustifolia*). Cuando son degradados se desarrollan cos- cojares (*Quercus coccifera*) con abundancia de aladiemos (*Rhamnus alaternus*), esparrageras (*Asparagus acutifo- lius*, *A. horridus*) jaras (*Cistus populifolius*, *C. albidus*, *C. la- danifer*, *C. monspeliensis*, *C. salvifolius*, etc) y leguminosas (*Ulex eriocladus*, *Genista hirsuta*, *Cytisus striatus*, etc).

Los alcornoques de la zona sur de la cuenca se desa- rrollan sobre arenas estables y en aquellas zonas donde el nivel freático se encuentra más próximo a la superfi- cie. Aparecen acompañados (y en ocasiones invadidos) de pinares de pino piñonero (*Pinus pinea*), con lentiscos (*Pistacea lentiscus*), madroños (*Arbutus unedo*), mirtos (*Myrtus communis*), palmitos (*Chamaerops humilis*), ja- guarzos (*Halimium halimifolium*, *H. commutatum*) y jaras (*Cistus libanotis*, *C. crispus*, *C. salvifolius*, etc).



En las zonas más alteradas domina la jara y el jaguarzo, mientras que en los claros del matorral, se desarrolla un pastizal con escasa cobertura con predominio de *Poa bulbosa* y *Trifolium tomentosum*, alimento de la ganadería ovina. Entre la vegetación no mediterránea se encuentran extensiones de pinos y eucaliptos de repoblación procedentes de otros ambientes.

En los medios marcados por la presencia de ríos y arroyos, la vegetación riparia define los trazos del paisaje: fresnos (*Fraxinus* sp), sauces (*Salix* sp) y adelfas (*Nerium oleander*) se encuentran sobre sustratos silíceos. En algunas localizaciones como en el arroyo Cañaveroso, el aliso (*Alnus* sp) dispone un buen lugar, y también se puede encontrar, en la misma cabecera del río Guadamar. Cuando el cauce se estrecha, este bello árbol da paso a los zarzales, que pueden adquirir densidades importantes, acompañados del escaramujo o rosal silvestre (*Rosa* sp). Por otro lado, en zonas de vegas y terrazas el aliso es sustituido por el fresno (*Fraxinus angustifolia*), en forma de bosquecillo poco denso y discontinuo, donde se acompaña de chopos, zarzas y adelfas. En aquellos arroyos en los que existe sustrato arenoso se encuentra con facilidad el sauce, como especie dominante. Cuando los cursos de agua son secados por el duro estiaje, la adelfa, haciendo gala de su gran resistencia, suele ser abundante, mientras que en las localizaciones con suelos muy empobrecidos es el tamujo quien toma el relevo. Por el contrario, donde el agua permanece todo el año, la vegetación de eneas y cañotas hacen acto de presencia. Mención aparte merece el Arroyo de los Frailes, el cual destaca por su buen estado de conservación, como lo demuestra la presencia de buenos indicadores de calidad ambiental como el brezo *Erica andevalensis* y el cangrejo autóctono de río, *Austropotamobius pallipes*.

En las dehesas abandonadas se desarrollan jarales de *Cistus salvifolius*, *C. populifolius*, *C. ladanifer* y *C. albidus*, en suelos arenosos y pobres, y retamas (*Retama sphaerocarpa*) en aquellos que han sido roturados y que tienen mayor desarrollo de suelo. Hacia el sur, ya en la transición con la campiña, se incrementa la presencia de palmitos (*Chamaerops humilis*) y matagallos (*Phlomis purpurea*).



Foto 2. Vegetación herbácea en Entremuros. Foto: F. Carrascal.

Photo 2. Herbaceous vegetation in Entremuros. Photo: F. Carrascal.

Los pastizales de especies efímeras presentan una productividad muy variable pero por lo general escasa, sin embargo se caracterizan por una gran diversidad, destacando los géneros *Vulpia*, *Trifolium*, *Sedum*, *Anthyllis*, *Xolantha*, etc. Los majadales son los pastizales por excelencia de la dehesa y sus especies más representativas son *Poa bulbosa*, *Trifolium subterraneum*, y en menor medida *Trifolium suffocatum*, *Hypochoeris glabra*, etc. Los vallicares presentan los valores más altos de producción, lo que hace que en ocasiones sean gestionados como prados de siega. En su composición interviene gramíneas y leguminosas como *Agrostis castellana*, *A. salmantica*, *Festuca pratensis*, *Trifolium micranthum*, *T. repens*, etc.

En cuanto a las comunidades de plantas de agua dulce se aprecian juncales que se dan en todo el territorio sobre suelos hidromorfos y charcas permanentes de aguas ácidas. Se componen en la mayoría de los casos de *Juncus rugosus*, *J. effusus*, *Scirpus holoschoenus*, *Mentha pulegium*, *M. suaveolens*, *Hypericum tomentosum*, *H. humifusum*, *Narcissus* sp., *Rumex crispus* y *Carex acuta*, etc.

Los carrizales y espadañales se sitúan en los bordes de lagunas temporales, soportando cierta salinidad y grado de trofia del agua. En ellos dominan *Phragmites australis*.



*lis* subsp. *altissima* y *Thypha dominguensis*; las cuales se acompañan de *Scirpus maritimus*, *S. lacustris*, *Paspalum paspalodes*, *Xanthium strumarium* subsp. *cavanillesii*, *Juncus* sp. y, en ocasiones, *Tamarix gallica*.

Por otro lado, las comunidades flotantes se desarrollan en charcas y remansos fluviales de aguas limpias y oligotrofas y suelen caracterizarse por la presencia de *Ranunculus peltatus* subsp. *peltatus*, y *Callitriche brutia*, las cuales van acompañadas de *Mentha pulegium*, *Rumex crispus*, *Carex* sp., *Lythrum junceum*, etc.

La vegetación de los medios marismeños está dominada por formaciones de almarjales que se desarrollan en Entremuros de manera clara. Se pueden distinguir dos tipos, el *almarjal salado*, que ocupa ambientes sometidos

a oscilaciones en la concentración de sales en el suelo (sobre todo debido a la sequedad estival), y el *almarjal dulce*, que ocupa suelos arcillosos nitrificados situados en las zonas más elevadas y secas de la marisma. En el almarjal salado predomina *Arthrocnemum macrostachyum* cuando los niveles de sales son elevados y *Sarcocornia perennis* cuando son los más bajos. Acompañándolas aparecen especies anuales halófilas que ocupan los claros del almarjal (*Frankenia laevis*, *Suaeda splendens*, *Salicornia ramossissima*, *Crypsis aculeata*, *Salsola soda*, etc). El almarjal dulce sustituye al salado al nitrificarse, alterarse y removerse los suelos y forma unidades continuas en los taludes de margen de camino. En esta unidad predomina *Suaeda vera* que se acompaña de *Plantago coronopus*, *Hordeum marinum*, *Polypogon monspeliensis*, *Frankenia laevis*, etc.

## EL CORREDOR VERDE DEL GUADAMAR: DE TERRITORIO AGRÍCOLA A VOCACIÓN FORESTAL

La franja de territorio afectado por la riada de lodos poseía en el momento del accidente una clara vocación agrícola en la que la presencia de cultivos arbóreos y herbáceos, así como de dehesas y pastizales dispersos, marcaban con claridad los paisajes de vega y campiña. En ese contexto, la presencia de vegetación natural se circunscribía a escasos reductos, sobre todo en las zonas norte y sur. Las labores de limpieza primero, y posterior acondicionamiento de los terrenos después aniquilaron, la práctica totalidad de presencia vegetal en la zona. Se emprenden, entonces, intensas labores de forestación que convierten el corredor fluvial en un espacio con clara vocación forestal, aspecto reforzado por el cambio de estatus jurídico de todo el área (los terrenos son expropiados y pasan a formar parte del patrimonio de la Junta de Andalucía).

La labor de plantación de especies de bosque y matorral mediterráneo se llevó a cabo principalmente en la llanura aluvial, sin embargo las repoblaciones con vegetación riparia sólo fueron ocasionales, siguiendo uno de los princi-

pios rectores de la restauración pasiva. De hecho ha sido el propio río, obedeciendo a los ciclos de sequía-inundación en respuesta a las oscilaciones del clima mediterráneo, el que se ha ocupado de la repoblación con especies de rivera en buena parte de sus orillas. Siendo sobre todo los tramos de río localizados al sur de la autovía Sevilla-Huelva los que cuentan con un mejor desarrollo de vegetación de rivera, que en ocasiones adquieren la condición de auténtico dosel vegetal, con una sucesión catenaria que obedece a un desarrollo adecuado de evolución de este tipo de formaciones.

El último análisis exhaustivo que se llevó a cabo sobre el paisaje protegido durante el año 2003 refleja con claridad el esquema anteriormente expuesto.

Ha sido el propio río, obedeciendo a los ciclos de sequía-inundación en respuesta a las oscilaciones del clima mediterráneo, el que se ha ocupado de la repoblación con especies de rivera en buena parte de sus orillas

## ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN DEL PAISAJE PROTEGIDO CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR EN EL AÑO 2003

(Convenio 14. Acuerdo específico entre al Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Almería para la realización del proyecto de investigación “Composición, estructura, restauración y conservación de las comunidades vegetales en la Cuenca del río Guadiamar. Investigador principal: Dr. Francisco Gómez Mercado).

### SERIE DE VEGETACIÓN MEDITERRÁNEA BASÓFILA

[Serie termomediterránea bética y algarviense, seco-subhúmeda-húmeda basófila de *Quercus rotundifolia* o encina (*Rhamno oleoidis-querceto rotundifoliae* S.)]

La serie de vegetación mediterránea basófila está formada principalmente de encinares, acebuchares, formaciones adhesadas con prados asociados y restos de tomillares. Por otro lado, permanecen fragmentos de eucaliptares y cultivos forestales, cultivos herbáceos y cultivos arbóreos de olivar.

Los **encinares** presentes en el área son formaciones boscosas dominadas por la encina (*Quercus rotundifolia*), junto con un sotobosque de acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), coscoja (*Quercus coccifera*) y palmito (*Chamaerops humilis*), etc. En los claros y afloramientos rocosos aparecen tomillares con *Cistus*






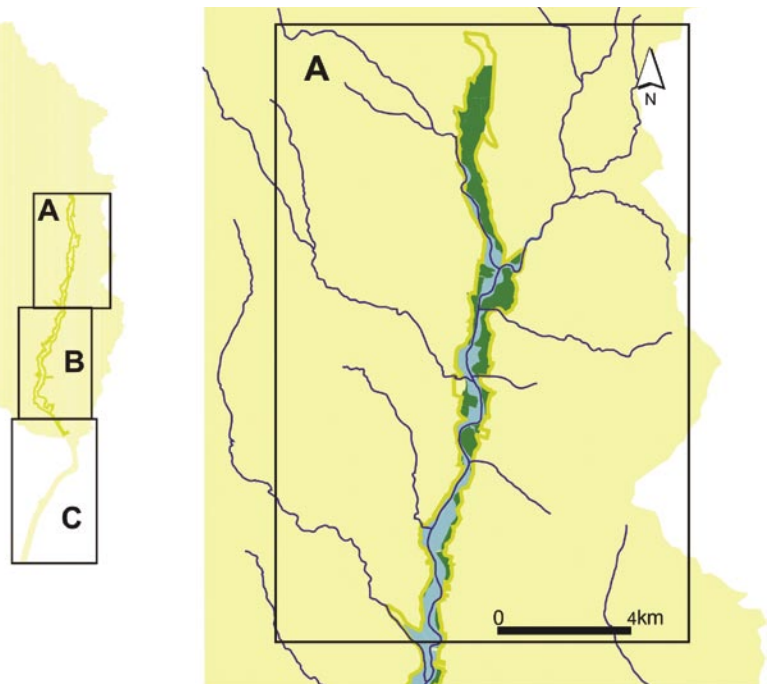
-  Límite cuenca del río Guadiamar
-  Límite Corredor Verde del Guadiamar
-  Serie de vegetación mediterránea basófila
-  Serie de vegetación riparia
-  Serie de vegetación de ambientes salobres

Figura 3. Series de vegetación en el Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadiamar. Fuente: elaboración propia, modificado de Gómez Mercado et al.

*Figure 3. Series of vegetation in the Protected Landscape Green Corridor of the Guadiamar. Source: own elaboration, modified of Gomez Mercado et al.*



*albidus*, *Thymra capitata*, *Rosmarinus officinalis*, etc, acompañados por pastizales de fenología primaveral que cuentan con especies características como *Brachypodium distachyon*, *Trifolium scabrum* y *Cleonia lusitanica*. La ocasional presencia de la formación **acebuchar** se corresponde básicamente con formaciones arbustivas, a veces de gran porte, que suelen corresponder a una situación de degradación primaria del encinar, aunque también ocupa suelos poco profundos en los que la encina no tiene capacidad para desarrollarse. Están compuestas por acebuches (*Olea europaea* var. *silvestris*), palmitos (*Chamaerops humilis*), coscojas (*Quercus coccifera*), lentiscos (*Pistacia lentiscus*), matagallos (*Phlomis purpurea*), etc.

Los **fragmentos de dehesa** se corresponden con encinares aclarados mediante la eliminación selectiva de pies arbóreos, así como de su sotobosque asociado. En los claros, en suelos no nitrificados, aparece

un pastizal basófilo pionero primaveral y efímero, de baja cobertura y biomasa, rico en especies como *Brachypodium distachyon*, *Trifolium scabrum*, *Cleonia lusitanica*, *Hedypnois cretica*, *Euphorbia exigua*, *Linum strictum*, *Leontodon longirrostris*, *Filago pyramidata*, *Anthyllis tetraphylla*, *Helianthemum ledifolium*, *Helianthemum salicifolium*, *Galium parisiense*, *Psilurus incurvus*, *Scabiosa stellata*, *Anagallis arvensis*, *Medicago minima*. Esta unidad tiene escasa representación dentro de la serie debido a la habitual puesta en cultivo, sobre todo de olivar, de los enclaves calcáreos. En las zonas de contacto con los olivares aparecen fragmentos de prados de dehesa, sin presencia arbórea.

Los **tomilares** se corresponden con matorrales de mediana cobertura compuestos por tomillos (*Thymra capitata*), estepas (*Cistus albidus*), romeros (*Rosmarinus officinalis*), matagallos (*Phlomis purpurea*), *Fu-*

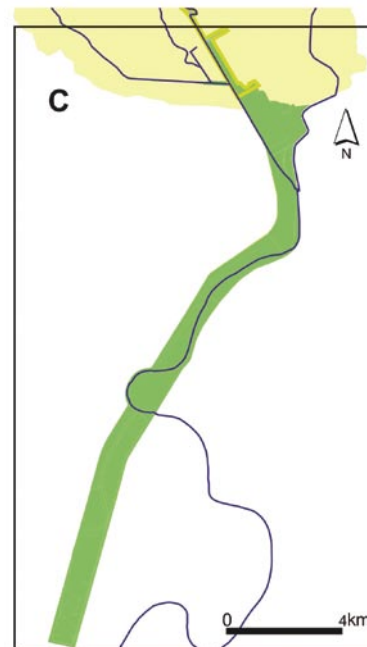
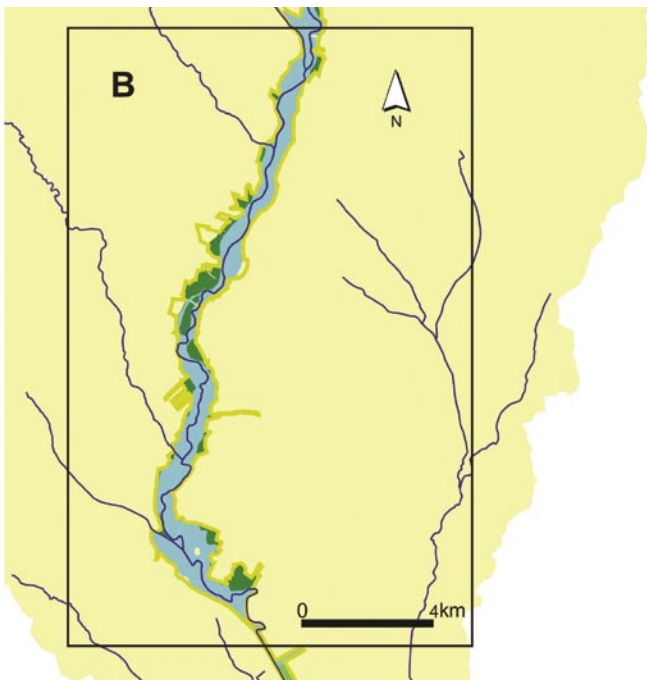




Foto 3. *Cistus* sp. Foto: M.A. Pérez.

Photo 3. *Cistus* sp. Photo: M.A. Pérez.

*mana thymifolia*, *Micromeria graeca*, etc. Junto a este tipo de vegetación se desarrolla en primavera un pastizal pionero y efímero, de baja cobertura y biomasa con especies como *Brachypodium distachyon*, *Trifolium scabrum*, *Cleonia lusitanica*, etc.

Las **formaciones de eucaliptos** (*Eucalyptus camaldulensis* y *E. globulus*) se corresponden con antiguos cultivos con fines forestales u ornamentales.

Mención especial habría que dar a los **cultivos forestales**, unidad con presencia dominante a lo largo del tramo del Corredor Verde del Guadiamar afectado por

la riada de lodos. Estos cultivos, asentados sobre otros más antiguos, se componen de especies arbóreas tales como encinas (*Quercus rotundifolia*), acebuches (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y, en menor proporción, algarrobos (*Ceratonia siliqua*). También aparecen especies arbustivas como lentisco (*Pistacia lentiscus*), mirto (*Myrtus communis*), romero (*Rosmarinus officinalis*) o cantueso (*Lavandula stoechas*), etc.

En algunas ocasiones se han utilizado especies propias de ambiente ripario como álamos (*Populus alba*) y fresnos (*Fraxinus angustifolia*), junto a almeceas (*Celtis australis*), majuelos (*Crataegus monogyna* subsp.

*brevispina*), u olmos (*Ulmus minor*). Debido a la remoción de estos terrenos para la eliminación de los lodos, así como a las posteriores tareas de enmienda y puesta en cultivo de las especies de forestación, prolifera un rico herbazal nitrófilo con especies como el *Galactites tomentosa*, *Echium plantagineum*, *Bromus madritensis*, *Bromus hordeaceus*, *Anacyclus radiatus*, *Hordeum leporinum*, *Medicago polymorpha*, *Plantago lagopus*, *Stachys arvensis*, *Rumex crispus*, *Lactuca serriola*, *Silybum marianum*, *Coleostephus myconis* (*Galactito tomentosae-Echietum plantaginei*, *Galactito tomentosae-Cynaretum humilis*, *Anacyclo radiati-Hordeetum leporini*). Estos herbazales llegan a alcanzar alturas y coberturas elevadas que pueden impedir la supervivencia de los plantones. Por esta razón se llevan a cabo escardas y binas, que aumentan la heterogeneidad de estas formaciones, cuya composición está sujeta a fenómenos microtopográficos de compactación y alteración. En depresiones pueden

aparecer especies tolerantes a suelos más húmedos como *Silybum marianum* (*Scolymo maculati-Silybetum mariani*). Sobre suelos muy nitrificados y fuertemente compactados por el pisoteo, entre las bandas de rodadura de los carriles, aparece una comunidad de escasa cobertura con especies como *Poa infirma*, *Sagina apetala* o *Crassula tillaea*.

Mientras que los cultivos herbáceos se corresponden con terrenos agrícolas dedicados al cultivo de especies herbáceas de secano, generalmente cerealistas, los cultivos de olivar son terrenos agrícolas dedicados a cultivos monoespecíficos de olivos (*Olea europaea* var. *europaea*). Los escasos olivares que perviven en las arenas y gravas de origen aluvial del tramo afectado por la riada de lodos desarrollan un herbazal nitrófilo. En este herbazal suele tomar protagonismo el vina-grillo (*Oxalis pes-caprae*), y en ocasiones, se pueden observar plantones de especies forestales cultivadas.

## SERIE DE VEGETACIÓN RIPARIA

[Geoserie riparia eutrofa termo y mesomediterránea]

Las **alamedas-fresnedas** presentes en distinto grado de desarrollo se corresponden con formaciones de bosque galería situados en torno al cauce en el tramo medio del río Guadamar. Como es sabido, estas formaciones son capaces de soportar encharcamientos prolongados, necesitando una suficiente humedad edáfica para subsistir durante el verano; por ello, en los tramos que se desecan, cede ante tarayales y adelfares. La componen álamos (*Populus alba*), junto a fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y, en menor proporción, sauces (*Salix neotricha*) y olmos (*Ulmus minor*). Estas formaciones han sido fuertemente alteradas a lo largo del tiempo por la actividad agrícola, habiendo perdido su continuidad a favor, principalmente, de eucaliptares de repoblación. Su sotobosque se reduce a un herbazal nitrófilo de amplia distribución a lo largo de la serie.

Las **olmedas** son una vegetación típica de ríos de curso lento que, bajo clima mediterráneo, tienden a colonizar la llanura de inundación correspondiente a terrazas de naturaleza fluvial. Las asociaciones de árboles de esta formación se circunscriben a olmos, fresnos y sauces (*Opopano chironii-Ulmetum minoris*). La calidad agronómica de los suelos donde suelen encontrarse ha conllevado la eliminación de este tipo de formaciones para la puesta en cultivo de su área potencial, quedando relegado a los márgenes, con presencia esporádica y subordinado, en la mayor parte de los casos, a la alameda. Esta unidad se observa en nuestra área, casi exclusivamente desde el Puente de las Doblás hasta el inicio del ambiente marismeño, estando representada mejor a partir del núcleo urbano de Aznalcázar.

En el tramo medio del río aparecen ralas **saucedas** con *Salix alba*, *S. neotrich* y *S. atrocinerea*, ocasionalmente también aparecen *Salix purpurea* subsp. *lambertiana* y *S. pedicellata*.

En tramos del río sometidos a cierta sequía temporal aparecen comunidades arbustivas de tarays (*Tamarix gallica* y *T. africana*) y formaciones laxas de adelfas (*Nerium oleander*).

**Espadañales y carrizales** suelen presentarse conjuntamente y se desarrollan sobre suelos encharcados, en márgenes de lagunas, remansos de río y arroyos. Es común la presencia del bayunco (*Scirpus lacustris*), el cual ocupa una posición interior respecto al carrizal-eneal. Ocasionalmente aparece la castañuela (*Scirpus maritimus* var. *maritimus*), ocupando un área similar a la del bayunco.

Exteriormente, sobre suelos que pueden sufrir una desecación estival, suele presentarse una comunidad junciforme con especies como *Cyperus longus*, *Juncus articulatus*, *Scirpus holoschoenus*, etc.

Aparecen herbazales nitrófilos que se estructuran en función del grado de encharcamiento del suelo, la es-

tacionalidad y el grado de nitrificación. Se encuentran comunidades de *Xanthium strumarium* (*Xanthio italice-Polygonetum persicariae*); praderas vivaces de fenología temprana compuestas por vinagreras (*Oxalis pes-caprae*; *Citro-Oxalidetum pedis-caprae*); herbazales terofíticos subnitrófilos de desarrollo primaveral (*Galactito tomentosae-Echietum plantaginei*); herbazales terofíticos nitrófilos poco exigentes en humedad (*Anacyclo radiati-Hordeetum leporini*); cardales de suelos secos (*Galactito tomentosae-Cynaretum humilis*) y húmedos (*Scolymo maculati-Silybetum mariani*); gramales y pastizales vivaces decumbentes de suelos pisoteados, nitrificados y temporalmente encharcados (*Paspalo distichi-Polypogonetum viridis*).

No es difícil encontrar formaciones formadas por cañas (*Arundo donax*), especie rizomatosa de origen asiático frecuentemente cultivada o asilvestrada en la región mediterránea.

Los restos de eucaliptares están siendo paulatinamente eliminados por su condición de especies exóticas en nuestro territorio, no obstante el porte de algunos ejemplares y su utilización como posaderos por numerosas especies de aves rapaces han aconsejado el que permanezcan en pie.

## SERIE DE VEGETACIÓN DE AMBIENTES SALOBRES

[Geoserie de los esteros salinos y salobres termomediterráneos iberoatlánticos]

Los tarayales son unidades de vegetación compuestas por formaciones arbustivas de tarays, predominantemente *Tamarix gallica*. Está localizada en zonas elevadas de la marisma, sobre muros de canalizaciones y taludes no sometidos a inundación acusada.

El **almarjal salado** es un complejo compuesto por vegetación camefítica que ocupa ambientes sometidos a grandes oscilaciones en la concentración de sales en el

suelo, sobre todo debido a la sequedad estival. En los niveles más elevados se halla representado predominantemente por *Arthrocnemum macrostachyum* (*Inulo crithmoidis-Arthrocnemetum macrostachyi*), tomando protagonismo, en los niveles más bajos sometidos a un mayor encharcamiento con las lluvias estacionales, las especies del *Puccinellio maritimae-Sarcocornietum perennis*, donde *Sarcocornia perennis* es la especie más abundante. En esta unidad quedan incluidas las comu-

nidades anuales halófilas, de amplia distribución en la marisma, que ocupan los claros del almarjal conforme las arcillas se van desecando a lo largo del verano (*Parapholido-Frankenietum pulverulentae*, *Suaedo splendidis-Salsoletum sodae*, *Hainardio cylindricae-Rostrarietum phleoidis*, *Damasonio alismatis-Crypsietum aculeatae*, *Suaedo splendidis-Salicornietum patulae*).

La denominada comunidad de verdolaga marina es una vegetación caracterizada y dominada por la verdolaga marina (*Halimione portulacoides*), la cual forma extensas y homogéneas praderas de escasa altura. Éstas se hallan bien delimitadas en torno a pequeñas depresiones arcilloso-salinas presentes junto al margen izquierdo, mirando al sur, de Entremuros, acercándonos al límite con el Espacio Natural Doñana. Otras especies que la acompañan son *Sarcocornia perennis*, *Inula crithmoides*, *Puccinellia maritima*, etc.

Las **praderas de castañuela** son una asociación compuesta por vegetación helofítica que ocupa zonas inundadas de la marisma, sobre suelos arcillosos y limosos salinos que pueden llegar a estar varios meses secos en verano. En Entremuros estas comunidades se hallan dominadas por la castañuela (*Scirpus maritimus* var. *compactus*), acompañado por *Juncus subulatus* en las depresiones afectadas por una mayor salinidad, así como por *Typha dominguensis* (*Scirpetum compacto-litoralis typhetosum dominguensis*) conforme ésta disminuye y el canal se ahonda.

Los **eneales** son comunidades con una ecología semejante al carrizal, pero que no alcanza la zona más meridional de las canalizaciones de Entremuros. La especie más representativa es la enea (*Typha dominguensis*), que suele ocupar una banda interna respecto al carrizal. Al ser la enea algo más sensible que el carrizo a la salinidad, desaparece antes cuando este factor se manifiesta.

Por otra parte, los **carrizales** son comunidades helofíticas que viven la mayor parte del año con las raíces

sumergidas, aunque pueda quedar el suelo desecado temporalmente en superficie.

La especie que da nombre y representa a la unidad es el carrizo (*Phragmites australis*). Se desarrolla en los bordes de las canalizaciones del río Guadamar y el Brazo de la Torre. Debido al efecto del reflujo mareal, que es patente en las canalizaciones del extremo sur del área de estudio, y a la naturaleza salina de las arcillas en este tipo de ambiente, se encuentran formaciones de escaso tamaño y vigor, ya que el carrizo es una planta poco tolerante a la salinidad.

El **espartinal** es una unidad dominada por la espartina (*Spartina densiflora*), formando un prado denso y casi monoespecífico, de aproximadamente un metro de altura. Ocupa suelos arcillosos y salinos. Puede ir acompañada de *Juncus subulatus*, *Juncus acutus*, *Scirpus maritimus* var. *compactus*, etc.

En las láminas de aguas estabilizadas y someras de los lucios y canalizaciones a lo largo de Entremuros aparecen **comunidades flotantes enraizadas** dominadas por *Ranunculus peltatus* subsp. *peltatus* var. *Microcarpusk*. Estas comunidades, que comienzan su floración a mediados de marzo, suelen verse acompañadas por *Scirpus maritimus* var. *compactus* y, hacia el extremo sur de la zona, también por *Juncus subulatus*.

En las zonas elevadas y secas de la marisma, sobre suelos arcillosos ricos en nitrógeno aparece el almarjal dulce. Esta formación está representada principalmente por el **almarjo dulce** (*Suaeda vera*; *Cistancho phelypaeae-Suaedetum verae*). En estos ambientes, con las lluvias primaverales, se produce una explosión de comunidades ricas en gramíneas. Entre las especies más abundantes y características de estos pastizales, aparecen *Hordeum marinum*, *Polypogon maritimus*, *Plantago coronopus*, *Rostraria phleoides*, *Hainardia cilindrica*, *Parapholis incurva*, *Frankenia pulverulenta*, *Sphenopus divaricatus*, etc. (*Parapholido incurvae-Frankenietum pulverulentae*, *Hainardio cylindricae-Rostrarietum phleoidis*).



Tomando como base un vuelo aéreo de infrarrojos, realizado sobre el Paisaje Protegido en el verano del año 2005, se ha efectuado una valoración a pie de campo (diciembre de 2007) de los polígonos que resultaron del trabajo de fotointerpretación en gabinete. Se establecieron cinco categorías principales: “cauces con vegetación”, “cauces sin vegetación”, “formaciones arbóreas heredadas”, “zonas reforestadas” y “otros”. Estas categorías engloban otras subcategorías, las siguientes:

- **Cauces con vegetación:** “cauce con bosque ripario”, “cauce con matorral-pastizal”
- **Cauces sin vegetación:** “lámina de agua”, “cauce sin vegetación”, “canal de crecida con escasa vegetación”
- **formaciones arbóreas heredadas:** “resto de bosque mediterráneo”, “antiguo olivar”, “linde-seto con vegetación arbórea-arbustiva”
- **zonas reforestadas:** “sin cobertura arbórea-arbustiva apreciable” (en torno al 0%), “reforestada con cobertura baja” (hasta un 25%), “reforestada con cobertura media” (entre el 25 y el 50%), “reforestada con buena cobertura” (entre 50 y 75%), “reforestada con muy buena cobertura” (más del 75%)
- **otros:** “parcelas de experimentación”, “balsa de riego”, “construcciones”, “balsa de lodos”.

El resultado ha sido la generación de una *cartografía de síntesis* (figuras 4, 5 y 6), con una serie de fotografías georreferenciadas que reflejan con claridad la situación actual del espacio protegido en relación al desarrollo forestal alcanzado tras los 10 años transcurridos desde el accidente minero.

Al valorar dicha cartografía se pueden establecer, con claridad, tres áreas con características bien diferentes. Por un lado el tramo norte, desde las inmediaciones de la balsa hasta la autopista A-49, el tramo centro desde esta localización hasta el Vado del Quema y el tramo sur desde el Vado del Quema hasta el límite con el Espacio Natural Doñana.



El tramo norte del corredor verde se caracteriza por poseer un escaso desarrollo de su vegetación, en parte por haber sido la zona más afectada por el vertido minero y en parte por poseer unos suelos menos desarrollados con un fondo natural de elementos traza conse-



Foto 4. Cobertura muy buena. Foto: F. Carrascal.

Photo 4. Very good vegetation cover. Photo: F. Carrascal.

cuencia de la minería histórica y de la propia naturaleza del sustrato edáfico y la roca madre. El 61.9% (figura 7 y figura 8) del territorio se corresponde con la categoría de “sin cobertura o con baja cobertura” y tan sólo el 21.2% con cobertura media o buena así como con bosques ri-

parios. Este tramo también se caracteriza por presentar un río con geomorfología poco madura, consecuencia indirecta de las labores de limpieza y remediación posteriores al accidente ambiental. Estas circunstancias se reflejan en un bosque ripario escasamente desarrollado.

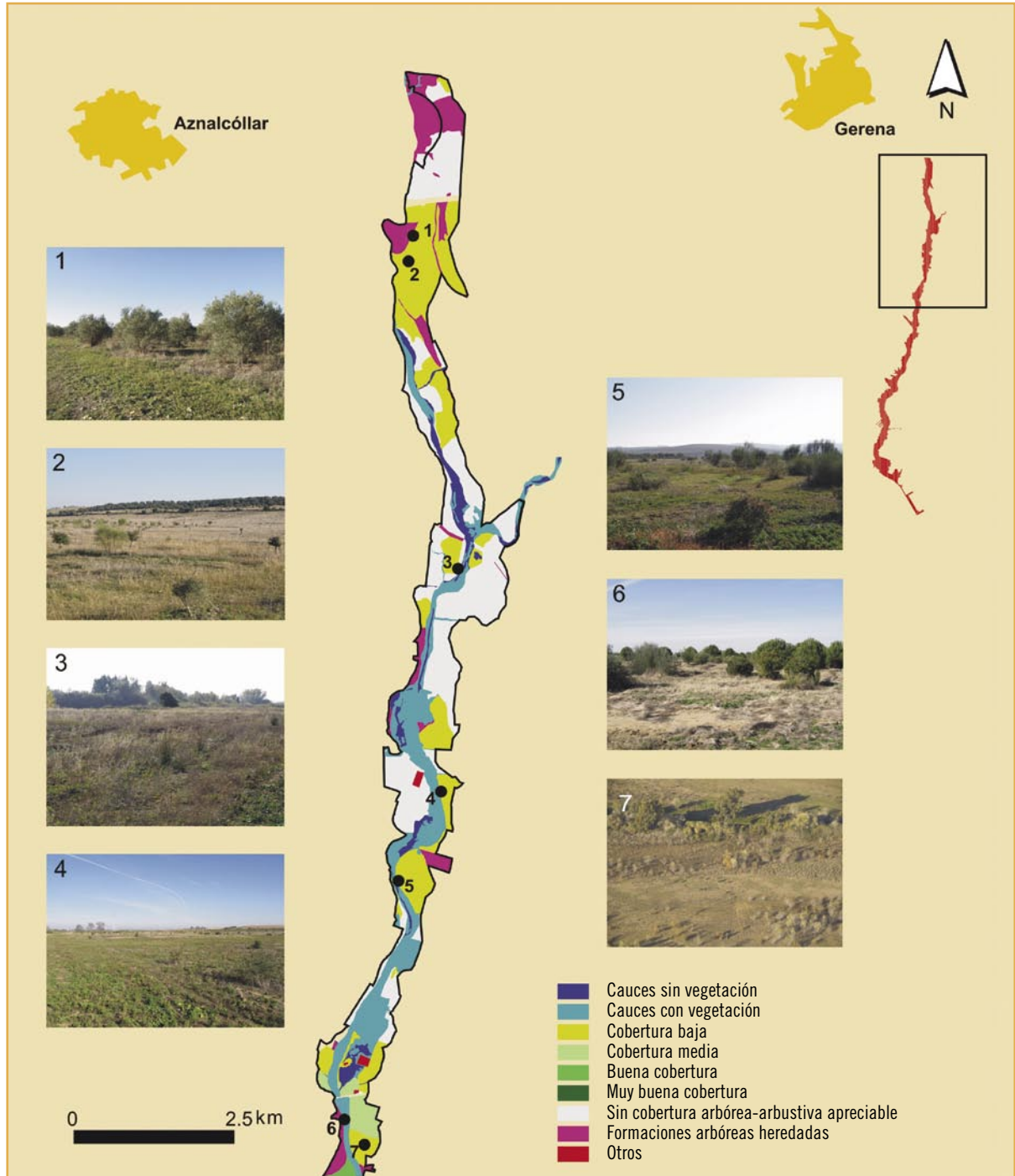


Figura 4. Vegetación actual en el tramo norte del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadiamar. Fuente: elaboración propia.

Figure 4. Current vegetation in the North zone of the Protected Landscape Green Corridor of the Guadiamar. Source: own elaboration.

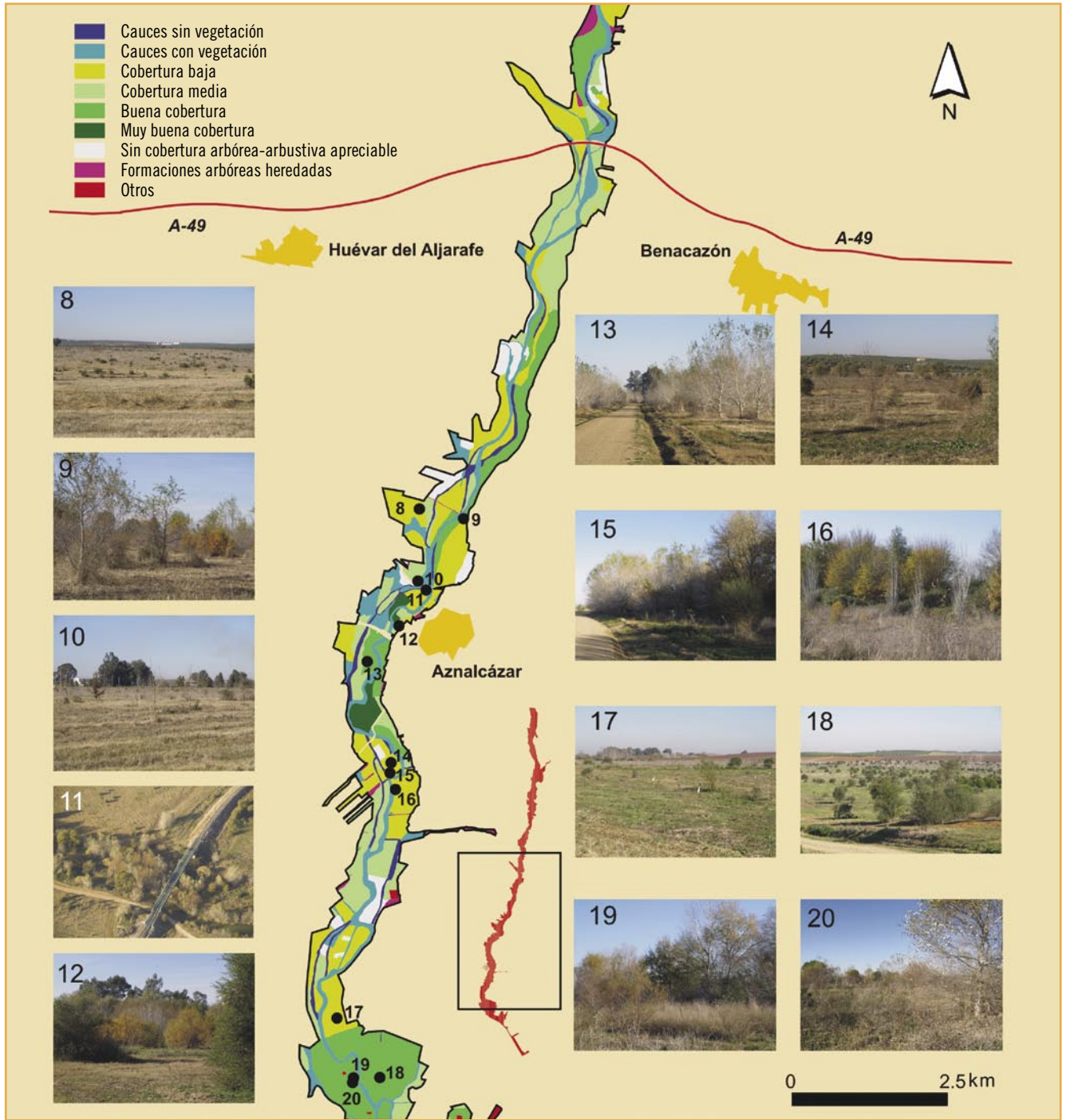


Figura 5. Vegetación actual en el tramo centro del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadimar. Fuente: elaboración propia.

Figure 5. Current vegetation in the Center zone of the Protected Landscape Green Corridor of the Guadimar. Source: own elaboration.

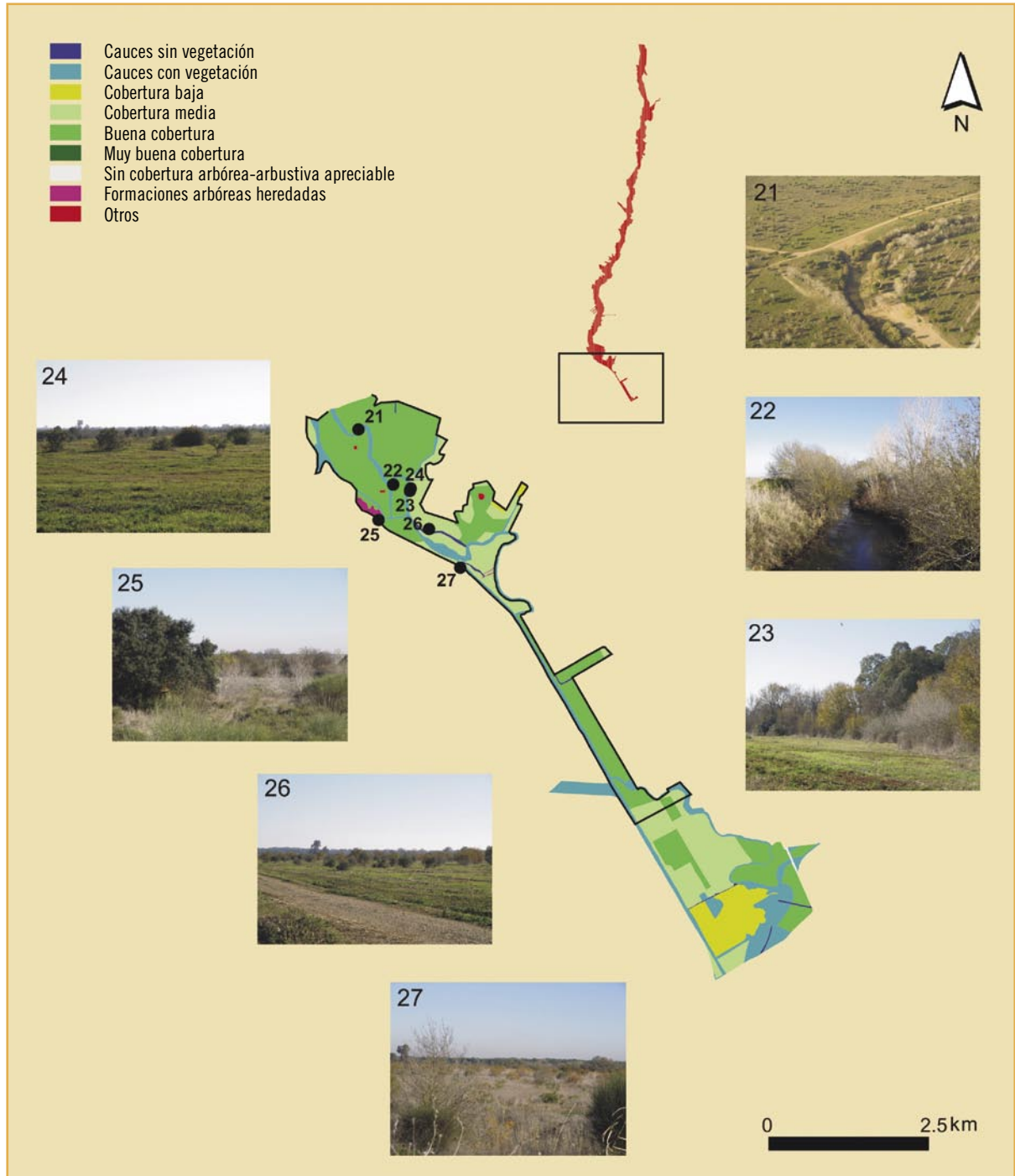


Figura 6. Vegetación actual en el tramo sur del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadamar. Fuente: elaboración propia.

Figure 6. Current vegetation in the South zone of the Protected Landscape Green Corridor of the Guadamar. Source: own elaboration.

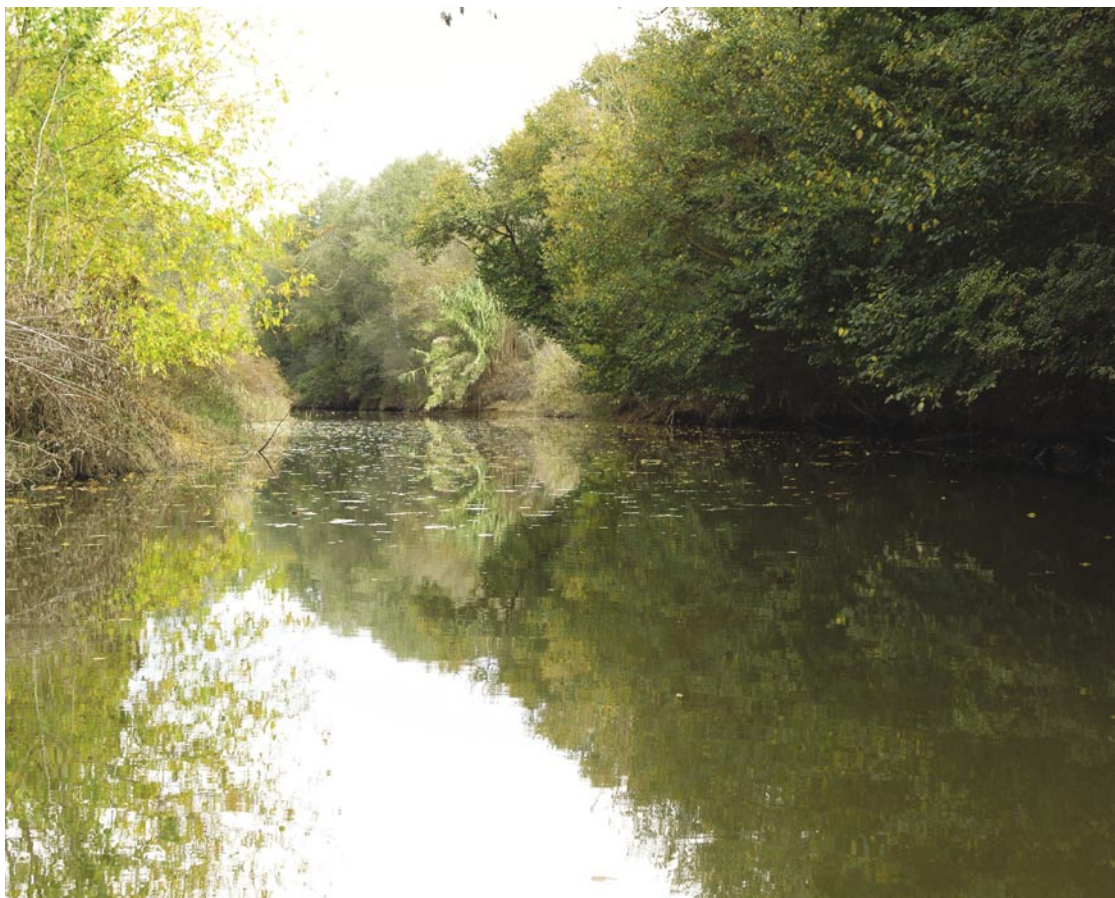


Foto 5. Bosque de ribera. Foto: F. Carrascal.

Photo 5. Riverside forest. Photo: F. Carrascal.

La situación es bien diferente en el tramo centro. Esta zona, con un río más maduro desde el punto de vista geomorfológico y una llanura aluvial con suelos ricos en materia orgánica y humedad, muestra una vegetación que comienza a adquirir un porte adecuado en el 54.9% del tramo; más de 25 hectáreas presentan una cobertura considerada como de “muy buena” (Foto 4). Es importante destacar que es notable el desarrollo del bosque de ribera en no pocas localizaciones, sobre todo al sur del municipio de Aznalcázar (Fotos 5 y 6). Sin embargo esta zona presenta el problema del enorme desarrollo de la vegetación herbácea en primavera (principalmente ruderal) que, aprovechando la adecuada mineralización

de los suelos y la humedad presente por la cercanía del cauce y del nivel freático, llega a dificultar el desarrollo de los plantones de matorral y arbolado de forestación.

El último tramo se corresponde con una unidad geoambiental bien diferente, la del dominio de la pre-marisma, antesala de los ambientes marismesños que definen en buena medida al Espacio Natural Doñana. Aquí el 90.2 % de la zona presenta una cobertura media o buena y los ejemplos de bosque de ribera presentan un estado óptimo de desarrollo, con series catenales bien estructuradas que dan abrigo a numerosas especies de invertebrados y aves.

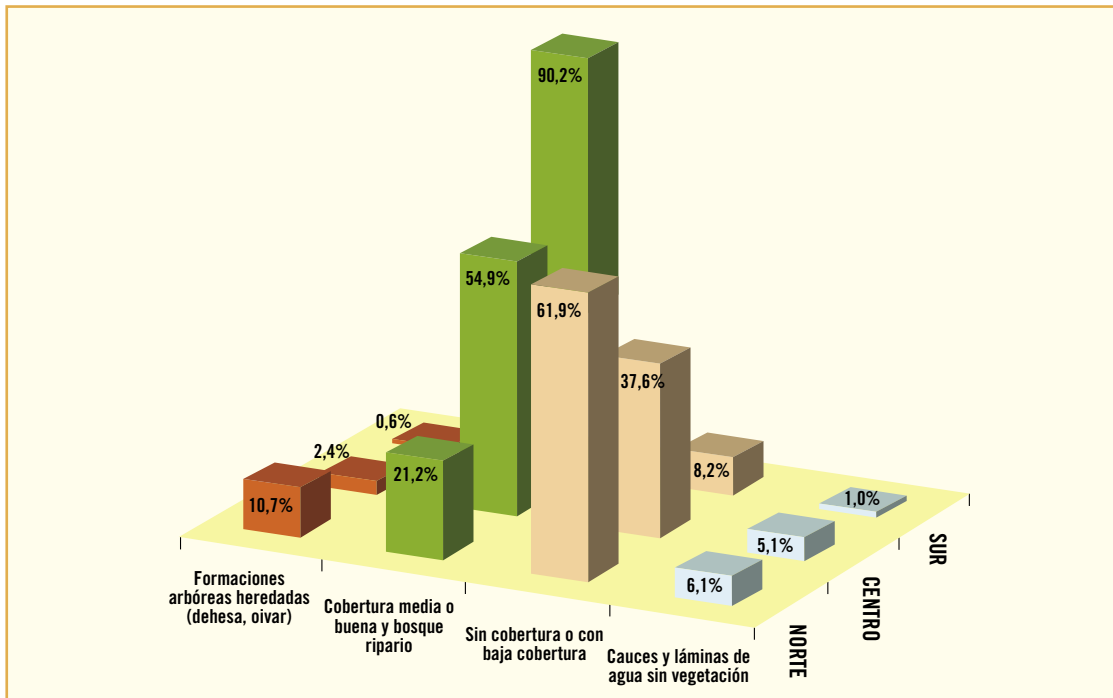
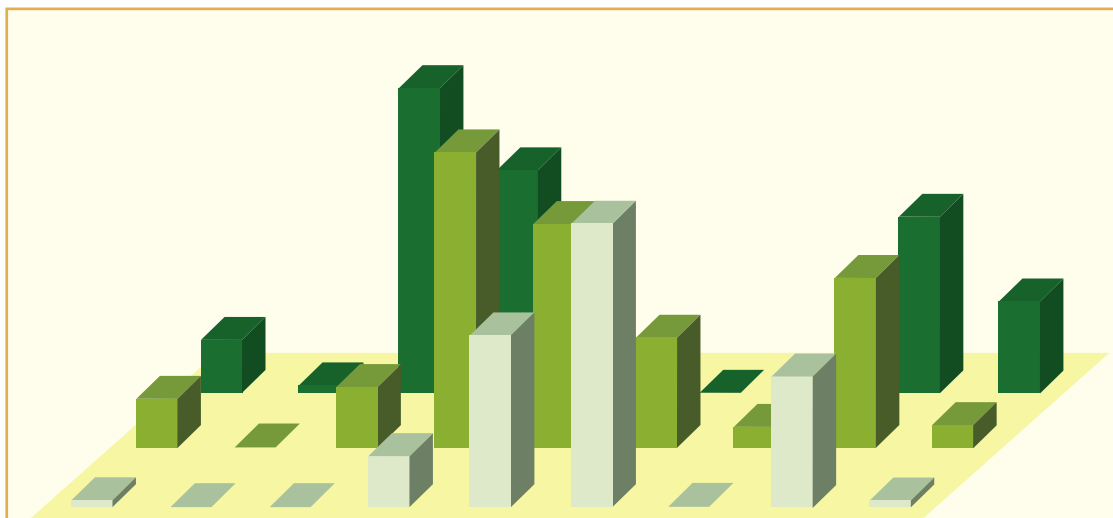


Figura 7 Comparativa-resumen del estado de la vegetación en el paisaje protegido por tramos. Fuente: elaboración propia.  
 Figure 7. Short comparative of the state of the vegetation in the Protected Landscape by zones. Source: own elaboration.



|             | Cauces sin vegetación | Otros | Sin cobertura | Cobertura baja | Cobertura media | Buena cobertura | Muy buena cobertura | Vegetación riparia | Formaciones arbóreas heredadas |
|-------------|-----------------------|-------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|---------------------|--------------------|--------------------------------|
| ZONA SUR    | 7,68                  | 1,23  | 1,14          | 63,45          | 211,41          | 349,67          | 0,00                | 159,06             | 4,76                           |
| ZONA CENTRO | 60,30                 | 1,94  | 76,53         | 366,98         | 278,11          | 137,21          | 26,02               | 209,18             | 28,66                          |
| ZONA NORTE  | 63,97                 | 5,34  | 371,77        | 271,98         | 8,41            | 0,00            | 0,00                | 214,25             | 112,13                         |

Figura 8. Detalle de superficie ocupada por tramos según categorías an ha. Fuente: elaboración propia.  
 Figure 8. Detail of surface occupied by zones according to categories in ha. Source: own elaboration.

## Conclusiones

En suma, una década después del accidente minero, y después de que el cauce y la llanura aluvial del río Guadamar experimentara un grado de deterioro importante, son numerosos los indicadores de recuperación ambiental que pueden detectarse. Entre ellos es destacable como la vegetación, de ribera y de bosque y matorral mediterráneo, está alcanzando

un grado de desarrollo adecuado en multitud de localizaciones, exponente claro de la emergencia de unos paisajes que en buena medida ya estaban olvidados tras décadas de profunda alteración por parte de la mano del Hombre. Un territorio que, con paso firme, recupera unas señas de identidad que nunca debió perder.



Foto 6. Detalle de vegetación de orilla. Foto: F. Carrascal.

Photo 6. Detail of riverside vegetation. Photo: F. Carrascal.

15

## Recomendaciones de gestión

El desarrollo vegetal que se está produciendo en una parte significativa del Paisaje Protegido parece reflejar la idoneidad de muchas de las medidas acometidas para paliar los efectos ambientales del vertido de lodos producido hace ya una década. Sin embargo, la porción norte del espacio denota un grado de recuperación lento en cuanto al crecimiento de la vegetación se refiere. Esta circunstancia aconsejaría el que se acometieran actuaciones concretas de reforestación aguas arriba del punto de intersección del río Guadamar con la autovía Sevilla-Huelva.

Quizás fuera, en esta zona, conveniente el llevar a cabo algunas medidas adicionales de corrección de suelos. Al objeto de posibilitar un mejor desarrollo de la vegetación riparia parecería aconsejable el seguir trabajando en permitir un correcto funcionamiento hidrológico del río (eliminación de obstáculos transversales, mejora de la calidad del agua del río mediante el control de efluentes líquidos provenientes de núcleos urbanos y del aderezo de la aceituna), así como proceder a la retirada de la vegetación exótica que en muchas localizaciones pueblan las orillas.



## B I B L I O G R A F Í A

Cabezudo, B. et al. Cartografía de la vegetación potencial y actual de la Cuenca del Guadiamar y del Corredor Ecológico como base para su restauración y seguimiento. Memoria final. Departamento de Biología Vegetal. Universidad de Málaga. Diciembre de 2002.

Cabezudo, B; A.V. Pérez-Latorre, P. Navas, D. Navas y Y.Gil. 2003. Vegetación de la Cuenca del Río Guadiamar: bases para su conservación y restauración. En Ciencia y Restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (PICOVER) 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Guerra, J. 2003. Estudio del proceso de recolonización de suelos afectados por vertidos en la Cuenca del Río Guadiamar: Flora y Vegetación criptogámica (briófitos y líquenes. Acuerdo específico entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la Universidad de Murcia.

Guerra, J., M.J. Cano, M.T. Gallego, R. M. Ros. 2003. Avance sobre las comunidades de briófitos en la Cuenca del Río Guadiamar. En Ciencia y

Restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (PICOVER) 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Gómez Mercado, F. et al. Composición, estructura, restauración y conservación de las comunidades vegetales en la Cuenca del Río Guadiamar. 2003. Memoria final. Acuerdo específico entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la Universidad de Almería.

Ortega, A. 2003. Estudio de la micoflora (hongos superiores) de la Cuenca del Guadiamar. 2003. En Ciencia y Restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (PICOVER) 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2003.

Varios. Diagnóstico e identificación de problemas de la Cuenca del Guadiamar y establecimiento de directrices y orientaciones para una gestión integrada y sostenible. Consejería de Medio Ambiente, Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadiamar. Junta de Andalucía.



CAPÍTULO

# 16

## RELACIONES SUELO- PLANTA EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR: EFECTOS ECOLÓGICOS DE LOS ELEMENTOS TRAZA

**M. T. DOMÍNGUEZ, P. MADEJÓN, T. MARAÑÓN Y J. M. MURILLO**

INSTITUTO DE RECURSOS NATURALES Y AGROBIOLOGÍA DE SEVILLA (CSIC).  
APARTADO 1052. 41080, SEVILLA.

## Resumen

Durante el proyecto de Seguimiento Ecorregional del Corredor Verde del Guadiamar (SECOVER), se han realizado distintos estudios en relación a la vegetación del Corredor Verde. Estos estudios se centraron en los efectos de los elementos traza sobre distintos procesos biológicos, con distintas implicaciones ecológicas. Por un lado, se realizó un seguimiento de los niveles de elementos traza en suelos y en distintos grupos de plantas (árboles adultos, plantones de especies leñosas y algunas herbáceas), para evaluar la bioacumulación de los contaminantes del suelo en las plantas del Corredor Verde. Por otro, se estudiaron los patrones de crecimiento y supervivencia de los plantones empleados en la reforestación de la zona, en relación a la contaminación residual del suelo. Por último, se realizaron algunos ensayos experimentales sobre la influencia de los elementos traza en algunos procesos involucrados en la regeneración de algunas especies leñosas, como la encina o el lentisco. Los resultados indican una baja acumulación de elementos traza en las plantas del Corredor Verde, con la excepción de algunas especies que pueden acumular de manera especial algunos elementos, como el álamo blanco (que acumula Cd y Zn) y algunas herbáceas de la familia Brassicaceae (acumuladoras de Tl). La contaminación residual del suelo no parece ser el factor más determinante para el crecimiento de los plantones, ya que en zonas

no afectadas por el vertido se registraron tasas de crecimiento y supervivencia incluso menores que en zonas contaminadas. Si bien en condiciones controladas la presencia de algunos elementos traza potencialmente tóxicos, como Cd y Tl, puede influir negativamente en procesos como la germinación o el establecimiento de plántulas, bajo las condiciones de campo otros factores como el exceso de radiación o la baja humedad del sustrato parecen influir de manera más decisiva en estos procesos. Los resultados se discuten en relación con la gestión del Corredor Verde del Guadiamar.

**Palabras clave:** monitorización, especies leñosas, acumulación, crecimiento, restauración ecológica

**T**ras la limpieza de los suelos afectados por el accidente minero de Aznalcóllar, la reforestación de los terrenos que hoy forman parte del Corredor Verde del Guadiamar supuso un reto para los gestores de este nuevo espacio natural. Algunas características ambientales del área a reforestar (unas 2700 hectáreas) podían suponer factores de tensión para el establecimiento y desarrollo de una cubierta vegetal forestal, objetivo fundamental de la Estrategia del Corredor Verde. Por un lado, la estructura de los suelos estaba muy alterada, debido a la eliminación de la capa superficial durante la retirada de los lodos; esta capa superficial juega un papel muy importante en la retención de agua y nutrientes del suelo. Por otro, las condiciones de luz y humedad del Corredor (espacios abiertos muy soleados, ya que la mayoría de los terrenos afectados tenían uso agrícola) podían limitar el establecimiento de algunas especies forestales. Asimismo, surgía la duda de si los niveles de contaminación residual por

Different studies were developed with the vegetation of the Guadamar Green Corridor in the framework of the SECOVER project (Eco-regional Monitoring of the Guadamar Green Corridor). These studies focused on the effects of soil trace elements on different biological processes, with different ecological implications. Firstly, it has been monitored the levels of trace elements in soils and in different groups of plants (adult trees, woody plant saplings and some Brassicaceae species). Also has been studied the growth and survival patterns in the saplings used in the reforestation of the area. Finally, it has made some experimental studies about the effects of soil trace elements on some processes related to the regeneration of woody plants, such as Holm oak and mastic shrub. Results indicate a low accumulation of trace elements in the plants from the Guadamar Green Corridor, with the exception of

some species that especially can accumulate some of these elements, like white poplar (which accumulates Cd and Zn) and some Brassicaceae species (TI accumulators). Residual soil pollution is not the most determinant factor in the sapling fitness; in some unpolluted areas the growth and survival rates were even lower than in spill-affected areas. Although under controlled conditions potentially toxic elements such as Cd and TI can negatively affect seed germination or seedling establishment, other factors rather than soil pollution (high radiation, low soil moisture) may influence these processes more intensively under field conditions. The results are discussed with regard to the management of the Guadamar Green Corridor.

*Key words: monitoring, woody plants, accumulation, plant growth, ecological restoration*

## Introducción

elementos traza podrían influir negativamente en la supervivencia y el crecimiento de las plantas reforestadas. En teoría, estas plantas deberían reducir la movilidad de los elementos traza más tóxicos, estabilizando el suelo frente a la erosión hídrica y eólica, y mantener al mismo tiempo una limitada transferencia a los órganos aéreos de la planta, minimizando el riesgo de acumulación de estos elementos a través de la cadena trófica.

Desde el accidente de 1998, la investigación ha estado ligada a la configuración del Corredor Verde. En lo relativo a la vegetación, durante los primeros años que siguieron al vertido (dentro del proyecto PICOVER) los trabajos de investigación estaban centrados en el estudio de la acumulación de los elementos traza del suelo en distintas especies de plantas. Por un lado, se estudió la respuesta de algunas especies arbóreas, como la encina, el acebuche o el álamo blanco, presentes en la zona antes del accidente, y que fueron afectadas por el vertido. Por otro, se analizaron algunas especies de herbáceas que comenza-

ban a colonizar los suelos del Corredor tras la limpieza de los lodos, como la grama (*Cynodon dactylon*).

De las especies arbóreas analizadas, el álamo blanco presentó los mayores niveles de acumulación de algunos de los elementos traza del suelo en sus partes aéreas, en particular Cd y Zn, para los que se llegaron a alcanzar concentraciones fitotóxicas. Se comprobó que las concentraciones de Cd y Zn en las hojas de los álamos blancos estaban correlacionadas significativamente con los niveles biodisponibles de Cd y Zn en los suelos, por lo que se propuso la utilización de las hojas de este árbol como bioindicadoras del grado de contaminación de los suelos del Corredor Verde, en relación a estos elementos (Madejón et al., 2004). En el caso de la encina y el acebuche, los niveles de acumulación de elementos traza fueron mucho menores. A pesar de ello, en algunos casos se alcanzaron niveles fitotóxicos de As y Pb en las hojas de encina, y de Cd y Pb en los frutos de acebuche (Madejón et al., 2006a). Por otra parte, las concentracio-

nes de Cd en la grama también fueron altas, por encima de los niveles fitotóxicos (Madejón et al., 2002; Madejón et al., 2006b). En general, la contaminación aérea generada durante la retirada de los lodos influyó mucho en los niveles de acumulación de los elementos traza en las especies estudiadas, de manera que, para la mayoría de los elementos, las concentraciones fueron disminuyendo durante los años posteriores al vertido.

Como en los primeros años de implantación del Corredor Verde, el seguimiento de la dinámica de los elementos traza en plantas ha sido un objetivo muy importante en el marco del SECOVER. Sin embargo, durante esta etapa las plantas más estudiadas han sido las empleadas en la restauración de la zona. También se ha analizado la acumulación de elementos traza en los árboles adultos que ya fueron analizados justo después del accidente, como testigos de la dinámica evolutiva de los principales elementos contenidos en el vertido. Del estrato herbáceo, se han analizado algunas especies con capacidad para acumular determinados elementos traza en órganos fotosintéticos o reproductores, como es el caso de algunas crucíferas (Brassicaceae) que acumulan tallo en sus estructuras reproductoras.

Asimismo, durante el desarrollo del SECOVER han surgido otros objetivos complementarios al estudio de la acumulación de los contaminantes del suelo en las plantas del Corredor Verde. Tras la situación de emergencia generada por el accidente, los terrenos afectados han sufrido una importante transformación, y de la zona reforestada se espera una evolución a largo plazo hacia un sistema forestal. Es por ello que es interesante conocer cuáles pueden ser los factores (entre ellos la contaminación residual del suelo) que pueden condicionar el establecimiento de una cubierta vegetal forestal bajo las condiciones del Corredor Verde. En ese sentido, se han seguido distintas líneas de trabajo. En una de ellas se ha realizado un seguimiento de la supervivencia y el crecimiento de los plantones en ciertas zonas del Corredor Verde, en relación a la contaminación residual de los suelos.

En otra de ellas se han llevado a cabo ensayos relacionados con la regeneración de especies forestales del Corredor Verde. En un contexto de restauración ecológica, uno de los objetivos debe ser el acelerar los procesos de sucesión, favoreciendo el establecimiento de especies autóctonas por diversos medios (aumentando la fuentes de propágulos, favoreciendo la presencia de dispersores, modificando el medio físico para que sea favorable para la colonización efectiva de propágulos, etc.). Por ello, resulta interesante conocer los factores que pueden limitar el establecimiento de semillas de especies autóctonas en estadíos avanzados del ecosistema de la zona a restaurar. En el tipo de ambiente del Corredor Verde, la colonización por estas especies no debe ser fácil, ya que se trata de espacios abiertos con elevada radiación y baja humedad en el sustrato, a lo que habría que sumar el posible efecto de la contaminación residual del suelo sobre procesos como la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas. Se han estudiado los efectos de ciertos elementos traza sobre la germinación y establecimiento de plántulas de especies forestales, así como la importancia del matorral pionero para el establecimiento de estas especies bajo las condiciones ambientales del Corredor Verde del Guadiamar.

En definitiva, durante este periodo de investigación se han abordado estudios sobre las relaciones suelo-planta (en relación a los elementos traza) a distintos niveles y con distintas implicaciones ecológicas, con los que se pretende aumentar la base científica para una mejor gestión del Corredor Verde del Guadiamar.

**Durante el desarrollo del SECOVER se ha continuado el seguimiento de la acumulación de elementos traza en plantas. También se ha dado gran importancia al estudio de los factores que condicionan el éxito de las plantaciones y el establecimiento de una cubierta forestal en el Corredor Verde**

## M E T O D O L O G Í A

Se han llevado a cabo estudios tanto descriptivos (de la acumulación de elementos traza y el crecimiento de los plantones) como experimentales (relacionados con los procesos de regeneración de especies forestales). En este último caso, se han desarrollado ensayos tanto en condiciones naturales (en el propio Corredor Verde) como controladas (en invernadero y cámara de germinación). En la Figura 1 se muestran todas las zonas del Corredor Verde que han sido consideradas en los distintos estudios mencionados, en el marco del SECOVER.

Para el estudio de la acumulación de elementos traza en las distintas especies de plantas, las muestras fueron recogidas en otoño de 2005 (para las especies leñosas, Fotos 1 y 2, siguiente página) y primavera de 2004 y 2005 (para las especies herbáceas); en las mismas fechas se tomaron las muestras correspondientes de suelo. En el caso de las especies leñosas, el muestreo comprendió un mayor número de zonas a lo largo del Corredor, con un total de 19 puntos muestreados. Para las determinaciones de elementos traza, tanto en suelos como en plantas, se ha empleado espectroscopia de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), y se han utilizado materiales de referencia para el control de la calidad de los análisis. También se analizaron otras propiedades generales de los suelos (pH, carbonatos, materia orgánica) que pueden influir en la disponibilidad de los elementos traza para las plantas.

Para el seguimiento del crecimiento y supervivencia de las plantas reforestadas se seleccionaron ocho zonas representativas del Corredor (dos de ellas no afectadas por el vertido), en las que se marcaron una serie de individuos de las especies leñosas más abundantes, y se realizó el seguimiento de su crecimiento y supervivencia. Asimismo, se caracterizó el nivel de contaminación residual del suelo y la acumulación de elementos traza en las plantas de cada una de las zonas de muestreo.

Con un enfoque experimental, se sembraron semillas y se estudió la germinación, emergencia y supervivencia de plántulas de encina en condiciones de campo, conside-

rando ambientes sometidos a distintos grados de estrés: distinto nivel de contaminación, por un lado, y distintos niveles de radiación y evaporación del agua del suelo (zonas abiertas frente a zonas protegidas por matorral), por otro. Las siembras experimentales se realizaron en seis zonas del Corredor Verde, y se monitorizó periódicamente la emergencia y supervivencia de las plántulas, así como algunas variables ambientales (humedad del suelo, temperatura) en cada micrositio.



Figura 1. Puntos de muestreo considerados en los distintos estudios sobre la vegetación del Corredor Verde del Guadamar desarrollados durante el SECOVER.

*Figure 1. Sampling sites considered in the different studies about the vegetation from the Guadamar Green Corridor, in the framework of the SECOVER project.*

Los ensayos en condiciones controladas se centraron en dos elementos traza con una alta transferencia en el sistema suelo-planta: cadmio (Cd) y talio (Tl). Ambos elementos presentaron concentraciones altas en el vertido de la mina de Aznalcóllar y su presencia en los suelos

afectados es todavía significativa. Semillas y plántulas de distintas especies leñosas (encina y lentisco) fueron sometidas a distintos niveles de Cd y Tl, y se analizaron los efectos de estos elementos sobre distintas variables morfológicas y fisiológicas de las plantas.



Foto1. Toma de muestras de suelo para el análisis de propiedades generales y contaminación residual, en el estudio de las relaciones suelo-planta. Foto: M.T. Domínguez.

*Photo 1. Soil sampling, for the analysis of general properties and residual soil pollution, in the study of soil-plant relationships. Photo: T. Marañón.*



Foto 2. Detalle de una muestra de suelo. Foto: T. Marañón.

*Photo 2. Detail of a soil sample. Photo: T. Marañón.*

## R E S U L T A D O S Y D I S C U S I Ó N

### 1. ACUMULACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN LAS PLANTAS DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

#### Niveles de elementos traza en las plantas reforestadas

Los niveles de contaminación residual de los suelos del Corredor Verde son aún relativamente elevados, especialmente los de antimonio, arsénico, cadmio, cobre, plomo, talio y zinc. Por ejemplo, del muestreo realizado en 2005, un 83% de los suelos analizados presentaron concentraciones de arsénico superiores a 40 mg kg<sup>-1</sup>, nivel máximo del intervalo considerado normal para suelos agrícolas (Domínguez et al., 2007). A pesar de ello, las concentraciones de estos elementos en las hojas de los árboles y arbustos reforestados

estaban, de manera general, dentro de los límites considerados normales para plantas superiores (Tabla 1). La excepción fue el álamo blanco, árbol implantado en las riberas del cauce del Guadiamar, capaz de acumular en sus hojas concentraciones de cadmio y zinc muy por encima de los niveles considerados normales en plantas (Domínguez et al., 2008). En el caso del cadmio, las concentraciones alcanzadas también fueron muy superiores a los niveles máximos tolerados por el ganado. La acumulación de Cd y Zn en hojas es una propiedad que caracteriza a todas las Salicáceas, familia a la que pertenecen álamos y sauces.

Uno de los factores que podrían aumentar la biodisponibilidad de elementos traza para las plantas, y por lo tanto su posible acumulación, es la acidez del suelo. En ciertas zonas del Corredor Verde (por ejemplo, áreas cercanas a la mina, y en la confluencia de los ríos Agrio y Guadamar, más al norte), la acidez natural de los suelos se ve potenciada periódicamente por la oxidación de los sulfuros presentes en los lodos que todavía permanecen en los suelos afectados. Sin embargo, la acumulación de elementos traza en las hojas de las especies leñosas estudiadas no parece estar influenciada por las condiciones de acidez, salvo en el caso del álamo blanco. En esta planta, la acumulación, especialmente de Zn, se ve favorecida en cierta medida por la presencia de un pH ácido del suelo.

### Cadmio y Zinc en las hojas de álamo blanco

La capacidad de acumulación de cadmio y zinc en las hojas de álamo viene siendo estudiada desde el inicio del PICOVER, periodo en el que se propuso la utilización de este árbol como bioindicador de los niveles de Cd y Zn del suelo. Durante los tres primeros años que siguieron al accidente, la tendencia seguida por ambos elementos fue similar en las distintas zonas muestreadas. Dentro de cada zona, los niveles se mantuvieron relativamente estables, con un pequeño aumento de las concentraciones en el año 2001 (Figura 2). Las mayores acumulaciones de Cd y Zn fueron observadas en las zonas de Las Doblás y Soberbina, respectivamente.

A pesar de la contaminación residual de los suelos, la transferencia de elementos traza a las hojas de las plantas reforestadas es bastante reducida. Sin embargo, el álamo blanco merece una atención especial por su tendencia a acumular cadmio y zinc en hojas, y por sus posibles consecuencias ecológicas adversas

Durante los muestreos realizados posteriormente (ya dentro del SECOVER, en otoño de 2005), las tendencias registradas en algunas zonas resultaron diferentes a las observadas en muestreos anteriores. En Soberbina, Aznalcázar y Vado del Quema, los niveles de Cd y Zn se habían estabilizados o incluso disminuido, con respecto a los niveles analizados tras el accidente. En el caso de Soberbina, la disminución resultó especialmente importante. Sin embargo, en zonas como Las Doblás y Lagares, los niveles de Cd y Zn tendieron a aumentar, con respecto a muestreos anteriores. Se trata de dos zonas de difícil acceso para la maquinaria, por lo que la limpieza de suelos resultó bastante incompleta, por no decir nula en algunos puntos. Todavía es posible observar restos de lodos en superficie, siendo especialmente altos los niveles de elementos traza de los suelos correspondientes. Además, la oxidación periódica de sulfuros podría estar provocando un aumento de la biodisponibili-

Tabla 1. Niveles de elementos traza (valores medios, mg kg<sup>-1</sup> sobre materia seca) en las hojas de las especies leñosas más abundantes en las reforestaciones del Corredor Verde del Guadamar. Se indican los niveles normales en plantas superiores y los niveles máximos tolerados por el ganado.

Table 1. Trace element concentrations (mean values, mg kg<sup>-1</sup> of dry mass) in the leaves of the main woody plants used in the afforestation of the Guadamar Green Corridor. Normal levels for higher plants and maximum levels tolerated by livestock are also indicated.

| ESPECIES                                | As     | Bi    | Cd    | Cu   | Pb   | Sb        | Tl    | Zn     |
|---|--------|-------|-------|------|------|-----------|-------|--------|
| Acebuché                                | 0.19   | 0.025 | 0.06  | 7.07 | 1.00 | 0.035     | 0.009 | 27.5   |
| Álamo blanco                            | 0.34   | 0.010 | 0.96  | 8.07 | 1.12 | 0.021     | 0.007 | 175    |
| Encina                                  | 0.39   | 0.013 | 0.22  | 6.83 | 1.65 | 0.059     | 0.009 | 60.8   |
| Labiérnago                              | 0.20   | 0.020 | 0.10  | 5.60 | 1.12 | 0.045     | 0.008 | 69.3   |
| Lentisco                                | 0.19   | 0.019 | 0.04  | 4.20 | 1.07 | 0.033     | 0.013 | 14.7   |
| Retama                                  | 0.23   | 0.022 | 0.21  | 13.0 | 1.41 | 0.060     | 0.006 | 88.9   |
| Romero                                  | 0.62   | 0.019 | 0.03  | 12.4 | 1.84 | 0.090     | 0.016 | 46.3   |
| Taraje                                  | 0.83   | 0.022 | 0.46  | 11.3 | 1.59 | 0.067     | 0.213 | 52.6   |
| Niveles normales en plantas             | 0.01-1 | 0.06  | 0.1-1 | 3-20 | 2-5  | 0.005-0.1 | 0.05  | 15-150 |
| Niveles máximos tolerados por el ganado | 50     | -     | 0.5   | 300  | 30   | -         | -     | 1000   |



dad de Cd y Zn, reflejado por los niveles elevados de Cd y Zn en las hojas de esta especie bioindicadora.

A pesar de que la contaminación residual de los suelos del Corredor es todavía relativamente alta, y de que existen condiciones que podrían potenciar localmente la biodisponibilidad de elementos traza, su transferencia a las partes aéreas de especies leñosas es, en términos generales, bastante reducida, como se ha expuesto en el apartado anterior. Sin embargo, el caso del álamo blanco (y del sauce) merece una especial atención por la elevada acumulación de Cd y Zn en sus hojas que podría suponer, en potencia, un cierto riesgo ecológico. Su adaptación a las condiciones locales del área ha justificado su inclusión en las reforestaciones de la zona. Además, ejerce un papel importante en la estabilización de los suelos del cauce. Sin embargo, para la gestión del Corredor Verde del Guadiamar sería aconsejable una monitorización periódica, no sólo de las concentraciones de Cd y Zn en las hojas y el posible paso directo a herbívoros, sino también en la hojarasca acumulada en los suelos, por la influencia que pudiera tener sobre la biodisponibilidad y lixiviación de elementos traza.

### Acumulación de Talio en crucíferas

El talio, elemento poco abundante en los suelos, es muy tóxico para los seres vivos incluso en concentraciones relativamente pequeñas. El lodo vertido en el accidente minero contenía importantes cantidades de talio, y los suelos

afectados quedaron contaminados por este elemento. Un 53% de los suelos analizados durante el SECOVER (otoño de 2005) presentaron niveles totales de TI superiores a los valores considerados normales para suelos agrícolas (0.8 mg kg<sup>-1</sup>). Afortunadamente, la movilidad de este elemento en el sistema suelo-planta parece ser limitada (bajo las condiciones del Corredor Verde) y las especies leñosas estudiadas no acumulan este elemento en sus partes aéreas (Tabla 1). Sin embargo, algunas herbáceas, en especial de la familia Brassicaceae (crucíferas), pueden acumular TI en algunos de sus órganos aéreos. Concretamente se han estudiado *Hirschfeldia incana* y *Diplo-taxis catholica* que pueden acumular TI en flores y frutos, en cantidades muy superiores a los niveles normales en plantas (0.05 mg kg<sup>-1</sup>) (Madejón et al., 2005; Madejón et al., 2006). Otras crucíferas como *Raphanus raphanistrum*, acumularon cantidades altas de TI en sus hojas, pero relativamente bajas en sus estructuras florales. En las flores de *H. incana* se observaron máximos de 46.5 mg kg<sup>-1</sup> (en 2004) y bastante menores al año siguiente, 5 mg kg<sup>-1</sup> (en 2005). La acumulación de TI parece estar influenciada por las condiciones hidrológicas del período de crecimiento que a su vez debe influir a su disponibilidad en el suelo, y a la absorción y acumulación por la planta: así, durante el año 2004 se registraron precipitaciones bastante superiores a las de 2005, y las cantidades acumuladas en las flores fueron unas 10 veces superiores (a las de 2005). Por tanto, en periodos húmedos, el riesgo de acumulación de talio a través de la cadena trófica parece ser mayor.

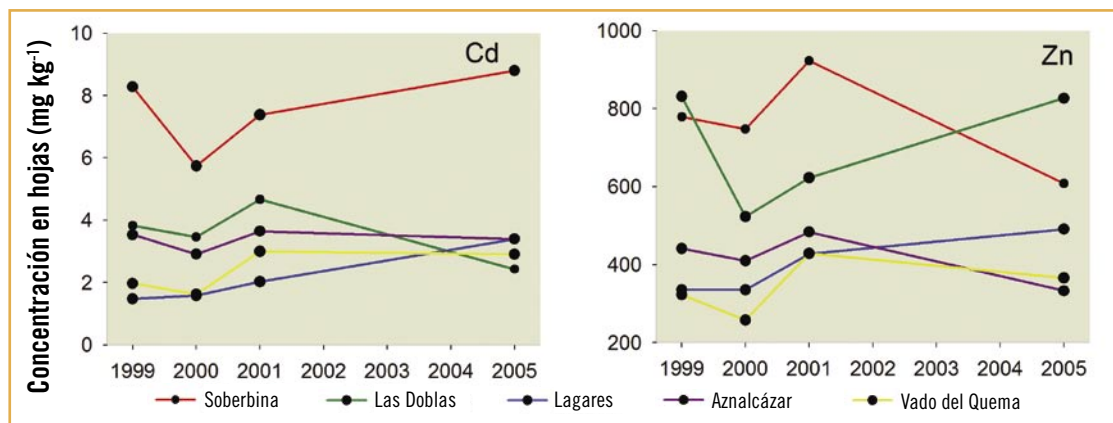


Figura 2. Evolución temporal de los niveles de Cd y Zn (valores medios) en las hojas de álamos blancos adultos, en distintas zonas del Corredor Verde del Guadiamar.

Figure 2. Temporal evolution of the Cd and Zn levels (mean values) in leaves of white poplar adult trees, growing in different sites from the Guadiamar Green Corridor.



Foto 3. Vista de la vegetación de las terrazas aluviales del Corredor Verde: plantones de retama (en primer plano) y encina (dentro de tubos protectores). Foto: M.T. Domínguez.

*Photo 3. View of the vegetation in the alluvial terraces from the Green Corridor: saplings of retama brush (in the foreground) and Holm oak (inside tubes). Photo: M.T. Domínguez.*

### 3.2. CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE LAS PLANTAS EMPLEADAS EN LA RESTAURACIÓN DEL CORREDOR VERDE

Para la reforestación de los terrenos del Corredor Verde se empleó un total de 26 especies autóctonas, siendo el acebuche, la encina, el algarrobo, el álamo blanco, el fresno y el sauce las más abundantes (Fotos 3 y 4). Las especies implantadas en las riberas del Guadamar, más cercanas al cauce del río, (álamo, fresno, sauce y tараje) presentaron una alta supervivencia, cercana al 100% en todos los casos (Domínguez et al., 2005). Algunas de estas especies presentaron asimismo las mayores tasas de crecimiento. Por ejemplo, el tronco del álamo aumentó como promedio 1.5 mm<sup>2</sup> por unidad de área basal y año, creciendo en altura una media de 1.5 m entre 2003 y 2004. Por otra parte, las especies implantadas en las terrazas aluviales, propias de un bosque termomediterráneo (acebuche, algarrobo y encina), de crecimiento más

lento, presentaron mayor mortalidad. De los plantones de encina marcados en 2004, sólo se registró un 15% de supervivientes tras el verano de 2005, año especialmente seco. La supervivencia de los plantones de algarrobo estuvo en torno al 30%. De las especies arbóreas implantadas en las terrazas aluviales, el acebuche parece ser la especie más resistente a las condiciones ambientales del Corredor Verde; aunque muchos plantones se secan en verano, esta especie presenta una alta capacidad para rebrotar; la supervivencia total en las zonas estudiadas se situó por encima del 80%.

En general, no se encontró una relación significativa entre la supervivencia y el crecimiento de las plantas estudiadas, respecto a la contaminación residual de los suelos

sobre los que crecían. En particular, la tasa de crecimiento de la encina en zonas no afectadas por el vertido fue incluso menor que la registrada en zonas contaminadas, cuyos suelos tenían concentraciones de As y Pb hasta 10 veces mayores. Las zonas de mayor mortalidad y menor crecimiento son las más cercanas a la mina, muy afectadas por el tránsito de maquinaria durante la limpieza de los lodos; en estas zonas la estructura del suelo pudo resultar más alterada. La transferencia de elementos traza a la parte aérea de las plantas leñosas reforestadas es limitada (con la excepción de álamos y sauces), como se expuso en el apartado anterior. Con estos resultados se puede pensar que factores ambientales como la humedad y fertilidad del suelo pueden resultar más determinantes para el desarrollo de una cubierta leñosa, reforestada, que la contaminación residual.



Foto 4. Vista de un bosque de ribera del río Guadiamar, con álamo blanco, sauce y taraje procedentes de las reforestaciones realizadas. Foto: M.T. Domínguez.

*Photo 4. Riparian forest from the Guadiamar River, with afforested saplings of white poplar, willow and tamarisk. Photo: M.T. Domínguez.*

### 3.3. EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN RESIDUAL SOBRE LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS: ENFOQUE EXPERIMENTAL

Los posibles efectos tóxicos de concentraciones altas de elementos traza en suelos pueden manifestarse a distintos niveles, repercutiendo en el desarrollo de la plántula y en su capacidad de respuesta a otros estreses ambientales que pudieran presentarse simultáneamente. En particular, uno de los principales síntomas de toxicidad es la inhibición del crecimiento radical, lo cual puede repercutir en procesos tan importantes como el establecimiento de las plántulas, estadio más vulnerable en la regeneración de las plantas leñosas mediterráneas.

Se estudiaron en invernadero los efectos de dos elementos traza: cadmio (Cd) y talio (Tl), sobre distintos aspectos morfológicos y fisiológicos de las plántulas de encina y lentisco. En general, concentraciones elevadas, tanto de Cd como de Tl, tuvieron un efecto adverso sobre el crecimiento de las plántulas de ambas especies, una vez germinadas, aunque los patrones morfológicos y fisiológicos seguidos por las plántulas tratadas

fueron distintos en función del elemento considerado. Los síntomas de toxicidad (reducción de la supervivencia, estrés hídrico, inhibición de la fotosíntesis) fueron mucho más evidentes en las plantas tratadas con Tl. En el caso de la encina, esta mayor toxicidad estuvo asociada a una mayor translocación de Tl a las hojas. Ambas especies parecen poseer mayor tolerancia al Cd que al Tl (incluso a concentraciones muy altas, bastante superiores a las que se dan en los suelos del Corredor Verde del Guadiamar). Afortunadamente, según se ha indicado anteriormente, la transferencia de este último elemento desde el suelo a las plantas leñosas parece ser muy limitada bajo las condiciones edafo-climáticas del Corredor Verde.

También se estudió la germinación, emergencia y supervivencia de plántulas de encina en condiciones de campo, considerando ambientes sometidos a distintos grados de estrés (contaminación y radiación/humedad, Foto 5, 6). Con ello se pretende conocer la importancia



Foto 5. Realización de ensayos con especies leñosas en el Corredor Verde del Guadamar (otoño de 2005, foto: T.Marañón).

*Photo 5. Experimental studies with woody plants in the Guadamar Green Corridor (autumn 2005, photo: T. Marañón).*

relativa de la contaminación del suelo como factor limitante de los procesos de germinación y establecimiento de plántulas, frente a otros factores como la humedad del suelo y la radiación, favorecidos por la presencia del matorral.

En general, la emergencia de las bellotas sembradas fue baja, no habiéndose superado un 45% en el mejor de los casos. La influencia de la contaminación residual parece ser despreciable; de hecho no hubo diferencias significativas en el porcentaje de emergencia en función del factor contaminación. El efecto del micrositio (semillas bajo matorral frente a semillas en zonas abiertas) tampoco resultó muy importante para la emergencia de las plántulas, siendo ésta similar en ambos tipos de condiciones. Sin embargo, sí se pudo comprobar el efecto positivo de la presencia del matorral sobre la supervivencia, posiblemente debido a los cambios en la humedad del suelo y el amortiguamiento de temperaturas extremas. De hecho, durante el verano se registraron importantes diferencias en las tasas de mortalidad de las plántulas entre ambos tipos de micrositios; la sombra proporcionada por los matorrales parece proteger a las plántulas del exceso de radiación, favoreciendo su supervivencia tras el periodo estival.



Foto 6. Plántula de encina, emergida a partir de bellotas sembradas experimentalmente en ambientes con distintas condiciones de contaminación, luz y humedad. Foto: M.T. Domínguez.

*Photo 6. A Holm oak seedling, emerged from acorns which were experimentally sown in microenvironments with different pollution, light and soil moisture conditions. Photo: M.T. Domínguez.*

## Conclusiones

Del conjunto de datos recabados durante el desarrollo del PICOVER y el SECOVER sobre las relaciones planta-suelo, se desprende que la acumulación de elementos traza en plantas superiores del Corredor Verde puede ser muy distinta en función del elemento, especie y órgano (Murillo et al., 2006). Debido al amplio número de especies consideradas durante las distintas fases de investigación y a la periodicidad y heterogeneidad de los muestreos, el Corredor Verde del Guadamar ha sido y sigue siendo un modelo excelente para estudiar la gestión de zonas afectadas por elementos traza, donde la biomonitorización de plantas superiores juega un papel fundamental.

La mayoría de árboles y arbustos empleados en las reforestaciones apenas acumulan elementos traza en sus hojas. Sólo los árboles adultos y plántones de álamo blanco y sauce acumulan cantidades importantes de Cd y Zn, acumulación que puede estar influenciada por las condiciones

locales de acidez del suelo. Algunas crucíferas acumulan tallo en sus estructuras reproductoras muy por encima de los niveles normales en plantas superiores, aunque la magnitud de este proceso está muy condicionada por las condiciones de humedad del suelo. Otras herbáceas frecuentes de la zona también pueden acumular distintos elementos traza en órganos aéreos; algunas Plantagináceas, por ejemplo, pueden acumular cantidades comparativamente altas de As, Pb, e incluso Tl, en sus hojas y

espigas florales. En general, la aplicación de enmiendas orgánicas (realizada a lo largo del proceso de limpieza y recuperación de suelos) tuvo un efecto positivo, limitando la acumulación de elementos traza en plantas herbáceas.

Son muy diversos los factores que pueden condicionar el desarrollo de la cubierta forestal leñosa del Corredor Verde. La contaminación residual del suelo no parece ser uno de los factores más limitantes para este tipo de especies. Otros factores, como la intensidad de la radiación en las zonas abiertas, la baja humedad del sustrato o la baja disponibilidad de nutrientes pueden ser más importantes para el establecimiento de una cubierta forestal.

Factores ambientales como la intensidad de radiación en las zonas abiertas, y la escasa disponibilidad de agua y nutrientes, son tan importantes o más que la contaminación residual del suelo para condicionar el establecimiento de la cubierta forestal

## *Recomendaciones de gestión*

La consideración de un solo estrato vegetal y unas únicas condiciones ambientales puede ser insuficiente para caracterizar el riesgo ecológico derivado de la presencia de la contaminación residual del suelo en una zona afectada por elementos traza. Es por ello que conviene diversificar el número de especies y las condiciones de muestreo a la hora de monitorizar la acumulación de elementos traza en la vegetación del Corredor Verde, y se debería prestar especial atención a aquellas especies que han mostrado una mayor capacidad acumuladora de elementos traza (como las salicáceas y algunas crucíferas).

Las condiciones de alta acidez del suelo registradas en algunas zonas favorecen la movilidad de los contaminantes del suelo. Si bien la bioacumulación de elementos traza en la mayoría de las especies leñosas del Corredor Verde estuvo escasamente influida por el pH del suelo, la lixiviación de elementos traza sí podría incrementarse en condiciones de extrema acidez, por lo que es recomendable continuar con la aplicación de enmiendas de suelo que corrijan estas condiciones.

Otros factores ambientales, distintos a la contaminación del suelo, parecen ser más influyentes para el establecimiento y crecimiento de las especies leñosas. La consideración de estos factores en la selección de especies y en el diseño y manejo de las repoblaciones permitiría mejorar el éxito de futuras intervenciones en el Corredor Verde del Guadamar. En particular, se debería potenciar la presencia de especies de matorral pionero, capaces de tolerar las condiciones semiáridas de la zona, que además tienen un efecto facilitador para el establecimiento de otras especies leñosas, especialmente en las zonas más alejadas de la ribera.

Asimismo, en el diseño estructural de estas intervenciones se deberían tener en cuenta criterios de conectividad, lo cual dotaría al Corredor Verde de una mayor funcionalidad como corredor ecológico. En ese sentido, se están realizando algunas plantaciones experimentales que incorporan algunos de estos criterios, en cuyo diseño e implementación han colaborado científicos y gestores de este espacio natural. El seguimiento de estas plantaciones permitirá obtener nuevas conclusiones y nuevas recomendaciones, en el marco de una gestión adaptativa global del Corredor Verde del Guadamar.

16

## AGRADECIMIENTOS

**Agradecemos a José María Arenas, Francisco Carrascal y Alberto Gil toda su labor de gestión del Corredor Verde del Guadamar, así como el apoyo y las facilidades brindadas para la realización de los distintos estudios que hemos desarrollado en el marco del SECOVER. En estos estudios, hemos contado con la colaboración de muchas personas vinculadas al Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, a las que agradecemos su participación. En especial, José María Alegre e Isabel Ibáñez fueron de gran ayuda durante los muestreos de campo y el trabajo de laboratorio. Las determinaciones del ICP-MS fueron realizadas por la Dr. Olga Cazalla, del Centro de Instrumentación Científica de la Universidad de Granada, a la cual queremos expresar nuestro agradecimiento.**

## B I B L I O G R A F Í A

- CMA. 2003. Ciencia y Restauración del Río Guadamar (PICOVER 1998-2002). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla
- Domínguez M.T., Marañón T., Murillo J.M., Hidalgo J.A., Madejón P. 2005. Crecimiento y morfología foliar de especies leñosas en las reforestaciones del Corredor Verde del Guadamar (Sevilla). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 20: 173-179.
- Domínguez M.T., Marañón T., Murillo J.M., Schulin R., Robinson B.H. 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadamar valley, SW Spain: a large scale phytomanagement case study. Environmental Pollution (en prensa).
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F., López R. 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcollar mine spill (SW Spain). The Science of the Total Environment, 290: 105-120.
- Madejón P., Marañón T., Murillo J. M., Robinson B. 2004. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. Environmental Pollution, 132: 145-155.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Valdés B., Rossini Oliva, S. 2005. Thallium accumulation in floral structures of *Hirschfeldia incana* (L.) Lagréze-Fossat (Brassicaceae). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 74: 1058-1064.
- Madejón P., Marañón T., Murillo J. M. 2006a. Biomonitoring of trace elements in the leaves and fruits of wild olive and holm oak tress. The Science of the Total Environment, 335: 187-203.
- Madejón P., Murillo J. M., Marañón T., Cabrera F. 2006b. Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill. Environmental Monitoring and Assessment, 114: 169-189.
- Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Lepp N.W. 2007. Factors affecting the accumulation of thallium and other trace elements in two wild Brassicaceae spontaneously growing on soils contaminated by tailings dam waste. Chemosphere, 67: 20-28.
- Murillo J.M., Marañón T., Madejón P., Domínguez M.T. 2006. Patrones de acumulación de elementos traza en plantas superiores: implicaciones para la red trófica. En: Medioambiente en Iberoamérica: visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI (ed. Gallardo Lancho J.F.), pp. 573-581. Diputación de Badajoz, Badajoz.



# RESTAURACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA COMUNIDAD DE NEMATODOS EDÁFICOS EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**R. PEÑA SANTIAGO<sup>1</sup>, D. JIMÉNEZ-GUIRADO<sup>2</sup>, R. MURILLO<sup>2</sup>,  
G. LIÉBANAS<sup>1</sup>, J. ABOLAFIA<sup>1</sup> Y P. GUERRERO<sup>1</sup>**

**1. DPTO. BIOLOGÍA ANIMAL, BIOLOGÍA VEGETAL Y ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD DE JAÉN. CAMPUS  
"LAS LAGUNILLAS" S/N, EDIFICIO B3. 23071 JAÉN**

**2. DPTO. DE ZOOLOGÍA, UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. CAMPUS DE RABANALES,  
EDIFICIO CHARLES DARWIN. 14071 CÓRDOBA**



## Resumen

En esta contribución se presentan los resultados de un estudio nematológico del Corredor Verde del río Guadiamar. Se han examinado 80 muestras, recolectadas según un diseño preestablecido, procedentes de los ocho sectores en que ha sido dividido su territorio. La nematocenosis analizada está constituida por las especies de los órdenes Dorylaimida, Mononchida y Rhabditida. Se han estudiado con detalle los datos de biodiversidad (riqueza específica) y se ha llevado a cabo una clasificación de sectores y especies. Se han identificado 103 especies (64 doryláimidos, 5 monónquidos y 34 rabdítidos). Los doryláimidos suponen casi dos tercios (62%) del total de la fauna encontrada, duplicando prácticamente a los rabdítidos (33%); éstos, sin embargo, tienen por lo general una mayor frecuencia, es decir, una distribución geográfica más amplia, que los doryláimidos. No existen diferencias muy marcadas en términos de riqueza específica

en el conjunto de la cuenca. En el gradiente norte-sur se han identificado elementos faunísticos característicos de la zona norte y de la zona central, cuya progresión geográfica podría ser objeto de seguimiento en el futuro en estudios de conectividad a mediana escala. Se ha observado un gradiente incipiente de diversidad (número de especies por muestra) respecto a la distancia a la orilla, en buena parte debido a la dorylaimocenosis. Además de elementos de marcado carácter cosmopolita, en cada sector aparece un conjunto de especies característico e incluso exclusivo, un hecho que avala el interés de la zona desde el punto de vista de la conservación.

**Palabras clave:** Conservación, distribución espacial, diversidad, ecorregiones, nematodos edáficos, riqueza específica.

## Abstract

The results of a nematological study of Guadiamar Green Corridor are presented. Eighty soil samples were examined, collected from eight sectors in which the Corridor area was divided. The nematode community analysed consists of species belonging to the orders Dorylaimida, Mononchida and Rhabditida. Data of biodiversity (species richness) were studied in detail and classifications of species and sectors were performed. One hundred and three species (64 dorylaims, 5 mononchs and 34 rhabdits) were identified. Dorylaims represent almost two-thirds (62%) of whole nematode fauna, practi-

cally twice the number of rhabdits; the latter, however, are more frequent than the former, that is, they show in general a wider spread. No significant differences in species richness values were found throughout the river basin. Some taxa are found to be characteristic of either northern or central sectors, and their geographical dispersal along the north-south gradient might be a matter of further monitoring, including studies of medium scale connectivity. It has been detected an incipient environmental gradient of diversity (species richness per soil sample) when the distance to river bank is considered, mostly due to dorylaims. In addition to cosmopolitan elements, each sector possesses a series of characteristic or exclusive species, a fact that supports the interest of this geographical area for conservation.

**Key words:** Conservation, diversity, eco-regions, soil nematodes, spatial distribution, species richness.

## Introducción

**L**os nematodos (Nematoda o Nemata) son un grupo de animales invertebrados que presentan un diseño corporal relativamente sencillo y constante (Brusca y Brusca, 2005), lo cual no ha sido impedimento para alcanzar una gran diversidad y una extraordinaria ubicuidad. Se conocen unas 20.000 especies (Barnes, 1998) pero se ha sugerido (Hawksworth y Kalin-Arroyo, 1995) que pueden existir varios cientos de miles. Han colonizado todo tipo de hábitats, donde juegan un papel importante en sus complejas redes tróficas (Ferris et al., 2004), y explotan todo tipo de recursos y formas de vida. En las dos o tres últimas décadas se ha demostrado que algunos grupos de vida libre son excelentes bioindicadores de la calidad de los suelos o de las aguas en que se encuentran, y, en definitiva, del estado de conservación de su hábitat (Dmowska e Ilieva-Makulec, 2004).

Durante el quinquenio 2000-2004 se llegaron a des-

entrañar los patrones básicos espacio-temporales de distribución de la nematofauna edáfica a gran escala (Peña Santiago et al., 2003, 2006), poniendo de manifiesto la existencia de un proceso de recuperación de la nematodiversidad hasta niveles similares seguramente a los existentes en el momento anterior en que ocurrió el accidente minero, si bien aún algo lejos de los que se pueden esperar en un área natural bien conservada.

Durante los dos años siguientes, el estudio de la biota del Corredor Verde del río Guadamar se ha abordado con otra perspectiva: el enfoque ecorregional. Dos son los objetivos fundamentales que se han pretendido alcanzar en esta nueva etapa en relación con el estudio de la nematofauna edáfica. Por un lado, llevar a cabo una primera aproximación a su caracterización en cada uno de los sectores. Por otro, analizar la distribución espacial norte-sur (Sierra Morena-Sistema Doñana) de las especies de nematodos.



Foto 1. Región anterior y posterior del macho de *Lotonchus risoceiae*, nematodo del orden Mononchida presente de forma muy puntual en el área del Parque Natural de Doñana.

Photo 1. Anterior and posterior regions of *Lotonchus risoceiae* (male), a mononchid species (order Mononchida) having a very restricted distribution in Doñana Natural Park, the southern part of Guadamar basin.

# MATERIAL Y MÉTODOS

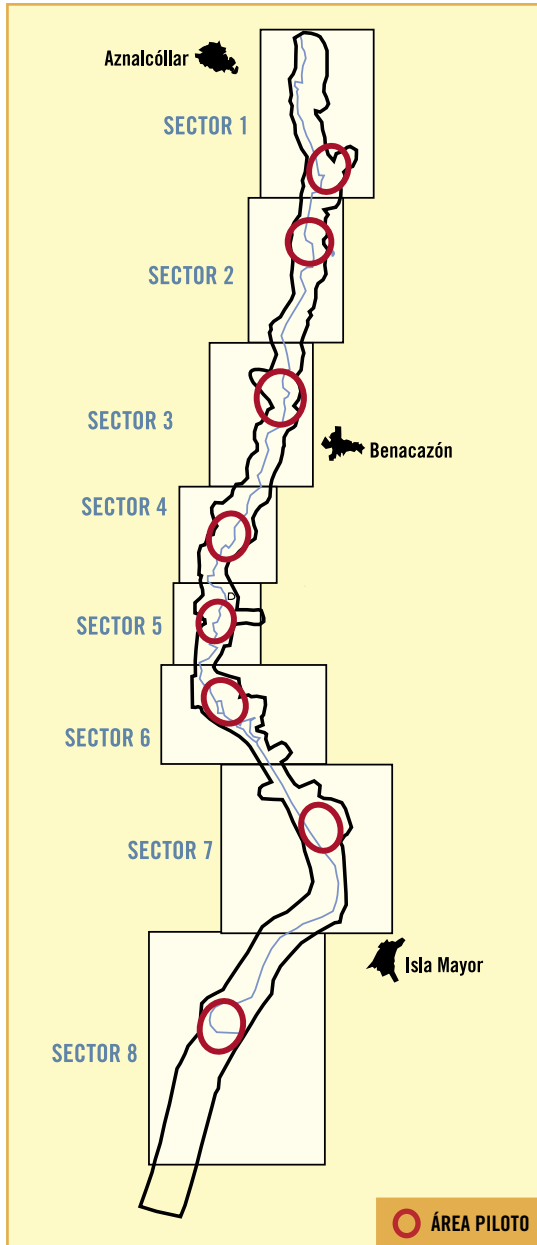


Figura 1. Localización de las parcelas experimentales estudiadas en la cuenca del río Guadamar.

Figure 1. Location of the experimental plots studied in the Guadamar river basin.

## Diseño de la labor de campo

El territorio del Corredor se ha dividido en ocho sectores, que se han caracterizado sobre la base de diferentes parámetros abióticos y bióticos. En cada sector se ha establecido un 'área piloto' de referencia (Figura 1). A su vez, en cada área piloto se ha delimitado una parcela experimental rectangular de 40 x 10 m, situada en uno de los dos márgenes del río Guadamar (Figura 2). Siguiendo los lados de más longitud del rectángulo se han recolectado 10 muestras de suelo según un diseño preestablecido (Foto 2). Por tanto, en total se han recolectado 80 muestras de suelo.

## Recolección, extracción y montaje de la nematofauna

La recolección de muestras de suelo se ha hecho en la capa arable del mismo (hasta unos 20-25 cm de profundidad aproximadamente). La extracción de la nematofauna se ha realizado a través de vía húmeda siguiendo el método de Flegg (1967) algo modificado. Los nematodos se han matado por calor, se han fijado en formaldehído al 4% y se han montado en preparaciones permanentes en glicerina anhidra siguiendo el método de Siddiqi (1964).

## Táxones estudiados

Se han identificado hasta nivel de especie los ejemplares pertenecientes a los órdenes Dorylaimida (doriláimidos), Mononchida (monónquidos) y Rhabditida (rabditidos). Se introduce, pues, la incorporación de los rabditidos en esta nueva etapa del estudio de la nematofauna del Guadamar ya que en fase anterior únicamente se trabajó con doriláimidos y monónquidos.

## Métodos analíticos

Se ha determinado la riqueza específica (número de especies encontradas) de cada una de las muestras es-

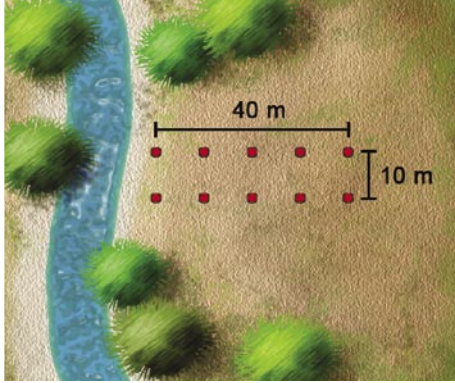


Figura 2. Diseño de la parcela experimental para la recolección de muestras de suelo, con la distribución de éstas.

*Figure 2. Experimental plot design used for collecting soil samples, with indication of their distribution.*



Foto 2. Delimitación de superficies y diseño de la recogida de muestras en una parcela del Corredor Verde – Sector V.

*Photo 2. Marking surfaces and sampling design in a experimental plot belonging to the Guadamar Green Corridor–Sector V.*

El análisis de la nematofauna ha aportado información cualitativa y cuantitativa relevante sobre al impacto del accidente minero ocurrido en Aznalcóllar hace casi una década sobre la comunidad edáfica, así como su evolución posterior. Se ha producido una recuperación aceptable de la biota edáfica como consecuencia de las intervenciones realizadas y de un proceso natural de recolonización, si bien los niveles de biodiversidad aún no son comparables a los de una zona natural bien conservada

tudiadas, así como la riqueza media de cada parcela experimental. Las diferencias observadas entre los valores obtenidos se han analizado con el test de Kruskal-Wallis y el test U de Mann-Whitney, utilizando el programa informático Statistica (StatSoft, Inc.). Para la detección de regiones bióticas (agrupaciones de sectores) dentro de la cuenca del Guadiamar se ha utilizado el índice de similitud de Baroni-Urbani y Buser (1976) y el método UPGMA, incluidos también en el paquete informático Statistica.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han identificado un total de 103 especies, que se reparten en 64 doriláimidos, 5 monónquidos y 34 rabdítidos, esto es, los doriláimidos suponen casi dos tercios (62%) del total de la fauna encontrada, duplicando prácticamente a los rabdítidos (33%). En la Tabla 1 se presenta una síntesis de la información más relevante sobre la riqueza específica observada (número de especies encontradas) en cada una de las parcelas experimentales. La media es de 39.9 especies por sector y el rango varía entre 33 y 46 especies. La contribución de las dos taxocenosis principales (doriláimidos y rabdítidos) a la composición de la comunidad difiere en buena

medida de la encontrada para los datos globales de toda la cuenca. Las especies de doriláimidos y rabdítidos se encuentran en proporción 1 : 0.87, con un rango de 1 : 0.44-1.53, es decir, los doriláimidos superan en general a los rabdítidos en número de especies, aunque en algunos casos la proporción se invierte. Esto quiere decir que los rabdítidos, aunque menos diversificados en el área, tienen como norma general una mayor frecuencia (una distribución más amplia) que los doriláimidos. De hecho, cada especie de doriláimido se ha encontrado en un promedio de 2.66 sectores, en tanto que cada especie de rabdítido lo ha estado en 4.00 sectores. En

Tabla 1. Valores de riqueza específica en cada sector estudiado.

Table 1. Species richness values for each sector.

| SECTOR                              | 1                          | 2            | 3             | 4             | 5             | 6             | 7             | 8             |
|-------------------------------------|----------------------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| nº de especies                      | 41                         | 45           | 35            | 45            | 46            | 39            | 33            | 35            |
|                                     | (25+3+13) <sup>1</sup>     | (23+1+21)    | (13+2+20)     | (22+0+23)     | (24+1+21)     | (27+0+12)     | (18+1+14)     | (18+1+16)     |
|                                     | (61+7+32) <sup>2</sup>     | (51+2+47)    | (52+6+57)     | (49+0+51)     | (52+2+46)     | (69+0+31)     | (55+3+42)     | (51+3+46)     |
|                                     | (1/0.11/0.52) <sup>3</sup> | (1/0.04/0.9) | (1/0.15/1.53) | (1/0.00/1.05) | (1/0.05/0.87) | (1/0.00/0.44) | (1/0.06/0.78) | (1/0.06/0.89) |
| nº especies / muestra <sup>4</sup>  | 12.5 (5-18)                | 11.3 (1-18)  | 11.4 (3-18)   | 13.3 (8-20)   | 13.1 (7-20)   | 10.5 (7-18)   | 9.3 (2-15)    | 8.7 (5-17)    |
| nº esp. dor. / muestra <sup>4</sup> | 7.0 (1-10)                 | 4.7 (0-11)   | 3.4 (1-8)     | 6.9 (4-11)    | 7.0 (4-9)     | 5.9 (1-11)    | 4.1 (2-8)     | 4.5 (2-8)     |
| nº esp. rab. / muestra <sup>4</sup> | 3.9 (3-6)                  | 6.5 (1-9)    | 7.8 (2-11)    | 6.4 (3-11)    | 6.0 (2-11)    | 4.6 (1-8)     | 5.1 (0-9)     | 4.1 (2-6)     |

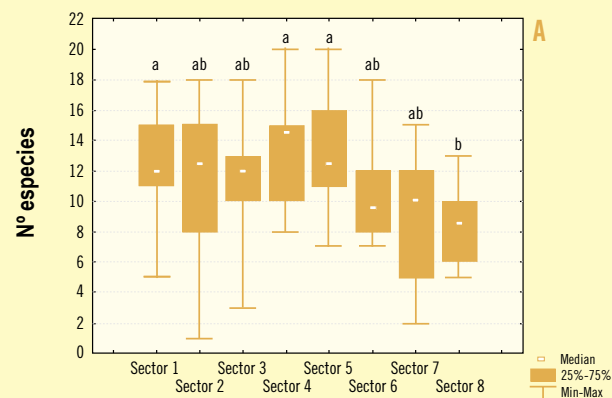
1. Entre paréntesis, y por este orden, el número de doriláimidos, monónquidos y rabdítidos. 2. Idem expresado en tanto por ciento (%). 3. Proporción (tanto por uno) en que se encuentran el número de especies de cada orden. 4. Media e intervalo, éste entre paréntesis.

Los resultados obtenidos ahora indican que en los últimos años esta área ha sido recolonizada a gran velocidad por la nematofauna, no sólo por especies cosmopolitas sino también por otras de distribución más restringida

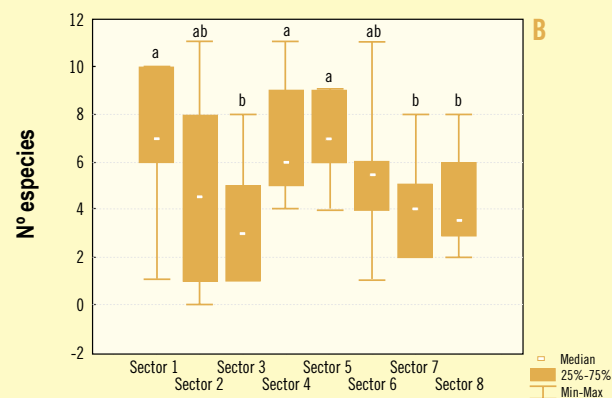
el mismo sentido, 13 especies de doriláimidos (sólo un quinto del total) se han encontrado en al menos un 10% de las muestras, frente a las 17 especies de rabdítidos (la mitad del total) que cumplen esta condición.

En cuanto al análisis de la riqueza por sectores, el test de Kruskal-Wallis indica que la distribución de la riqueza presenta diferencias significativas en al menos alguno de los sectores, tanto para los doriláimidos (Kruskal-Wallis:  $n=80$ ;  $H=18.74556$ ;  $p=0.0090$ ) como para los rabdítidos (Kruskal-Wallis:  $n=80$ ;  $H=16.66057$ ;  $p=0.0197$ ). En lo que se refiere a la nematofauna total, si bien la significación no llega al 5%, sí es menor del 8% (Kruskal-Wallis:  $n=80$ ;  $H=12.78906$ ;  $p=0.0774$ ). Para determinar diferencias significativas entre los sectores, se realizó el test U de Mann-Whitney por parejas de sectores, con los resultados que se muestran en la Figura 3. Si tenemos en cuenta el conjunto de la nematocenosis estudiada (Figura 3A), no aparecen diferencias significativas a lo largo de los siete primeros sectores, y sólo los sectores 1, 4 y 5 tienen valores significativamente más altos que el sector 8 ( $p<0.05$ ). Por otra parte, el comportamiento de la nematocenosis parece estar condicionado en buena medida por el de la dorilaimocenosis (Figura 3B), la taxocenosis más importante en número de especies, ya que los sectores 1, 4 y 5 siguen presentando los valores más altos significativamente en comparación con el sector 8, pero ahora también con los sectores 3 y 7 ( $p<0.05$ ). Por el contrario, si atendemos a la rabdítocenosis (Figura 3C), son los sectores 1 y 8 los que tienen valores significativamente más bajos, especialmente con respecto a los sectores 2 y 3 ( $p<0.05$ ). En síntesis, los análisis realizados indican que no existen diferencias muy marcadas en términos de riqueza específica en el conjunto de la cuenca cuando se comparan los datos de los sectores entre sí.

#### DIAGRAMA DE CAJAS POR SECTORES. NEMATOFUNA TOTAL



#### DIAGRAMA DE CAJAS POR SECTORES. DORILÁIMIDOS



#### DIAGRAMA DE CAJAS POR SECTORES. RABDÍTIDOS

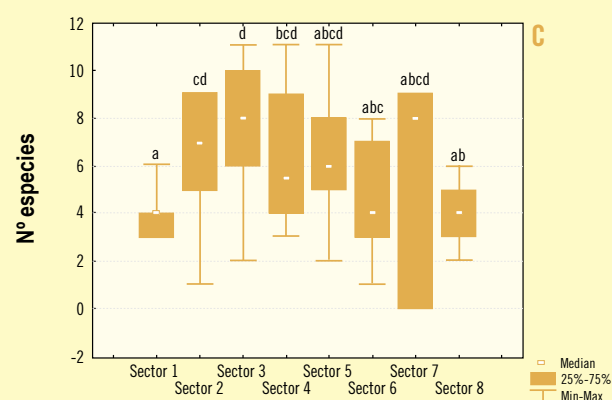


Figura 3. Análisis de la riqueza específica por sectores. Las letras minúsculas indican diferencias significativas según el test de Mann-Whitney ( $p<0.05$ ).

Figure 3. Species richness analysis against sectors. Lower case letters indicate significant differences after Mann-Whitney test ( $p<0.05$ ).

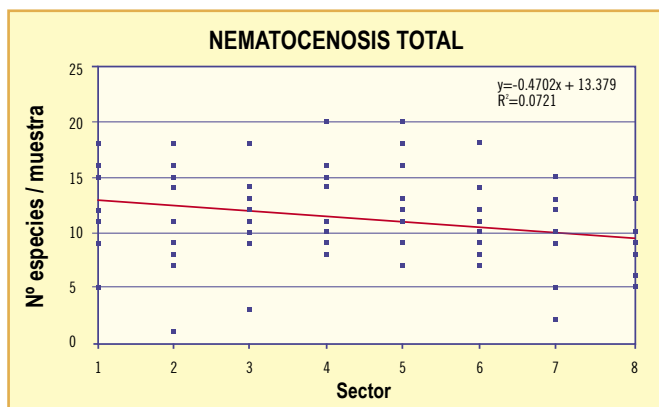


Figura 4. Diagrama de dispersión entre el número de especies por muestra y cada uno de los sectores, con el correspondiente análisis de regresión lineal.

Figure 4. Dispersal plot between number of species found in each sample and sectors, including corresponding linear regression analysis.

Ni los datos presentados en la Tabla 1 ni los reflejados en la Figura 3A siguen un patrón primario definido. Por tanto, no parece existir un gradiente de diversidad a lo largo de la cuenca del Guadiamar. En el estudio realizado en el marco del PICOVER se pudo detectar un gradiente norte-sur de diversidad creciente como consecuencia del efecto del accidente minero ocurrido en abril de 1998, si bien los últimos muestreos ya indicaron que en cada área el proceso de restauración de la nematofauna había seguido una trayectoria particular en función de las intervenciones realizadas. Los resultados ahora obtenidos confirman esta última afirmación puesto que

en lo que se refiere a la riqueza específica no existe una tendencia marcada, si bien el ajuste realizado (Figura 4) muestra un ligerísimo descenso de la riqueza en la dirección Norte-Sur, pero este patrón explica un porcentaje muy bajo de la variación en la distribución.

Buena parte de las especies no presentan un patrón definido en su distribución norte-sur, bien porque han sido encontradas en un solo sector, bien porque lo han sido en varios que están separados entre sí, lo cual puede ser indicativo de una distribución disyunta en toda la cuenca. Otras, en cambio, muestran un comportamiento más regular. *Eudorylaimus* sp., *Oxydirus oxycephalus*, *Tylencholaimus* sp., *Acro-*

*beles singulus* y *Cruzinema tripartitum* se han hallado en dos o más sectores contiguos y situados en la parte norte del Corredor. Varias especies (*Discolaimus major*, *Longidorella murithi*, *Paravulvulus hartingii*, *Tylencholaimus proximus*, *Cervidellus neftasiensis* y *Drilocephalobus moldavicus*) están presentes en los sectores centrales y ausentes en los de los extremos norte y sur. No se han encontrado especies cuya distribución se circunscriba a los sectores situados más al sur. Aunque estos resultados están basados en el estudio de parcelas experimentales localizadas en las áreas piloto, suponen un punto de partida para el estudio de la

conectividad a mediana escala geográfica ya que se han identificado elementos faunísticos característicos de la parte norte o de la parte central del Corredor, cuya progresión geográfica puede ser objeto de seguimiento en el futuro.

El estudio de la influencia de la distancia a la orilla de un cuerpo de agua sobre la distribución de la diversidad nematológica no tiene precedentes. En nues-

Tabla 2. Valores de riqueza específica en función de la distancia a la orilla.

Table 2. Species richness values according to the bank distance.

| SECTOR                              | G1                         | G2            | G3            | G4            | G5            |
|-------------------------------------|----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| nº de especies                      | 59                         | 57            | 57            | 53            | 63            |
|                                     | (34+3+22) <sup>1</sup>     | (28+2+27)     | (33+2+22)     | (29+3+21)     | (40+3+20)     |
|                                     | (58+5+37) <sup>2</sup>     | (49+4+47)     | (58+4+38)     | (55+6+39)     | (63+5+32)     |
|                                     | (1/0.09/0.65) <sup>3</sup> | (1/0.07/0.96) | (1/0.06/0.67) | (1/0.03/0.72) | (1/0.07/0.50) |
| nº especies / muestra <sup>4</sup>  | 10.7 (2-20)                | 11.0 (1-20)   | 10.1 (5-18)   | 12.7 (7-18)   | 12.3 (5-18)   |
| nº esp. dor. / muestra <sup>4</sup> | 5.4 (1-11)                 | 4.0 (0-10)    | 4.4 (1-11)    | 6.3 (4-10)    | 7.5 (5-11)    |
| nº esp. rab. / muestra <sup>4</sup> | 4.8 (0-9)                  | 6.8 (1-11)    | 5.6 (2-10)    | 6.1 (2-10)    | 4.5 (0-11)    |

1. Entre paréntesis, y por este orden, el número de doniláimidos, monónquidos y rabdítidos. 2. Idem expresado en tanto por ciento (%). 3. Proporción (tanto por uno) en que se encuentran el número de especies de cada orden. 4. Media e intervalo, éste entre paréntesis.

tro caso, el diseño del muestreo (Figura 2) permite abordar esta cuestión puesto que las muestras se han tomado siguiendo una disposición espacial determinada. De hecho, hay cinco grupos de 16 muestras recogidas a idéntica distancia de la orilla del río Guadamar: a 5 m, 15 m, 25 m, 35 m y 45 m, respectivamente, aunque, claro está, de cada grupo de 16 muestras, dos pertenecen a cada sector. En la Tabla 2 se presentan los datos de riqueza específica de un modo similar a como se hizo en la Tabla 1 para los sectores. No existe un gradiente definido de diversidad (riqueza específica total) puesto que los valores más altos se obtienen para los dos grupos de muestras más alejados entre sí, esto es el grupo más próximo a la orilla y el más alejado de la misma. No obstante, cuando examinamos el número de especies por muestra, se observa que los tres grupos más próximos a la orilla tienen valores bastante similares y algo más bajos que los de los grupos situados más lejos, un comportamiento que, aquí también, parece estar más condicionado por la do-

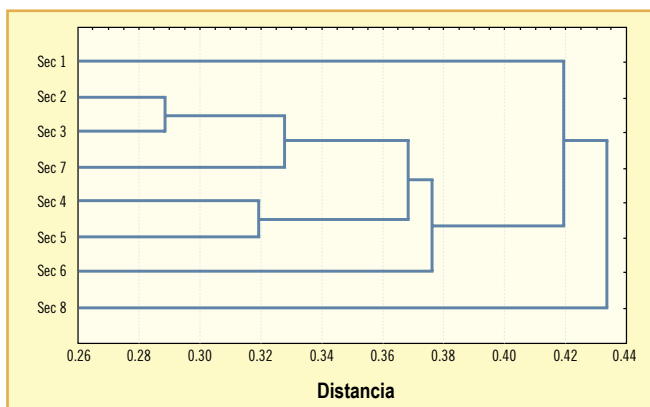


Figura 5. Dendrograma de agrupación de sectores, obtenido a partir de la matriz de similitudes calculada mediante el índice de Baroni-Urbani y Buser y el método UPGMA.

Figure 5. Sectors grouping cluster, obtained from the similarity matrix calculated after Baroni-Urbani and Buser index, and following UPGMA method.

rilaimocenosis que por la rabditocenosis. Resulta interesante que cuando las mismas muestras se han agrupado de diferente forma, no por sectores sino por su distancia a la orilla, el número de doriláimidos siempre supera al de rabditidos, en una proporción de 1: 0.50-0.96, un patrón algo diferente del encontrado en el análisis realizado para los sectores (véase más atrás).

Los resultados obtenidos en el intento de ordenación y clasificación de los sectores (Figura 5) indican que el sector 8 se diferencia del conjunto de los demás, de tal suerte que pudiera formar parte

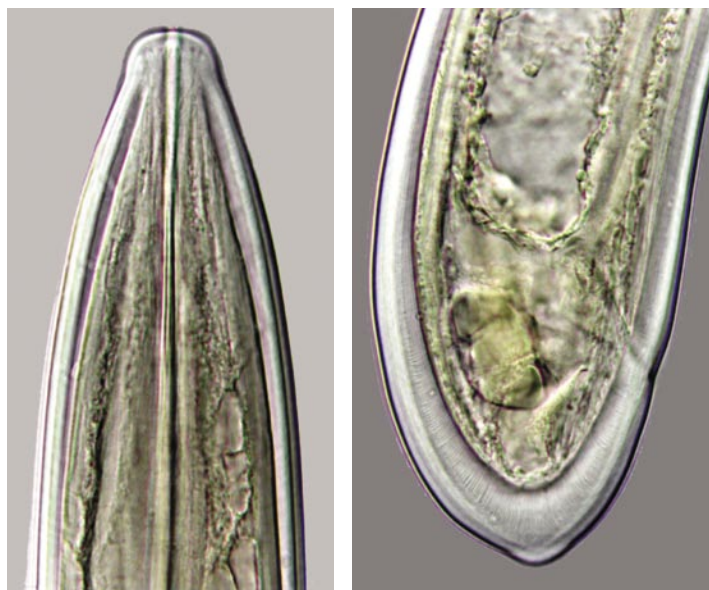


Foto 3. Región anterior y posterior de la hembra de *Xiphinema acerí*, especie ampliamente distribuida por las áreas seminaturales de la cuenca del Guadamar y que en los últimos años aparece en el tramo afectado próximo a la fuente del vertido tóxico, siendo por ello un indicador de la recuperación en esa área.

Photo 3. Anterior and posterior regions of *Xiphinema acerí* (female), a widely distributed species in semi-natural areas along the Guadamar river basin. Its presence in the last years in an affected section of the basin, near the spilling origin, may be an indication of restoration processes.



de una región biótica diferente de los restantes sectores, con una riqueza específica bastante baja pero con varias especies exclusivas, tales como *Mesodorylaimus pseudorecurvus*, *Dorylaimus asymphydorus*, *Dorylaimellus neocapitatus* y *Tricephalobus lignicola*. No en vano, este sector se encuentra en las inmediaciones del Parque Natural de Doñana en una zona que fue afectada en menor medida por el vertido tóxico ya que únicamente aguas ácidas alcanzaron sus inmediaciones. Del amplio grupo restante de siete sectores se separa claramente el Sector 1, caracterizado por una elevada riqueza específica y un elevado número de especies exclusivas (siete: tres doriláimidos y tres monónquidos). El Sector 1 se localiza en un área que, por su proximidad al lugar en que ocurrió el accidente minero, sufrió un fortísimo impacto de tal suerte que en los resultados obtenidos en el PICOVER (Peña Santiago et al., 2003) presentó tasas muy bajas de diversidad nematológica. Los resultados obtenidos ahora indican que en los últimos años esta área ha sido recolonizada a gran velocidad por la nematofauna, no sólo por especies cosmopolitas sino también por otras de distribución más restringida. Los Sectores 2-6 parecen constituir una agrupación más homogénea, lo cual indica que esta amplia franja intermedia tiene una cierta identidad desde el punto de vista faunístico, aunque con los datos de que disponemos no podemos asegurar si esta característica



es intrínseca, como área de transición entre dos ecosistemas (Sierra Morena y Doñana) de naturaleza marcadamente diferente, o es quizás una consecuencia del accidente minero y las actuaciones

Aunque los resultados obtenidos están basados en el estudio de parcelas experimentales localizadas en las áreas piloto, suponen un punto de partida para el estudio de la conectividad a mediana escala geográfica

realizadas con posterioridad a éste. En todo caso, la identidad faunística de este territorio aboga por su interés desde el punto de vista de la conservación. Resulta difícil ir más allá en el análisis de los resultados. Las asociaciones más estrechas (similitudes más altas) aparecen entre sectores próximos, tales como el 2 y el 3, o el 4 y el 5, todos los cuales aparecen agrupados junto con el Sector 7, y un tanto separados del Sector 6.

Es difícil hacer un análisis comparado de los resultados obtenidos por cuanto se trata de un trabajo bastante original en el sentido de que no hay precedentes en la literatura mundial de un estudio de similares características en cuanto al tipo de área geográfica considerada – se ha prestado bastante atención a la nematofauna asociada a los sedimentos de hábitats dulceacuícolas, incluidos ríos (Altherr, 1974; Zullini, 1975) pero no a la que puebla el medio edáfico de una cuenca hidrográfica –, el estudio faunístico detallado, o el análisis pormenorizado de la distribución espacio-temporal de la diversidad nematológica. En cualquier caso, se confirma que el análisis de la nematofauna ha aportado información cualitativa y cuantitativa relevante en cuanto al impacto del accidente minero ocurrido en Aznalcóllar hace casi una década sobre la comunidad edáfica, así como su evolución posterior.

Foto 4. *Carcharolaimus eximius*, un nematodo del orden Dorylaimida, descrito y conocido en el sur de la Península Ibérica, y presente en el área del Corredor Verde.

*Photo 4. Carcharolaimus eximius, a dorylaimid nematode known from southern Iberian Peninsula, and collected in the Guadiamar Green Corridor area.*

## Conclusiones

El análisis de la nematofauna de los suelos del Corredor Verde del Guadamar ha aportado información cualitativa y cuantitativa relevante sobre el impacto del accidente minero ocurrido en Aznalcóllar hace casi una década sobre la comunidad edáfica, así como su evolución posterior. Inicialmente (año 2000) se detectó un gradiente norte-sur creciente de diversidad (riqueza específica), esto es un patrón espacial de distribución causado por el vertido de lodos tóxicos y las labores posteriores de eliminación de los mismos. Por otro lado, los resultados del periodo 2000-2004 siguieron un patrón temporal de diversidad creciente, como consecuencia de un proceso de recuperación de la fauna, si bien cuando se examinaron los datos de algunas parcelas experimentales se observaron diferencias entre las mismas, es decir, la tendencia general no se aprecia del mismo modo ni con la misma intensidad en las localidades estudiadas. El incremento temporal de la diversidad fue tal que se alcanzaron valores similares a los obtenidos en áreas limítrofes, que no fueron cubiertas por los lodos tóxicos y que están ocupadas por cultivos agrícolas, pero todavía menores que los encontrados en áreas con vegetación natural.

Los resultados obtenidos durante el desarrollo del SECOVER (2004-2006) indican que ya no es apreciable la existencia de un patrón espacial de diversidad a lo largo de la

cuenca del Guadamar, seguramente debido al hecho de que el impacto del vertido ha sido amortiguado. Por el contrario, sí se han detectado elementos faunísticos característicos de la parte norte del Corredor, así como de la zona central del mismo, cuya progresión geográfica puede ser objeto de seguimiento en el futuro con el fin de obtener información sobre la conectividad entre las dos áreas naturales (Sierra Morena y Parque Natural de Doñana) que pone en contacto el Corredor.

## Recomendaciones de gestión

Puesto que los valores de diversidad nematológica edáfica en el Corredor son comparables a los de áreas limítrofes ocupadas por cultivos, se desprende que se ha producido una recuperación aceptable de la biota edáfica como consecuencia de las intervenciones realizadas y de un proceso natural de recolonización. No obstante, los niveles de diversidad observados son menores que los encontrados en zonas naturales bien conservadas, razón por la cual sería aconsejable continuar con las acciones encaminadas a acelerar los procesos de sucesión ecológica hasta un estadio preestablecido.

Queda pendiente un análisis en detalle de la funcionalidad del Corredor como elemento de conexión Norte-Sur, de tal suerte que se considera recomendable, si no necesario, realizar una futura evaluación de su evolución en este aspecto.

17

## AGRADECIMIENTOS

Nuestro equipo tiene una deuda de gratitud con el personal de la Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadiamar, sin cuya colaboración hubiese sido muy difícil realizar nuestra labor. En especial, queremos reconocer la labor realizada por Javier Serrano, José María Arenas, Francisco Carrascal y Alberto Gil.

Igualmente, ha sido imprescindible para nosotros la dirección cien-

tífica de Carlos Montes (UAM), sin cuyas ideas y tesón seguramente este proyecto no hubiese llegado a buen fin.

Por último, nos gustaría reconocer la labor de los colegas con los que hemos compartido información y opiniones, muy en particular los que se han ocupado de otros táxones zoológicos, así como los edafólogos.

## B I B L I O G R A F Í A

Altherr, E. 1974. Nematodes de la nappe phréatique du réseau fluvial de la Saale (Thuringe). II. *Limnologica*, 9: 81-132.

Barnes, R.S.K. 1998. The diversity of living organisms. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK. 345 pp.

Baroni-Urbani, C. & Buser, 1976. M.W. Similarity of binary data. *Systematic Zoology*, 25: 251-259.

Brusca, R.C. & Brusca, G.J. 2005. Invertebrados. McGraw-Hill Interamericana. Madrid. 1005 pp.

Dmowska, E. & Ilieva-Makulec, K. 2004. Past and present status of nematode community indicators. In: R. Cook & D.J. Hunt (EDS.), *Proceedings of the Fourth International Congress of Nematology*: 487-501. *Nematology Monographs and Perspectives* 3. E.J. Brill. Leiden, the Netherlands. 865 pp.

Ferris, H.; Bongers, T. & DE Goede, R. 2004. Nematode faunal analyses to assess food web enrichment and connectance. In: R. Cook & D.J. Hunt (EDS.), *Proceedings of the Fourth International Congress of Nematology*: 503-510. *Nematology Monographs and Perspectives* 3. E.J. Brill. Leiden, the Netherlands. 865 pp.

Flegg, J.J.M. 1967. Extraction of *Xiphinema* and *Longidorus* species from

soil by a modification of Cobb's decanting and sieving techniques. *Annals of Applied Biology*, 60: 429-437.

Hawksworth, D.L., & Kalin-Arroyo, M.T. 1995. Magnitude and Distribution of Biodiversity. In: Heywood, V.H. (Ed.), *Global Biodiversity Assessment*: 107-191. UNEP/Cambridge University Press. 1140 pp.

Peña Santiago, R.; Jiménez-Guirado, D.; Liébanas, G.; Murillo, R.; Abolafia, J. y Guerrero, P. 2003. Balance provisional del estado de la nematofauna en la cuenca del río Guadiamar y del proceso de restauración de la comunidad edáfica en las zonas afectadas por el vertido tóxico. In: *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*: 378-384. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 578 pp.

Peña Santiago, R.; Jiménez-Guirado, D.; Murillo, R., Liébanas, G.; Guerrero, P. y Abolafia, J. 2006. Nematodes belonging to Dorylaimida and Mononchida orders as soil quality indicators: the case of the Guadiamar river basin in the southern Iberian Peninsula. XXXVIII ONTA Annual Meeting, San José, Costa Rica, June 26-30, 2006. (Abstract.)

Zullini, A. 1975. Nematodi dello psammon del Po. *Insituto Lombardo (Rend. Sci.)*, 109:79-83.



CAPÍTULO

# 18

## RESTAURACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE HORMIGAS DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**J. L. REYES, G. LUQUE, D. JORDANO Y J. FERNÁNDEZ HAEGER**

ÁREA DE ECOLOGÍA. FACULTAD DE CIENCIAS. UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA.  
CAMPUS DE RABANALES. EDIFICIO C4. 14071 CÓRDOBA

## Resumen

Se ha estudiado el proceso de recolonización de las hormigas a lo largo de 5 años (2000- 2004), de una amplia zona del río Guadiamar afectada por el vertido minero ocurrido en 1998. Las hormigas de tres zonas afectadas y tres zonas control se muestrearon mediante trampas de caída. Se apreció una clara respuesta por parte de estos insectos en el área de restauración. Se ha detectado un patrón lineal significativo de aumento de la riqueza media de especies durante el periodo de estudio en todos los puntos de muestreo afectados. Seis años después del desastre, más de la mitad de las especies detectadas en los controles también se detectaron en la zona afectada, que solo mostró dos especies exclusivas: *Cardiocondyla mauritanica* (alóctona) y *C. elegans*. Sin embargo, varias especies presentes en la zona control, tanto generalistas como especialistas, no se habían detectado hasta esa fecha y, entre ellas, algunas de los géneros *Camponotus*, *Messor*, *Cataglyphis*, y *Aphaenogaster*. Se resalta el papel indicador de las hormigas en los procesos de regeneración de áreas degradadas.

**Palabras clave:** hormigas, accidente minero, restauración.

The recovery of ant communities at the Guadiamar River alluvial plain was studied across 5 years (2000-04), after the environmental disaster caused by the spill of toxic mud over the river caused by the mine accident (1998). Three affected and three control sites were sampled using pitfall traps. Additionally, were studied four adjacent sites not affected by the mud. Ants showed clear responses to the restoration of the area. The richness of mean ant species in affected sites showed a significant linear increase. Six years after the disaster, one half of the species recorded in control sites were also present in the affected area, with only two species exclusive to this area, *Cardiocondyla mauritanica* (tramp species) and *C. elegans*. However, several specialist and generalist species presents in the control zone, it hasn't been detected until 2004 in the affected area, including species of the genera *Camponotus*, *Messor*, *Cataglyphis*, and *Aphaenogaster*. The potential of the ants as bio-indicators in the regenerative processes of degraded areas is emphasized.

**Key words:** ants, mining spillage, restoration.

Abstract

## Introducción

Las hormigas han sido utilizadas ampliamente como bioindicadores en los programas de seguimiento y evaluación del estado del medio ambiente (Kím 1993; Kremen et al. 1993;) e incluso en las restauraciones mineras (Majer y Nichols 1998), ya que desarrollan una variedad importante de funciones en la estructuración y funcionamiento de los ecosistemas (Hölldobler y Wilson 1990). Por lo tanto, podrían ser un instrumento válido para valorar el nivel de recuperación de la cuenca del río Guadiamar tras el desastre del vertido minero ocurrido en la primavera de 1998.

Las hormigas mostraron un incremento en su número de especies y una creciente organización de su comunidad en el área afectada por el vertido a lo largo del periodo de estudio

## MATERIAL Y MÉTODOS

Al igual que en otros trabajos realizados por otros grupos de investigación, se seleccionaron distintos puntos dentro de la zona afectada por el vertido minero, en los que se realizó un seguimiento de la recuperación de especies. El propio vertido y las labores posteriores de limpieza y restauración debieron afectar de forma relevante a este grupo de insectos, que excavan mayoritariamente sus nidos en el suelo y obtienen sus recursos en sus inmediaciones. Para tener una referencia fidedigna se analizó la composición faunística de distintos puntos situados en las inmediaciones del Guadamar, pero fuera de la zona afectada que se utilizaron como controles (ver Figura 1). Toda el área de estudio estaba incluida en la cuenca del río Guadamar. Se seleccionaron tres zonas de muestreo a lo largo de las riberas del área afectada y tres en la zona no afectada. Las zonas afectadas y las no afectadas (controles) se identificaban por G y NG respectivamente, seguidas de un número que incrementaba con la distancia a la mina (Figura 2, página siguiente). Además, el último año del seguimiento se muestrearon también cinco zonas adicionales en el área afectada por el vertido, denominadas como Ga, Gb, Gc, Gd y Ge (Tabla 1).

incluye el área afectada por el vertido tóxico. Como resultado del uso del suelo, y particularmente de la presión ganadera, aguas arriba de la balsa minera, la vegetación riparia ha quedado reducida a pequeños fragmentos aislados a lo largo del curso del río, principalmente

Tabla 1. Localidades prospectadas, junto con las abreviaturas utilizadas en el texto.

Table 1. Explanation of site codes presented in the text.

| ZONAS                               | UTM, X (*) | UTM, Y    |
|-------------------------------------|------------|-----------|
| G1 (confluencia Río Agrio)          | 746,800    | 4.151,400 |
| G2 (puente autovía A-49)            | 745,600    | 4.140,200 |
| G3 (vado del Quema)                 | 743,100    | 4.124,900 |
| NG1 (cerca Aznalcóllar)             | 748,400    | 4.157,100 |
| NG2 (N-433, km 9)                   | 744,500    | 4.171,500 |
| NG3 (cerca Castillo de las Guardas) | 737,500    | 4.176,000 |
| Ga (punto intermedio entre G1 y G2) | 746,200    | 4.144,900 |
| Gb                                  | 746,200    | 4.144,900 |
| Gc (punto intermedio entre G2 y G3) | 745,600    | 4.141,300 |
| Gd                                  | 745,300    | 4.140,670 |
| Ge (tras G3)                        | 745,830    | 4.144,945 |

(\*) Uso 29

Para tratar de explicar las diferencias existente entre la fauna de hormigas encontradas entre el curso del Guadamar afectado por el vertido y los correspondientes controles es preciso tener en cuenta el marcado contraste en el uso del territorio entre el curso superior (por encima de la balsa minera), donde los suelos están principalmente dedicados a los aprovechamientos forestales y la ganadería (43,6 km de matriz de bosque; Arribas et al. 2003), y aguas debajo de este punto, donde existe una predominancia de suelos utilizados para la agricultura, a lo largo de 74,3 km que corren en una matriz de tierras de cultivo (Arribas et al. 2003), y que

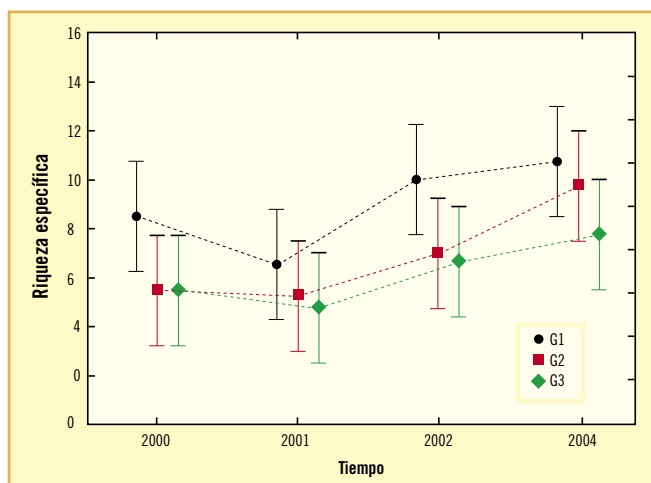


Figura 1. Riqueza específica media en los años de estudio de las tres zonas afectadas G1, G2 y G3.

Figure 1. Mean ant species richness over the study years in the three affected sites: G1, G2, and G3.

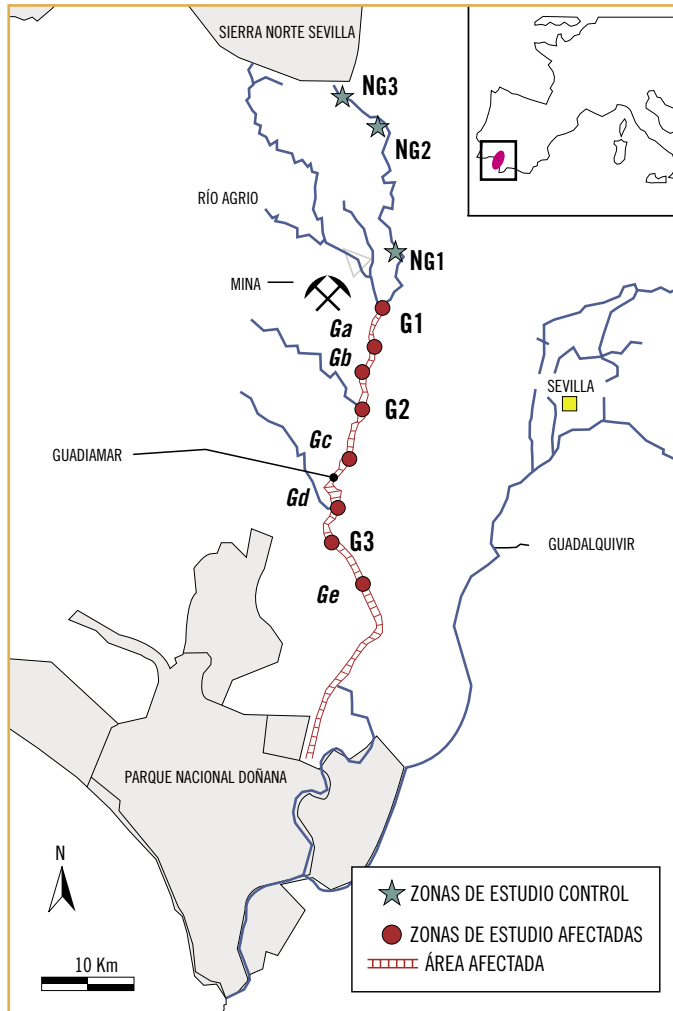


Figura 2. Mapa del área de estudio.

Figure 2. Map of study area.

te de especies de matorral, por lo tanto, sin un bosque en galería desarrollado, ya que el estrato arboreo está prácticamente ausente (Ayora et al. 2001). Se seleccionaron un total de tres zonas de muestreo a lo largo de esta  rea (NG1, NG2 y NG3) y que, por consiguiente, no estaban afectadas por el vertido.

Por el contrario, en el área afectada en la vegetación riparia aparecen frecuentemente ejemplares arboreos

(eucaliptos, fresnos,  lamos...) junto con el matorral, aunque el conjunto se reduce a una estrecha franja en la orilla del río debido a la roturación periódica de los suelos para su aprovechamiento agrícola.

La limpieza de lodos del área fue seguida por la aplicación de enmiendas calizas y suelos rojos (ricos en óxidos de hierro), para establecer unas condiciones del suelo adecuadas (Aguilar et al. 2004). Se plantaron especies propias de bosques y riberas mediterráneas, a todo lo largo la llanura aluvial del área afectada del río, terminándose la reforestación en el 2004 (Cabezudo et al. 2003). Sin embargo, y hasta el final del estudio, la vegetación de este área estaba limitada a la anteriormente citada hilera de árboles, mientras los ejemplares de la revegetación estaban muy poco desarrollados y la vegetación herbácea estaba sometida a roturaciones periódicas. En la zona afectada G1, todos los árboles fueron talados en el 2002. Todas estas intervenciones han debido afectar a las poblaciones de hormigas, cuya recolonización ha pretendido seguirse en nuestro trabajo.

En cada zona de muestreo, se realizaron cuatro réplicas separadas por aproximadamente 150 m. En cada réplica se colocaron 10 trampas de caída en forma lineal siguiendo el curso del río y a unos 30m del mismo, separadas unos 5m entre sí. En este estudio se analizan, por tanto, funda-

mentalmente las comunidades de ribera. Este estudio comenzó en el 2000, dos años después del vertido y un año después de la retirada de los lodos. Por tanto, algunas colonias de hormigas habían ya recolonizado el área afectada al comienzo del estudio.

Los muestreos fueron realizados durante la primavera y verano, periodos en que las hormigas est n más activas (Luque-García et al. 2002). Durante cuatro años (2000,

2001, 2002 y 2004) se muestrearon las tres zonas afectadas (G1, G2 y G3), mientras que las tres no afectadas (NG1, NG2 y NG3) fueron muestreadas solamente al inicio y al final del estudio (2000 y 2004), para tener una referencia clara de cual era la composición de las comunidades adyacentes en los tramos del río no afectados. Las áreas afectadas adicionales, Ga, Gb, Gc y Ge, fueron muestreadas solamente en el 2004, con el fin de obtener datos de mayor precisión sobre el proceso de recolonización.

Las trampas de caída eran vasos de plástico enterrados a ras de suelo con un diámetro superior de 5,5 cm y una capacidad de 120 cc. Cada trampa contenía aproximadamente 60 ml de agua, a los que se le añadió unas gotas de detergente para reducir la tensión superficial evitando así que las hormigas pudieran flotar al caer en el agua y escapar trepando por las paredes del vaso. Las trampas se dejaron abiertas en el campo durante 48 horas. No se utilizó ningún tipo de cebos ni conservantes.

## R E S U L T A D O S

Se capturaron e identificaron un total de 18.500 obreras, distribuidas en 41 especies (Tabla 2), siendo *Tapinoma nigerrimum* y *Pheidole pallidula* las especies más abundantes, constituyendo entre las dos la mitad de la abundancia total (50,4% del número total de obreras capturadas en toda la cuenca).

La comparación global de la riqueza específica media a lo largo de los cinco años de estudio en la zona afectada fue significativamente diferente entre años ( $F_{3,35} = 6,96$ ;  $P = 0,0008$ ), y entre zonas ( $F_{2,35} = 6,48$ ;  $P = 0,004$ ) con G1, la zona más próxima a la mina, con los valores más altos (Figura 1). La interacción no fue significativa ( $F_{6,35} = 1,63$ ;  $P = 0,9175$ ), por lo tanto, las tres zonas siguieron un patrón similar con el paso de los años. Este patrón muestra una tendencia lineal significativa a aumentar el número medio de especies con los años ( $F_{1,35} = 503,81$ ;  $P < 0,0001$ ).

Sin embargo, mientras que en las zonas control (NG1, NG2 y NG3) se registraron conjuntamente 33 especies, en el área afectada por el vertido aparecieron sólo 16 especies. Además, en las zonas control, 18 especies (el 54,5%) eran exclusivas de éstas. Por el contrario, únicamente dos especies, *Cardiocondyla mauritanica* (sp. alóctona) y *C. elegans* (sp. autóctona), se encontraron exclusivamente en el área del río afectada. En la cuenca se ha detectado la presencia de una tercera especie

Tabla 2. Especies de hormigas registradas en el área de estudio.

Table 2. Ant species present in study area.

| SUBFAMILIA/ESPECIES              | SUBFAMILIA/ESPECIES            |
|----------------------------------|--------------------------------|
| <b>MYRMICINAE</b>                | <b>DOLICHODERINAE</b>          |
| <i>Aphaenogaster dulcinea</i>    | <i>Tapinoma nigerrimum</i>     |
| <i>Aphaenogaster gibbosa</i>     |                                |
| <i>Aphaenogaster iberica</i>     | <b>FORMICINAE</b>              |
| <i>Aphaenogaster senilis</i>     | <i>Camponotus fallax</i>       |
| <i>Cardiocondyla batesii</i>     | <i>Camponotus foreli</i>       |
| <i>Cardiocondyla elegans</i>     | <i>Camponotus lateralis</i>    |
| <i>Cardiocondyla mauritanica</i> | <i>Camponotus micans</i>       |
| <i>Crematogaster auberti</i>     | <i>Camponotus pilicornis</i>   |
| <i>Crematogaster scutellaris</i> | <i>Camponotus silvaticus</i>   |
| <i>Crematogaster sordidula</i>   | <i>Cataglyphis hispanicus</i>  |
| <i>Goniomma hispanicum</i>       | <i>Cataglyphis rosenhaueri</i> |
| <i>Messor barbarus</i>           | <i>Cataglyphis velox</i>       |
| <i>Messor bouvieri</i>           | <i>Formica fusca</i>           |
| <i>Messor celiae</i>             | <i>Formica subrufa</i>         |
| <i>Messor hispanicus</i>         | <i>Lasius alienus</i>          |
| <i>Messor lusitanicus</i>        | <i>Lasius niger</i>            |
| <i>Myrmica aloba</i>             | <i>Plagiolepis pygmaea</i>     |
| <i>Oxyopomyrmex saulcyi</i>      | <i>Plagiolepis schmitzii</i>   |
| <i>Pheidole pallidula</i>        |                                |
| <i>Solenopsis spp</i>            |                                |
| <i>Temnothorax spp.</i>          |                                |
| <i>Temnothorax tyndalei</i>      |                                |
| <i>Tetramorium caespitum</i>     |                                |
| <i>Tetramorium ruginode</i>      |                                |
| <i>Tetramorium semilaeve</i>     |                                |

18



de este género *C. batesii* (autóctona), distribuida entre zonas afectadas y controles.

El mayor número de especies se registró en el área más al norte (NG3), zona control más alejada de la mina con 25 especies en total, seguida de NG1, en la que se registraron 23 especies. Por otro lado, y hasta el 2004, en las áreas afectadas se encontró una menor riqueza específica, con 15, 15 y 12 especies en G1, G2 y G3, res-

pectivamente. La riqueza específica difería significativamente entre las áreas control y afectadas (las tres afectadas agrupadas frente a las tres control;  $F_{1,32} = 28,96$ ;  $P < 0,0001$ ) y entre años (2000 y 2004;  $F_{1,32} = 9,71$ ;  $P = 0,0038$ ) con valores de riqueza específica el primer año en las zonas afectadas significativamente más bajos con respecto al último año y a las zonas control (Knewman-Keuls *post hoc* test;  $P = 0,0011$  en todos los casos).

## DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio mostraron una lenta recuperación de las comunidades de hormigas en las áreas afectadas del río Guadiamar, seis años después del vertido tóxico. Como consecuencia de ello, persistían todavía notables diferencias entre las áreas afectadas y las no afectadas, indicando el incipiente estado de la recolonización en el que se encuentran las comunidades de hormigas del área afectada del río. En las zonas no afectadas o control se detectó una riqueza mayor que en las áreas afectadas, tanto al principio (2000), como al final del estudio (2004). Por lo tanto, aunque las

áreas afectadas se detectaron progresivos incrementos de especies hasta el 2004, aún distaban mucho de la riqueza específica de los controles. Además, solamente dos especies, *C. mauritanica* (Foto 2) y *C. elegans*, fueron registradas exclusivamente en las zonas afectadas, mientras que 18 de las especies que fueron registradas en el área no afectada nunca se encontraron en el área no afectada en el periodo de estudio.

En cualquier caso conviene tener en cuenta que las zonas utilizadas como control, situadas aguas arriba del vertido no representan exactamente lo que se espera que el área afectada pueda llegar a ser en el futuro. Las diferencias litológicas y de usos del suelo en un pasado reciente determinan que aquellas no tengan un bosque de galería bien desarrollado (Arribas et al. 2003, ver métodos), cuya regeneración es muy difícil debido al impacto del sobrepastoreo (Cabezudo et al. 2003). A pesar de ello, estos controles, constituían las áreas mejor conservadas en las inmediaciones del Guadiamar.

Numerosos estudios indican que una simplificación de la diversidad estructural de la vegetación provoca un descenso en la riqueza y diversidad de especies de hormigas (Catangui et al. 1996; Gotelli y Ellison 2002), al igual que una presión de pastoreo excesiva (Bestelmeyer y Wiens 1996; Hoffmann 2000; Boulton et al. 2004).

Es necesario reducir las actividades de manejo del suelo que impliquen remover la capa superficial, ya que se pueden destruir o dañar muchos hormigueros. Así mismo, con esta actividad se remueven o alteran las piedras y rocas superficiales, imprescindibles en la recolonización y establecimiento de nuevas especies, tanto de este grupo taxonómico como de otros invertebrados y vertebrados



Foto 1. Obreras de *M. barbarus* en la entrada al nido.

Photo 1. Workers of *M. barbarus* in the nest entry.

Por lo tanto, las diferencias entre las áreas control y afectadas podrían ser aún mayores si las primeras fueran bosques en galería desarrollados, como se espera que sean las zonas afectadas en el futuro tras su declaración como espacio protegido.

El área afectada por el vertido no sólo mostró un incremento en el número de especies a lo largo del periodo

de estudio, sino también una creciente organización de la comunidad. (Luque et al., 2007). Aunque la colonización en los primeros estados se mostró bastante homogénea (Luque et al., 2007), a lo largo del tiempo se produjo una diferenciación progresiva de la composición de las comunidades de hormigas detectadas en los distintos puntos de muestreo en función de ciertas características bióticas y abióticas. Samways (1996) encontró que

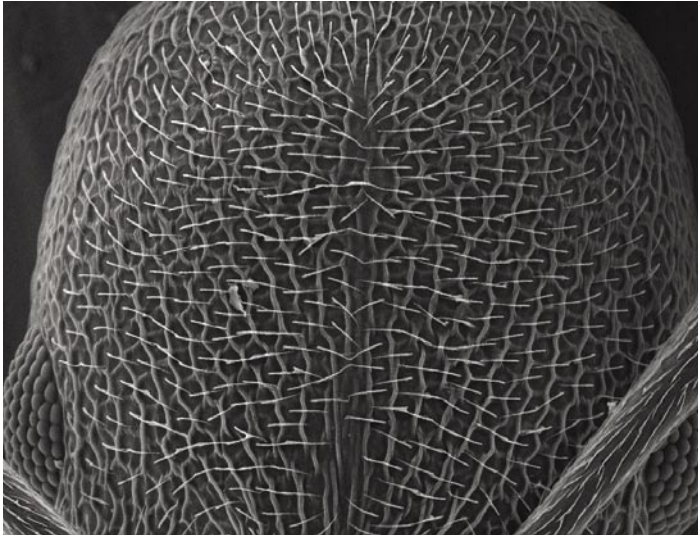


Foto 2. Vista frontal de la cabeza de una obrera de *C. mauritanica* bajo el microscopio electrónico de barrido.

*Photo 2. Frontal view of the head of a worker of C. mauritanica under the scanning electron microscope.*

la respuesta de los insectos a las perturbaciones humanas desemboca en una riqueza específica más baja y en comunidades más homogéneas. Por lo tanto, no sólo aparecieron más especies a lo largo del tiempo, sino que también la composición de las comunidades de hormigas en el área afectada cambió con el incremento de la complejidad.

Por otro lado, en la zona más cercana a la mina, G1 mostró una composición específica muy diferente a la del primer año y a la de las demás zonas de muestreo. Un factor importante puede ser la tala de árboles en G1, el tercer año de estudio (2002), frente al aumento progresivo de los árboles cercanos al cauce del río en las otras zonas afectadas. Por lo tanto, hay una diferencia en la cobertura de la vegetación entre ésta y las otras áreas de muestreo G2 y G3. El efecto de la cobertura de la vegetación en las comunidades de hormigas se ha descrito en numerosos estudios (Catangui et al. 1996; Gotelli y Ellison 2002).

La diferencia más llamativa en la composición especi-

fica entre las comunidades de hormigas de las diferentes zonas afectadas se debía principalmente a la presencia del género *Cardiocondyla*; y al descenso de la abundancia de *Formica fusca* y *Lasius grandis*, dos especies características de zonas boscosas (Tinaut et al. 1994) que eran muy abundantes en el resto del área afectada. Se puede resaltar la restricción de *C. mauritanica* a las áreas afectadas más próximas a la mina. Ésta es una especie alóctona ("tramp species"), probablemente de origen africano y que se ha expandido a lo largo de las áreas cálidas del mundo. Esta especie también se ha encontrado durante los dos años siguientes a la rehabilitación de áreas de minas (Majer et al. 1984) aunque, sin embargo, nunca fue encontrada en los bosques no perturbados. La presencia de especies exóticas (Foto 3) en

zonas restauradas ha sido documentada en otros estudios (Longcore, 2003). Aunque se ha venido observando un descenso en el número de zonas en las cuales se presentaba esta especie, la dinámica de las especies no nativas es difícil de predecir.

Seis años después del accidente persistía aún una considerable diferencia en la composición de la comunidad de hormigas entre las áreas afectadas y control. Estas diferencias se deben géneros muy abundantes en las zonas control y que no están todavía presentes o que tienen muy baja abundancia en la mayoría de las áreas afectadas como *Camponotus*, *Messor*, *Cataglyphis*, *Aphaenogaster* y especies como *M. aloba* de carácter higrófilo normalmente encontrada en zonas húmedas y próximas a los cauces de los ríos. Además éstas mostraron una abundancia notable en muchos hábitats de la cuenca del río adyacentes al área afectada (Reyes-López et al. 2003) y de más al sur en Doñana (Carpintero et al. 2001). Entre ellos, géneros como *Camponotus* y *Messor*, con diez y nueve especies en la cuenca, sólo presentaban una especie a lo largo de toda el área afec-

tada: *C. pilicornis* y *M. barbarus* (Foto 1), las especies más conspicuas dentro de éstos géneros en la cuenca (Reyes-López et al. 2003; Carpintero et al. 2001).

Por otra parte, es llamativa la baja abundancia del género *Temnothorax* en todo el área de muestreo con sólo una obrera de *T. tyndalei* capturada en una zona control y otra de *Temnothorax* sp encontrada en una de las zonas afectadas el último año del estudio. Sin embargo, en distintos hábitats de la cuenca se han encontrado cuatro especies de este género, normalmente, muy abundantes (Reyes-López et al. 2003). Este género típicamente emplea matorrales y árboles como soporte básico para nidificar (Tinaut et al. 1994) y, ya que el bosque en galería no está muy bien desarrollado ni siquiera en las áreas control, es previsible que algunas especies del género *Temnothorax*, aparezcan conforme se desarrolle la vegetación de las riberas y el bosque en galería.

Este es el primer estudio en el que se documenta la utilización de las hormigas como indicadores de la recuperación en los hábitats perturbados en ecosistemas me-

diterráneos. Por lo tanto, sugiere que el estudio de las comunidades de hormigas junto con un conocimiento básico de la biología de las especies, debería ser una herramienta útil para el seguimiento de la restauración en estos ecosistemas, especialmente cuando las perturbaciones implican grandes modificaciones del hábitat, como es el caso de la restauración después de la minería, de deforestaciones y de fuegos frecuentes.



Foto 3. Vista de una obrera de *Pyramica membranifera*. Se trata de una especie de la que solo hemos capturado una reina en el Guadamar.

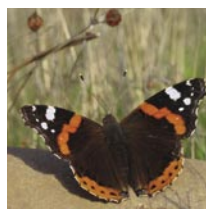
Foto 3. View of a worker of *Pyramica membranifera*. It is a exotic species of single which we have captured a queen in the Guadamar.

## Recomendaciones de gestión

Es necesario reducir las actividades de manejo del suelo que impliquen remover la capa superficial, ya que se pueden destruir o dañar muchos hormigueros. Así mismo, con esta actividad se remueven o alteran las piedras y rocas superficiales, imprescindibles en la recolonización y establecimiento de nuevas especies, tanto de este grupo taxonómico como de otros invertebrados y vertebrados.

# B I B L I O G R A F Í A

- Aguilar J, Dorronsoro C, Fernández E, Fernández J, García I, Martín F y Simón M 2004. Remediation of Pb-contaminated soils in the Guadiamar river basin (SW Spain). *Water, Air, and Soil Pollution*, 151:323-333.
- Aribas CP, Guamizo D, García de Jalón, Granado-Lorencio C y Fernández-Delgado C 2003. Fauna piscícola de la cuenca del río Guadiamar: Estado de conservación, problemática y directrices de restauración. En: *Ciencia y Restauración del río Guadiamar, PICOVER 1998-2002*. p.: 438-445. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, editors. Kadmos Press. Andalucía. Spain.
- Ayora C, Baretino D, Carrera J, Manzano M y Mediavilla C 2001. Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcázar. *Boletín Geológico y Minero*, 112:1-294.
- Bestelmeyer BT y Wiens JA 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Application*, 6:1225-1240.
- Boulton AM, Davies KF y Ward PS 2004. Species richness, abundance and composition of ground-dwelling ants in Northern California Grasslands: Role of plants, soil and grazing. *Environmental Entomology*, 34:96-104.
- Cabezudo B, Pérez-Latorre AV, Navas P y Navas D 2003. Vegetación de la cuenca del río Guadiamar: bases para su conservación y restauración. En: *Ciencia y Restauración del río Guadiamar, PICOVER 1998-2002*. pp. 352-369. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía ed. Kadmos Press. Andalucía. Spain.
- Carpintero S, Tinaut A, Reyes J y Arias de Reyna L 2001. Estudio faunístico de los formicidos (Hymenoptera, Formicidae) del Parque Nacional de Doñana. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 25:133-152.
- Catangui MA, Fuller BW, Walz AW, Boetel MA y Brinkman MA 1996. Abundance, diversity, and spatial distribution of ants (Hymenoptera: Formicidae) on mixed-grass rangelands treated with diflubenzuron. *Environmental Entomology*, 25:757-766.
- Gotelli NJ. y Ellison AM 2002. Biogeography at a regional scale: determinants of ant species density in New England bogs and forests. *Ecology*, 83:1604-1609.
- Hoffmann BD 2000 Changes in ant species composition and community organisation along grazing gradients in semi-arid rangelands of the Northern Territory. *The Rangeland Journal*, 22:171-189.
- Hölldobler B y Wilson EO 1990. *The Ants*. Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag.
- Kim KEC 1993. Biodiversity, conservation and inventory: Why insects matter? *Biodiversity and Conservation*, 2:191-214.
- Kremen C, Colwell RK, Erwin TL, Murphy DD, Noss RF y Sanjayan MA 1993. Terrestrial Arthropod Assemblages - Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 7:796-808.
- Longcore T 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology*, 11:397-409.
- Luque G, Reyes-López JL y Fernández-Haeger J. 2007. Recovery of ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities six years after a major environmental disaster. *Environmental Entomology*, 36(2): 337-347.
- Majer JD, Day JE, Kabay ED y Perriman WS 1984. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*, 21:355-375.
- Majer JD y Nichols OG 1998. Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology*, 35:161-182.
- Reyes-López J, Luque-García G, Fernández-Haeger J y Jordano D 2003. Caracterización de las comunidades de hormigas de la cuenca del río Guadiamar. En: *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar, PICOVER 1998-2002*. pp. 386-395. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. ed. Kadmos Press. Andalucía. Spain.
- Reyes-López JL y Luque-García G 2001. Nuevos datos sobre el género *Cardiocondyla* (Hym., Formicidae) en Andalucía (Sur de la Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 25:125-126.
- Samways MJ 1996. Insects on the brink of a major discontinuity. *Biodiversity and Conservation*, 5:1047-1058.
- Tinaut A, Ruano J, Hidalgo J y Ballesta M 1994. Mirmecocenosis del sistema de dunas del Paraje natural Punta Entinas-El Sabinar (Almería) (Hymenoptera: Formicidae). Aspectos taxonómicos, funcionales y biogeográficos. *Graellsia*, 50:71-84.



CAPÍTULO

# 19

## RESTAURACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE MARIPOSAS DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**J. FERNÁNDEZ HAEGER, D. JORDANO, J. L. REYES Y G. LUQUE**

ÁREA DE ECOLOGÍA. FACULTAD DE CIENCIAS. UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA.  
CAMPUS DE RABANALES. EDIFICIO C4. 14071 CÓRDOBA

## Resumen

Se presentan en este trabajo los resultados más relevantes de los estudios sobre el seguimiento de las poblaciones de mariposas realizados tras el accidente minero de Aznalcóllar ocurrido en la primavera de 1998. Se realiza un análisis comparativo entre distintas zonas del cauce del río afectadas por el vertido y otras zonas inmediatas de la misma cuenca no afectadas, que pueden servir como referencia de la fauna anteriormente existente y también como fuentes a partir de las cuales puede realizarse la recolonización del curso del río.

La declaración del Corredor Verde del Guadiamar implica la realización de medidas de gestión encaminadas a mejorar la funcionalidad de este enclave con el objetivo de mejorar la conectividad para las mariposas entre la Sierra Norte de Sevilla y el entorno de Doñana, para lo que se propone un sistema de restauración de la vegetación basado en bosques islas dispersos a lo largo del cauce del río.

**Palabras clave:** mariposas; río Guadiamar; Restauración; Paisajes fragmentados

## Abstract

In this work we present the main results of an extensive butterfly monitoring research conducted through the Guadiamar Green Corridor, after the Aznalcollar mining waste spill occurred in spring of 1998. Butterflies were monitored along the river basin in several study sites; affected by the spill and unaffected nearby sites, selected as control. A comparative analysis provides differences between butterfly between affected and unaffected sites. Control sites gives an indication of butterfly species that were present in the past, but nowadays are absent in the affected areas. Colonization is taking place by the arrival of immigrant butterflies dispersing from the control sites. The Guadiamar Green Corridor was created aiming to improve dispersal and connectivity between the Sierra Norte Natural Park and the Doñana National Park. We propose a system of habitat restoration based on the creation of mixed wood patches as well as hedgerows scattered along the Guadiamar river basin.

**Key words:** butterflies; Guadiamar river; restoration; fragmented landscapes.

## Introducción

Las mariposas son insectos holometábolos cuya fase larvaria está estrechamente vinculada con las plantas de las que dependen. La “carrera de armamentos” que se ha producido entre las defensas químicas sintetizadas por las plantas para defenderse del ataque de los herbívoros y los mecanismos detoxificantes desarrollados como consecuencia por estos insectos ha conducido a un complejo proceso de especialización. Muchas de las especies de mariposas que encontramos en nuestro entorno se alimentan en su fase de oruga de especies de plantas próximamente emparentadas (oligófagas) y al-



Foto1. *Colias crocea* (Foto: M. Castillo).

Photo 1. *Colias crocea* (Photo: M. Castillo).

19

gunas de ellas de una sola especie (monófagas), aunque otras son generalistas (polífagas).

Por esta razón las mariposas adultas (imago) no se alejan demasiado de los enclaves donde puedan encontrar las plantas adecuadas para depositar sus huevos y completar por tanto sus ciclos vitales. Esta característica, unida a sus vistosos coloridos y fácil identificación en vuelo ha permitido utilizarlas como organismos indicadores del estado de conservación de distintos ecosistemas (Fernández Haeger y Jordano, 2004).

Tras el accidente minero ocurrido en Aznalcóllar, en

la primavera de 1998, se decidió emprender estudios de seguimiento de las mariposas en la zona afectada y su entorno para tratar de calibrar el efecto que este vertido y las labores de restauración han tenido sobre la recuperación de sus poblaciones.

Se analizan en este trabajo los resultados principales obtenidos a lo largo de varios años de estudio por encargo de la Consejería de Medio Ambiente y se realizan propuestas de restauración del cauce del Guadamar que traten de mejorar las funciones de conectividad entre Sierra Morena y Doñana de este Paisaje protegido (Rodríguez, et al. 2005)



# M E T O D O L O G Í A

Se han llevado a cabo distintas campañas de muestreo sistemático (censos de una hora de duración y una frecuencia variable a lo largo del año) y prospecciones puntuales para tratar de inventariar las especies existentes en distintos puntos inmediatos al cauce y plenamente afectados por el vertido. Estos puntos (G1, G2 y G3, ver Figura 1) se eligieron a distancias crecientes del punto del vertido, para tratar de calibrar su efecto (Fernández Haeger et al. 2003).

Adicionalmente, se han realizado muestreos equivalentes en cuatro zonas adyacentes, no afectadas por el vertido y representativas de los principales tipos de hábitats existentes en la cuenca del río. Se eligieron para ello una zona de cultivo cerealístico (en las inmediaciones de un seto de matorral de separación entre dos fincas); un olivar abandonado, por su excesiva pendiente, en el talud del Aljarafe, donde existe ya un grado avanzado de recolonización de matorral; una dehesa de encinas con algunos alcornoques dispersos y alternancia de pastizal herbáceo y matorral en las proximidades de Villamanrique y una zona del pinar de Aznalcázar con ejemplares de gran porte y pastizales herbáceos y matorrales (Fernández Haeger et al. 2003).

Estos enclaves, denominados en algunos otros estudios “biocentros” se pueden suponer como las regiones “fuente” a partir de las cuales puede producirse la recolonización del cauce afectado.

Por otro lado, durante la primavera de 2002 se realizó un estudio sobre la distribución espacial a escala de detalle de cuatro especies de satíridos en el ta-

lud del Aljarafe, entre Aznalcázar y Sanlúcar la Mayor. El objetivo era conocer el grado de fragmentación de sus poblaciones y su relación con las especies de gramíneas de las que dependen. Para ello se realizó una prospección intensiva en 194 cuadros UTM de 1 hectárea de superficie, de la presencia de *Melanargia ines*, *Pyronia bathseba*, *P. cecilia* y *Maniota jurtina*, así como, de las gramíneas perennes *Hyparrhenia hirta* y *Dactylis glomerata* como plantas nutricias más probables.

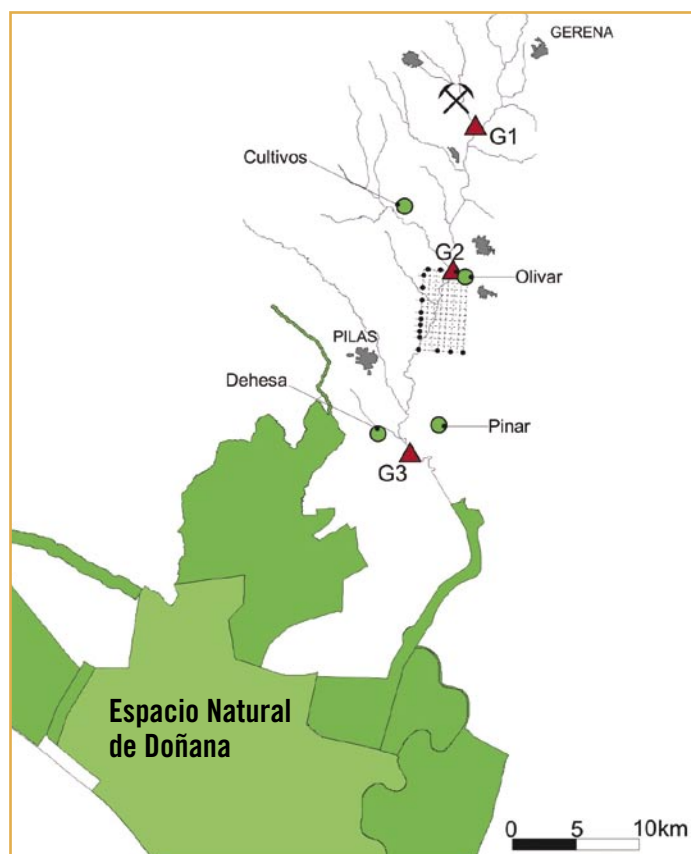


Figura 1. Mapa del área de estudio. Los censos de mariposas se realizaron en varios enclaves afectados por el vertido (triángulos) y en los biocentros utilizados como control (círculos). La rejilla incluye las cuadrículas UTM de 1 Ha muestreadas para el estudio de 4 especies de Satíridos.

Figure 1. Map of the study area. Butterfly census sites: disturbed by the spill and subsequent soil treatments (triangles) and control sites (circles). The spatial population structure of 4 Satyrid species was studied across the 1 ha UTM cell grid showed in the map.

## RESULTADOS

Considerando conjuntamente todos los censos y prospecciones realizados en los puntos afectados por el vertido (G1, G2 y G3) se detectaron un total de 24 especies mientras que en los biocentros adyacentes esta cifra subió hasta 34 especies (Fernández Haeger et al. 2003). Todas las especies presentes en el cauce del río estaban también presentes en los biocentros, pero en estos últimos se detectaron especies que no estaban presentes en el cauce del río (ver Figura 2).

Más del 90% de las especies detectadas en el área afectada, son polífagas y multivoltinas (Tabla 1), lo que indica un carácter generalista y poco específico. Es decir, son especies cuyas orugas se alimentan de especies de plantas mayoritariamente herbáceas y ruderales muy frecuentes en hábitats humanizados alterados y en correspondencia, por tanto, con las características del cauce afectado por el vertido. Por el contrario, en los biocentros el porcentaje de multivoltinas desciende hasta el 60,5% y el de las polífagas hasta el 68,4%, lo que demuestra una mayor proporción mariposas especialistas en la fauna de estas áreas.

Adicionalmente, es patente como el número de especies detectado se incrementa ligeramente al alejarnos de la mina, en consonancia probablemente con una menor afectación del cauce con la distancia.

Por otra parte, nuestro estudio de detalle de la distribución espacial de las cuatro especies de satíridos considerados nos demuestra que de los 194 cuadros de 1 Ha muestreados *Melanargia ines*, *Pyronia cecilia*, *P. bathseba* y *Maniola jurtina* se encontraron en 13, 36, 54 y 72 cuadros UTM respectivamente. En las figuras 3, 4, 5, y 6 se representa la presencia/ausencia y abundancia de cada una de las 4 especies en las cuadrículas UTM de Ha muestreadas. En las figuras 3 y 4, se observa cómo la

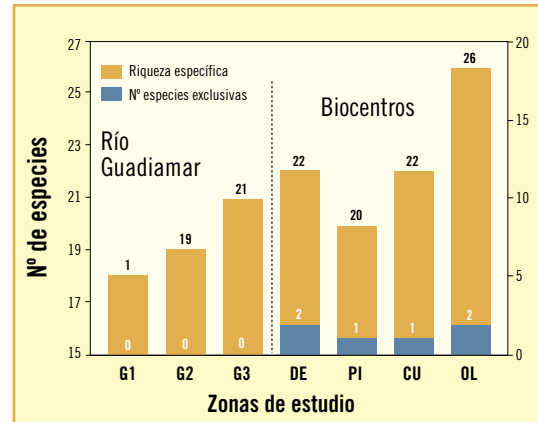


Figura 2. Riqueza de especies y número de especies exclusivas en la parcelas de seguimiento y en los Biocentros.

Figure 2. Species richness and number of species exclusive from affected sites (G1 to G3) and from control unaffected sites (Biocentros).

distribución espacial de *M. ines* y *P. cecilia* son similares, mostrando dos grupos de cuadros (fragmentos) ocupados que están separados por 3 km en el caso de *M. ines* y por 2 km en *P. cecilia*. Por el contrario, *P. bathseba* y *M. jurtina* muestran una distribución más uniforme (Figuras 5 y 6).

*M. ines* es, por otra parte, la especie que se encuentra más localizada en este tramo de la cuenca del Guadamar, ya que durante nuestros muestreos sólo se ha encontrado en estas zonas de olivar, mientras las de-

Tabla 1. Voltinismo y especialización trófica de mariposas en el Guadamar y en los biocentros. Las especies univoltinas tienen una sola generación de adultos por año, mientras que las multivoltinas tienen varias. Las especies monófagas se alimentan de una o de muy pocas especies de plantas estrechamente emparentadas; las polífagas se alimentan de muchas especies pertenecientes a varias familias. Usualmente las univoltinas suelen ser monófagas y las multivoltinas polífagas.

Table 1. Voltinism and host plant use by butterflies at Guadamar and biocentros. Univoltine species have just one butterfly generation per year, while multivoltines have several generations. Monophagous species use just one or very few and related host plant species, while the larvae of polyphagous species may feed on several plant species belonging to different families.

|               | GUADAMAR | BIOCENTROS |           | GUADAMAR | BIOCENTROS |
|---------------|----------|------------|-----------|----------|------------|
| Univoltinas   | 9,1 %    | 39,5 %     | Monófagas | 4,3 %    | 31,6 %     |
| Multivoltinas | 90,9 %   | 60,5 %     | Polífagas | 95,7 %   | 68,4 %     |

más especies han sido encontradas al menos en otro de los biocentros. Además parece restringida al tramo comprendido entre Aznalcázar y la autovía A-49. En esta zona se encuentra distribuida según nuestros datos en dos fragmentos, separados por unos 3 km.

El número de especies detectado se incrementa ligeramente al alejarnos de la mina, en consonancia probablemente con una menor afectación del cauce con la distancia

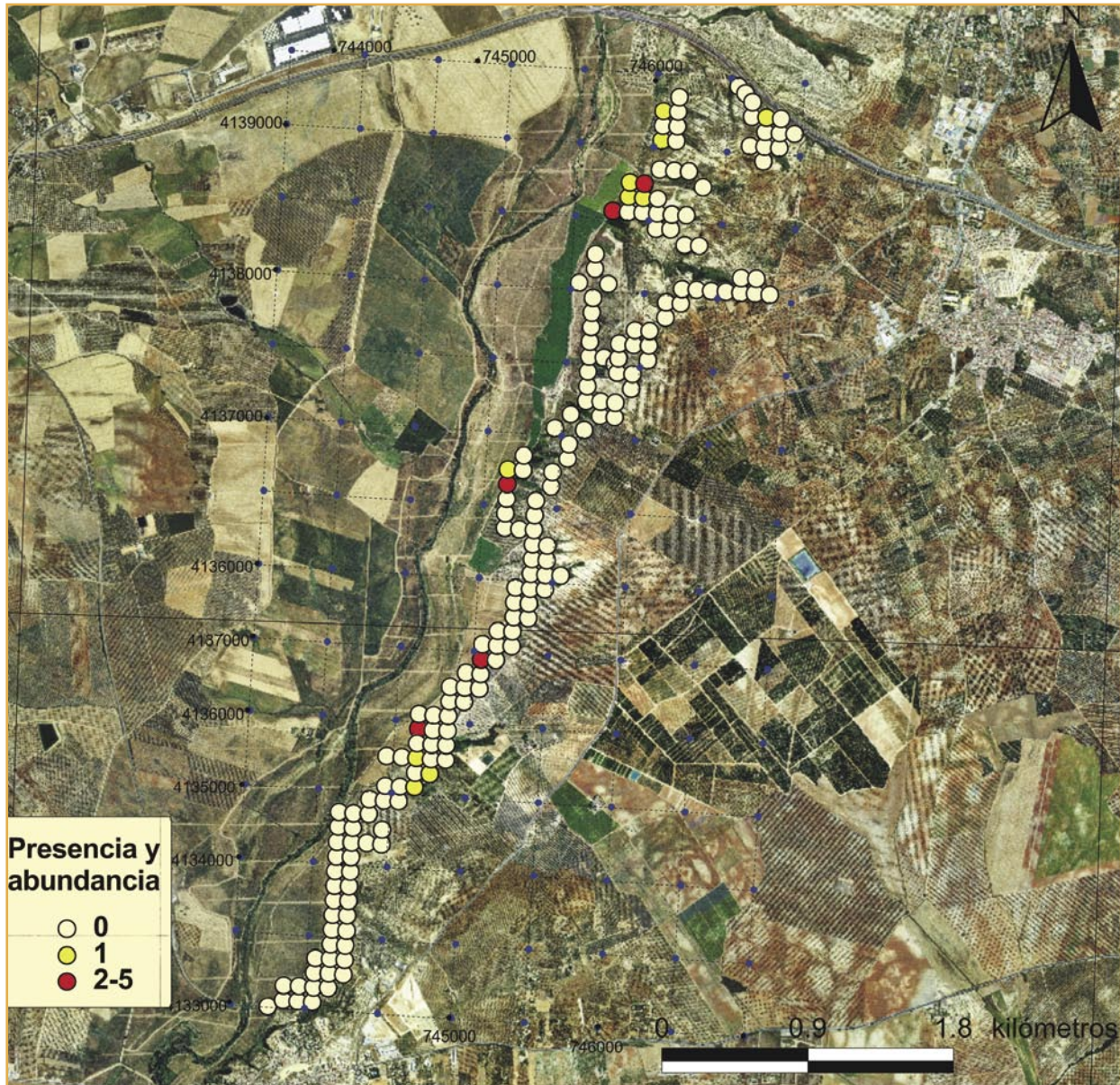


Figura 3. Distribución y abundancia de *M. ines* en el área de estudio.

Figure 3. Distribution and abundance of *M. ines* in the study area.

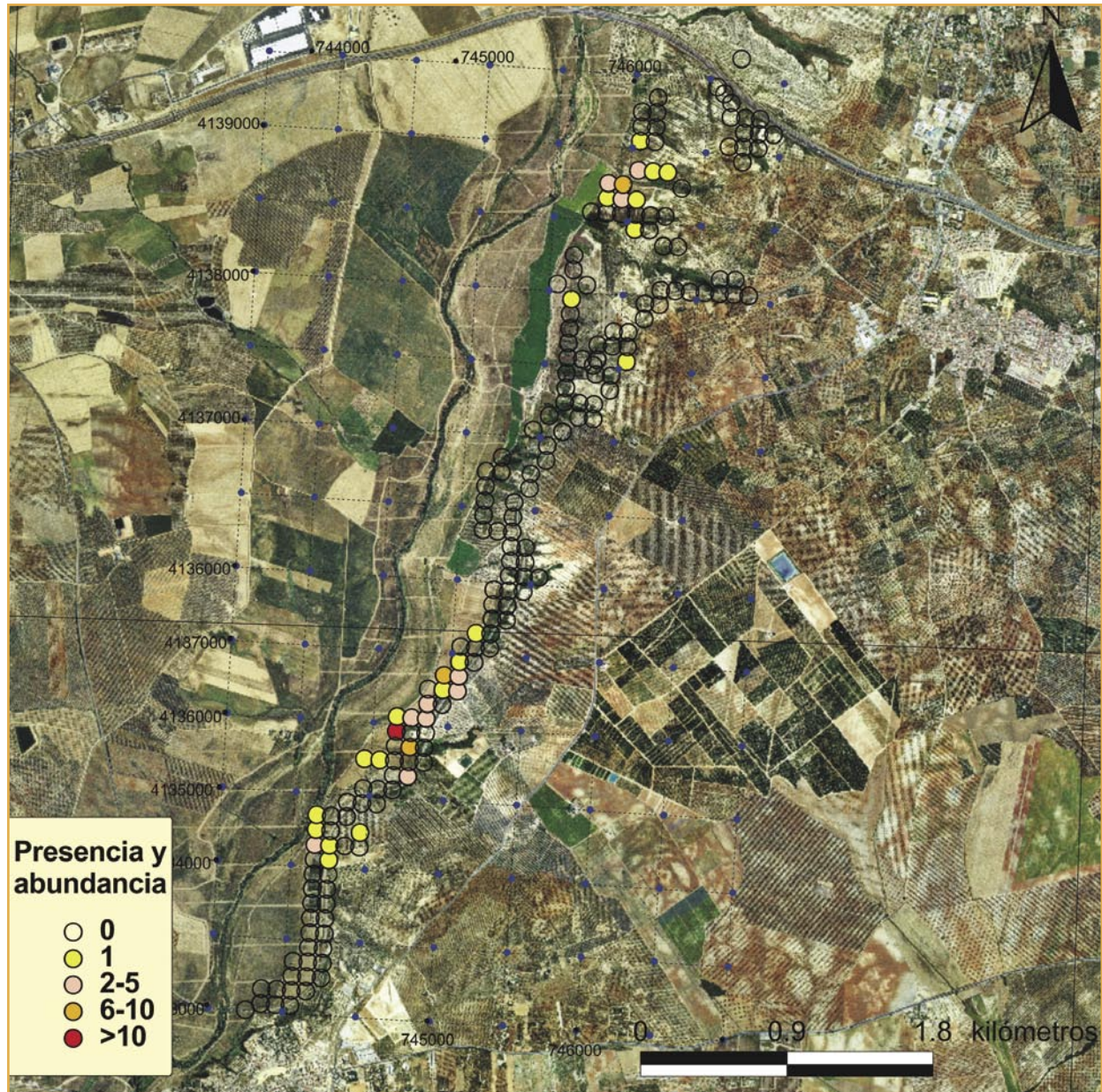


Figura 4. Distribución y abundancia de *P. cecilia* en el área de estudio.

Figure 4. Distribution and abundance of *P. cecilia* in the study area.

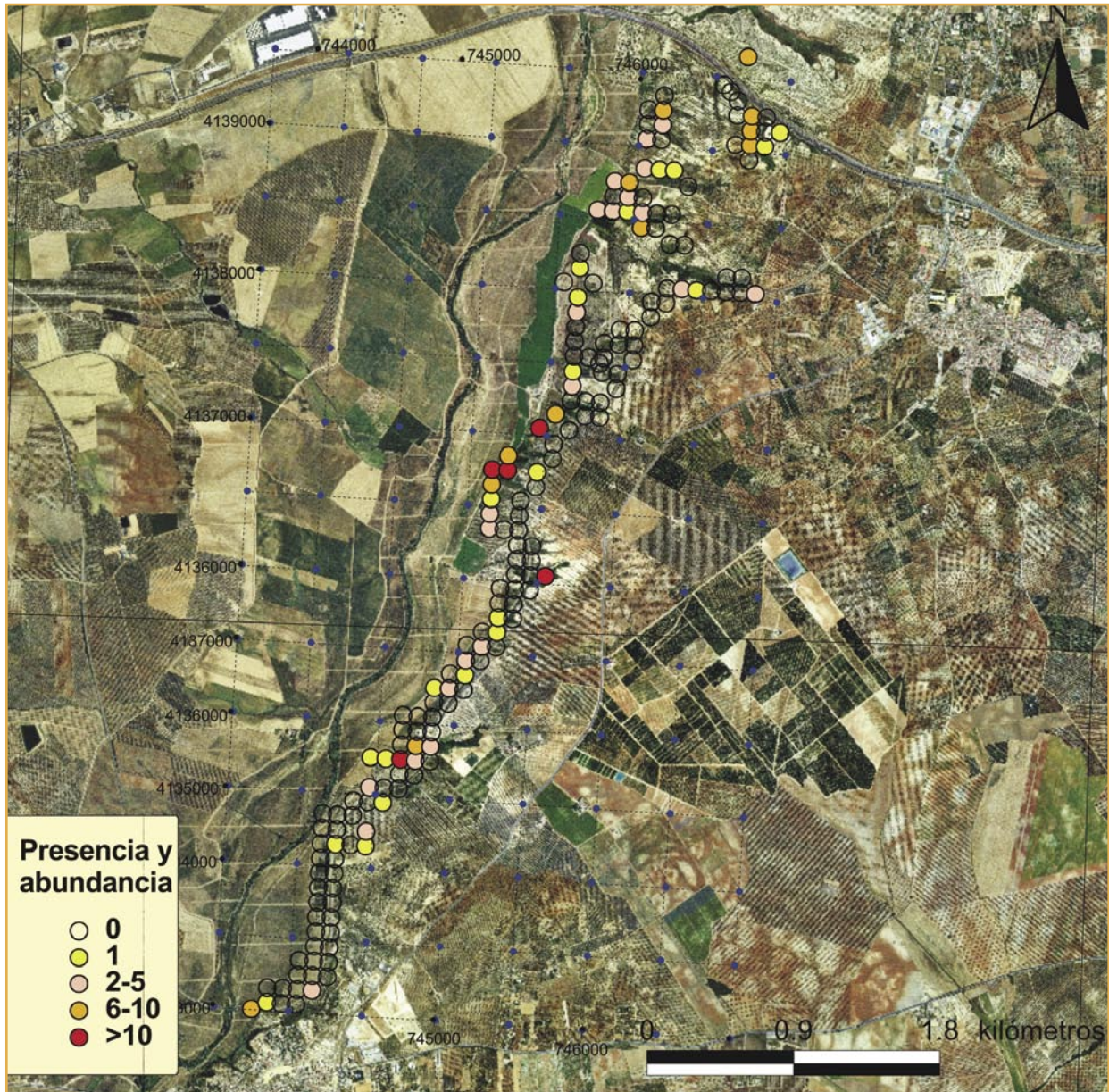


Figura 5. Distribución y abundancia de *P. bathseba* en el área de estudio.

Figure 5. Distribution and abundance of *P. bathseba* in the study area.

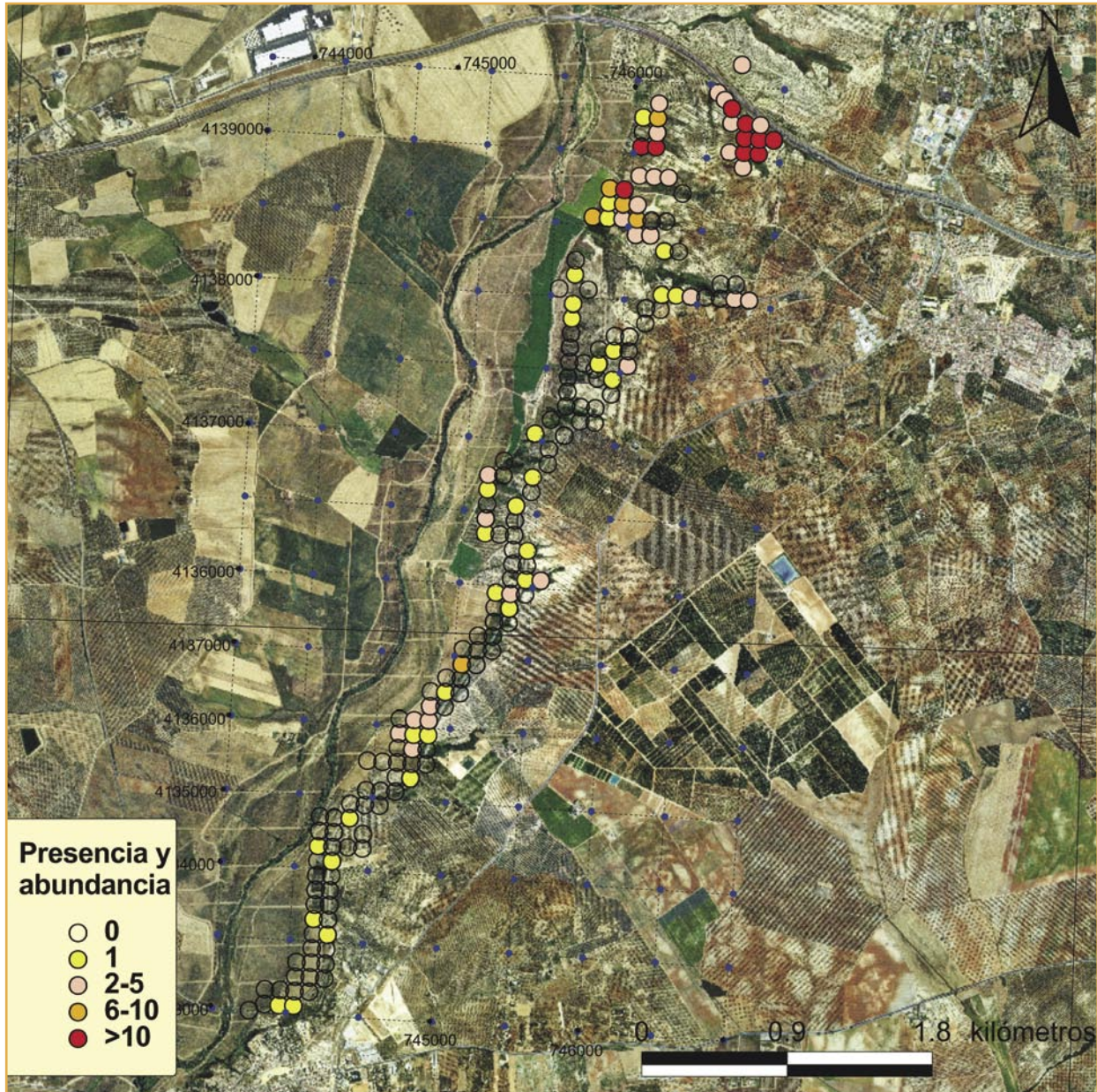


Figura 6. Distribución y abundancia de *M. jurtina* en el área de estudio.

Figure 6. Distribution and abundance of *M. jurtina* in the study area.

## DISCUSIÓN

El número de especies detectado (24) y el carácter mayoritariamente generalista de las especies del Guadamar es característico de zonas fuertemente humanizadas. En el entorno inmediato (biocentros) existe una mayor riqueza específica (33 especies) que son las que podrían colonizar de forma más inmediata el cauce afectado cuando la vegetación se recupere. En los biocentros existe una mayor proporción de especies univoltinas y monófagas. Estas especies completan sus ciclos biológicos mayoritariamente sobre especies leñosas, con las que mantienen una estrecha sincroni-

zación temporal. La fase larvaria suele coincidir con el momento de crecimiento primaveral de los brotes (menos lignificados), la floración o la fructificación (mayor contenido nutritivo).

El número total de especies encontrado dentro del corredor no es especialmente alto: 24 especies para una superficie afectada de más de 4.500 Ha no es una cifra llamativa. Todas las especies encontradas tienen una distribución amplia y son comunes en otras zonas humanizadas (cultivos, cunetas, cascós urbanos, etc...).



Estos aspectos cuantitativos y cualitativos tienen sin duda que ver, no solo con el derrame de los lodos y su limpieza posterior, sino con las labores de explotación agrícola de la vega del río que, durante las décadas anteriores, eliminó la mayor parte de la vegetación leñosa y consiguientemente afectó a las especies de mariposas dependientes de este tipo de vegetación. En los biocentros, elegidos precisamente por ser fragmentos donde todavía se conserva una fracción importante de la vegetación leñosa original de la cuenca, la riqueza de especies es mayor y existe una mayor proporción de mariposas especialistas dependientes de especies perennes.

El talud del Aljarafe es probablemente la fuente más probable e inmediata para las recolonizaciones de mariposas en el cauce del río. La fuerte pendiente existente en el tramo comprendido entre Sanlúcar la Mayor y Aznalcázar ha dificultado las labores agrícolas y en algunos enclaves los olivares, cultivados anteriormente, se han abandonado. Como consecuencia, existen sobre este talud poblaciones de mariposas que todavía no han colonizado el cauce del río, pero que podrán hacerlo en un futuro próximo. En cuatro especies de satíridos se ha detectado una distribución espacial fragmentada que sugiere la existencia de extinciones locales y recolonizaciones desde otros fragmentos próximos (Hanski, 1999). La identificación de la calidad del hábitat apropiado para una especie determinada, así como de la estructura de las propias poblaciones locales puede ser una información básica que nos permita conocer sus posibilidades de expansión y para la recolonización del cauce del Guadamar. Su seguimiento a lo largo del tiempo podría responder a alguno de los modelos de dinámica de metapoblaciones descritos para estas especies (Harrison and Taylor, 1997).

### Actuación futura

En las dos áreas entre las que el corredor del Guadamar pretende servir de conector, el número de especies

**El número de especies detectado (24) y el carácter mayoritariamente generalista de las especies del Guadamar es característico de zonas fuertemente humanizadas**

es muy superior: en la Sierra Norte de Sevilla se han detectado 61 especies (Molina, 1988) y 45 en el Parque Nacional de Doñana, (Rodríguez, 1991; Fernández Haeger, 2005) siendo 36 de ellas comunes a ambos ecosistemas. Se trataría, por tanto, de que algunas de las especies presentes en ambos enclaves pudieran mantener en el futuro algún flujo génico o incluso facilitar la dispersión natural entre ambos espacios naturales, muy dificultada en el momento actual por la matriz agrícola que las separa (Wiens, J.A., 1997).

### La conectividad facilitada por “stepping stones”

La capacidad de dispersión de las mariposas es muy variable y depende de muchas circunstancias. Nuestra propia experiencia en Doñana con *Plebejus argus* demuestran que algunos ejemplares fueron recapturados a centenares de metros, pero la gran mayoría solo se desplaza unas decenas de metros (Gutiérrez et al. 2004). En cualquier caso, estas cifras son muy variables entre especies, entre distintos paisajes y con distintas condiciones climáticas.

Esta limitada capacidad de dispersión, junto con la escasa longevidad de los imagos determinan que es altamente improbable que ejemplares aislados puedan recorrer la distancia total del corredor y contribuir al intercambio genético entre ambos extremos. Es más probable una estrategia de saltos entre parches (como los que se realizan entre las piedras que sobresalen del agua para cruzar un arroyo) que tengan una calidad y disposición espacial adecuada y que puedan servir de “stepping stones” facilitando el movimiento de individuos en sucesivas generaciones.

Foto 2. *Maniola jurtina*. Foto: M. Castillo.

Photo 2. *Maniola jurtina*. Photo: M. Castillo.



## Recomendaciones de gestión

### CREACIÓN DE “ISLAS REFUGIO”

El papel de conector del Corredor Verde del Guadamar se vería notablemente mejorado si se lleva a cabo un programa de reforestación basado en la idea de creación de “islas refugio”. Para facilitar la conectividad norte – sur de las mariposas (y probablemente

también la de otros grupos) es conveniente la creación de “islas de bosque” de calidad adecuada a lo largo del corredor (Rodríguez et al., 2005).

Aunque entre la vegetación del bosque de ribera to-



Foto 3. *Papilio machaon*. Foto: Maribel Castillo.

Photo 2. *Papilio machaon*. Photo: Maribel Castillo.

davía existente aparecen algunas de las plantas nutricias de las especies cuya dispersión puede estar favorecida en esta área (*Quercus*, *Fraxinus*...) y en algunos casos se han repoblado otras que también pueden ser seleccionadas (*Arbutus*), es conveniente realizar un diseño específico que combine ciertas proporciones de todas las especies de leñosas que sirven de alimento a las orugas junto con plantas fuentes de néctar, que puedan servir como atractores para las mariposas.

Un diseño que combine un sustrato rocoso, troncos caídos, con algunos ejemplares arbóreos (*Quercus*, *Fraxinus*, *Arbutus*) y matorrales (*Cistus*, *Rhamnus*, *Iberis*) con trepadoras (*Aristolochia*, *Rubus*) de superficies y formas variables puede facilitar la instalación de colonias de mariposas, además de reptiles, anfibios, micromamíferos, conejos, aves...ya que, entre otras, tienen las siguientes propiedades:

- Ofrecen recursos tróficos inexistentes anteriormente (para insectos, aves...).
- Crean nuevas condiciones microclimáticas (para insectos, anfibios...).
- Aparecen refugios para invernada, protección de depredadores o para la cría (para conejos, micromamíferos, reptiles...).
- Constituyen núcleos de cierta madurez que pueden facilitar la aparición de otras especies leñosas a través de la dispersión de sus semillas por las aves.
- Mejoran sensiblemente la percepción visual del espacio protegido.

Estas islas pueden ser una mejor alternativa a la estrategia de repoblaciones lineales y monoespecíficas realizadas hasta ahora. Tienen además un mantenimiento sencillo y aumentan considerablemente la complejidad del paisaje, facilitando el aumento de la diversidad biológica. Su distribución a intervalos adecuados puede incrementar de forma notable la conectividad global del Guadamar y su papel como elemento paisajístico atractivo para las mariposas (Galiano et al., 1985; Viejo, 1992) y como corredor entre Doñana y Sierra Morena.

Adicionalmente existe la posibilidad de construir acequias en tramos favorables del río, con una longitud variable y paralelas a su curso, que pudieran servir para mantener la humedad de praderas seminaturales, húmedas durante el verano que pueden constituir un importante atractivo para las mariposas (y también para los anfibios). En Sierra Nevada, los borreguiles de alta montaña están en buena parte mantenidos por este tipo de actuación y son focos donde se concentran densidades espectaculares de mariposas durante el verano.

Esta propuesta, está recogida con mucho mas detalle en otros documentos elaborados durante el desarrollo del SECOVER por distintos autores coordinados por Rodríguez (2005).

## B I B L I O G R A F Í A

- Fernández Haeger, J., Luque García, G., Reyes López, J. y Jordano Barbudo, D. (2003). Caracterización de las comunidades de mariposas de la cuenca del río Guadimar. En: Ciencia y restauración del río Guadimar: p.: 396 – 405. Ed.: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Fernández Haeger, J. y Jordano, D. (2004). Las mariposas del monte mediterráneo andaluz. En : El Monte mediterráneo en Andalucía. Coordinador: C.M. Herrera. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. pp 60 – 69.
- Fernández Haeger, J. (2005). La singularidad de las mariposas de la marisma. En: Doñana: Agua y Biosfera: 235-238. F. García Novo y C. Marín Cabrera eds.
- Galiano, E.F., Sterling, A. & Viejo, J.L., 1985. The role of riparian forests in the conservation of butterflies in a Mediterranean area. *Environmental Conservation* 12 (4): 361-362.
- Gutiérrez, D., Seymour, A., Fernández, P., Fernández Haeger, J. y Jordano, D. (2004). Estructura espacial y dispersión en poblaciones de mariposas: modelos y experimentos con *Plebejus argus* en Doñana. En: *Ecología Insular*, pp.: 147-179. Fernández - Palacios, J.M. y Morici, C. Eds. AEET. Cabildo de La Palma.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
- Harrison, S. and Taylor, A.D. 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. In: *Metapopulation Biology*: 27-42. I.A. Hanski and M.E. Gilpin eds. Academic Press.
- Molina, J.M., 1988. Ropalóceros de la Comarca Sierra Norte (Sevilla) I: Faunística (Lepidoptera: Hesperioidea et Papilionoidea). *Shilap Rev. lepid.*, 16 (62): 131-139.
- Rodríguez, A., Fernández Haeger, J. y Marañón, T. 2005. Incorporación de criterios de conectividad al modelo de restauración ecológica del Corredor Verde del Guadimar. Documento elaborado para el programa SECOVER. Grupo de trabajo de conectividad. 63pp.
- Rodríguez, J., 1991. Las mariposas del Parque Nacional de Doñana. *Biología y ecología de *Cyaniris semiargus* y *Plebejus argus**. Tesis doctoral. 191 pp.
- Viejo, J.L., Galiano, E.F. & Sterling, A. 1992. The importance of riparian forests in the conservation of butterflies in Central Spain. *Nota lepid. Supplement n°3*: 29 – 42.
- Wiens, J.A. 1997. *Metapopulation Dynamics and Landscape ecology*. In: *Metapopulation Biology*: 43-62. I.A. Hanski and M.E. Gilpin eds. Academic Press.



# SEGUIMIENTO DE LA COMUNIDAD DE COLEÓPTEROS EDÁFICOS DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**A. M<sup>a</sup> CÁRDENAS<sup>1</sup> Y J. M. HIDALGO<sup>2</sup>**

1 DEPTO. ZOOLOGÍA. CAMPUS RABANALES, EDIF. DARWIN.  
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. 14071 CÓRDOBA  
[ba1cataa@uco.es](mailto:ba1cataa@uco.es)

2 DEPTO. ZOOLOGÍA. CAMPUS RABANALES, EDIF. DARWIN.  
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. 14071 CÓRDOBA  
[zo2himaj@uco.es](mailto:zo2himaj@uco.es)

## Resumen

El presente trabajo forma parte del plan de Seguimiento Ecorregional del Corredor Verde del Guadiamar cuyo objetivo es evaluar si, seis años después del accidente minero de Aznalcóllar, se está produciendo la regeneración del área afectada, así como determinar parámetros aplicables en un seguimiento a más largo plazo. Se han seleccionado las Familias Carabidae y Tenebrionidae por contarse entre los mejores bioindicadores de la fauna del suelo. Los resultados indican que el área, en conjunto, está experimentando un significativo proceso de recuperación, pero aún no se han alcanzado los niveles esperados para ecosistemas similares del sur peninsular.

**Palabras clave:** Coleópteros edáficos, Carabidae, Tenebrionidae, Guadiamar.

This research is part of the Guadiamar River Basin (southern Iberian Peninsula) Recovery Monitoring Programme. The main aim of this Programme is to establish if the management of the area affected by the Aznalcóllar mining accident (1998) has led to a regeneration process, and select useful parameters for future monitoring programmes. The Carabidae and Tenebrionidae Coleopterous Families were chosen to analyse these questions due that they are among the most effective bio-indicator taxa of the soil fauna. The results indicate that the global area is undergoing a significant recovery process. However, this recovery has not yet reached the expected levels of a non-affected basin in the southern Iberian Peninsula.

*Key words:* Edaphic Coleopteran, Carabidae, Tenebrionidae, Guadiamar.

## Abstract

## Introducción

Desde 1999 el grupo de trabajo de artrópodos edáficos del Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba ha participado en el Programa de Investigación y Restauración de las poblaciones animales de la cuenca del Guadiamar (PICOVER), por ser la fauna del suelo uno de los componentes de los ecosistemas más frecuentes e intensamente afectados por las alteraciones ambientales (McGeoch, 1998) y por la decisiva intervención de los coleópteros en los procesos biológicos del suelo (Crowson, 1981; Dajoz, 2002). En un principio, el objetivo fundamental fue evaluar el estado de las poblaciones de los grupos más representativos de la fauna edáfica tras el accidente de las minas de Aznalcóllar y la progresiva transformación del área afectada en lo que hoy conocemos como Paisaje protegido del Corredor Verde del Guadiamar. La información generada por el desarrollo del PICOVER permitió el planteamiento de un segundo Programa de Investigación bajo el título "Seguimiento Eco-regional del Corredor Verde del Guadiamar" (SECOVER), en el que de nuevo hemos participado tratando de integrar los cambios detectados en la entomofauna edáfica dentro de un contexto más amplio y elaborando propuestas prácticas de aplicación, todo ello para dar cumplimiento a los objetivos generales

que se plantean en este segundo Programa: valorar si las medidas aplicadas en el sistema natural y social del Guadamar han derivado en un proceso de regeneración de la zona y diseñar un plan de seguimiento que permita detectar y evaluar cambios a largo plazo.

Por otra parte, en el inicio del SECOVER, habían transcurrido seis años desde el accidente minero y tres desde la conclusión de los trabajos de campo del PICOVER, por lo que había que asumir que los estudios incidirían sobre una zona tan inmersa en procesos de cambio que requería una valoración previa y la consecuente identificación “in situ” de los factores de tensión que pudieran estar afectando a los procesos de regeneración.

En definitiva, en el marco del SECOVER y bajo el contexto delimitado por los antecedentes respecto al grupo de estudio (Cárdenas & Hidalgo, 2006) y los factores externos antes mencionados, se han desarrollado una serie de actividades que, además de centrarse en el seguimiento de las comunidades de coleópteros edáficos, han estado vinculadas a los módulos de diseño y desarrollo de la base de datos de biodiversidad, al de selección y tipificación de especies focales y al de propuesta de atributos e indicadores de conectividad biológica.



# M E T O D O L O G Í A

Las prospecciones de campo se realizaron sobre diez estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del Corredor, incluyendo todas las del PICOVER, así como en dos estaciones adicionales, la primera (considerada control) ubicada en la Cuenca pero por encima del lugar del vertido y la segunda en el Vado del Quema pero fuera de las parcelas de lodos tóxicos. A partir de 2006 se añade una nueva estación en el área reforestada de Valdegallinas (Tabla 1).

Tabla 1: Relación de estaciones de muestreo y su respectiva denominación: (\*) situada fuera de la zona afectada; (\*\*) parcela de lodos tóxicos del PICOVER; (\*\*\*) nueva parcela en el Vado del Quema; (\*\*\*\*) área reforestada de Valdegallinas muestreada durante 2006.

*Table 1: Sampling sites in the research area. (\*) sampling site located out of the affected area; (\*\*) toxic sludge sampling site; (\*\*\*) new sampling site in the Vado del Quema; (\*\*\*\*) Valdegallinas reforested area, sampled in 2006.*

| CÓDIGO   | DENOMINACIÓN                      |
|----------|-----------------------------------|
| P-1*     | Río Guadiamar                     |
| P-2      | Agrio/Guadiamar                   |
| P-3      | Fresnos                           |
| P-4      | Encinar/fresnal                   |
| P-5      | Eucaiptal                         |
| P-6      | Pte. Las Doblas                   |
| P-7      | Pasado Aº Molinillos              |
| P-8      | Buitrago                          |
| P-9      | Aº Alcarayón                      |
| P-10**   | Vado del Quema (parcela de lodos) |
| P-11     | La Cangrejera                     |
| P-12***  | Vado del Quema 2 (sin lodos)      |
| P-13**** | Área reforestada de Valdegallinas |

Teniendo en cuenta la “Propuesta para la selección de puntos de muestreo en el marco de la regionalización ecológica del Guadiamar” elaborada en el contexto del proyecto para la coordinación científica del SECOVER, se estableció la correspondencia entre las estaciones de muestreo en las que se ha desarrollado nuestra ac-

tividad y la sectorización del SECOVER y la RCCAG (Tabla 2).

La adecuación de la distribución espacial de las estaciones de muestreo para coleópteros edáficos al programa propuesto por la coordinación científica del SECOVER queda puesta de manifiesto en el documento: “Regionalización ecológica de la Cuenca y seguimiento de procesos hidrogeo-morfológicos en la llanura aluvial y en la marisma” (Borja et al., 2006).

En el muestreo se han utilizado trampas “*pit-fall*” con el mismo diseño que en trabajos anteriores (PICOVER). De este modo, además de recurrir al método más frecuente en ecología para estudios descriptivos y funcionales de poblaciones de artrópodos edáficos, se pueden efectuar comparaciones fiables respecto a los resultados previos (Foto 1).

En cuanto a los grupos indicadores, hemos seleccionado la familia Carabidae, ampliamente considerada como un efectivo taxa bioindicador por su sensibilidad a los cambios ambientales (Brown, 1991; Niemelä, 1996; Tóthmérész & Magura, 2005) y por la documentación bibliográfica existente respecto a sus características taxonómicas, autoecológicas y zoogeográficas (Maelfait et al., 1990; Boscaini et al., 2000). Además, los carábidos parecen estar positivamente correlacionados con otros taxa, como aves, micromamíferos, mariposas y plantas (Pearson & Cassola, 1992; Brandmayr et al., 1996, 1998), lo que hace más interesante su integración en un programa multidisciplinar como es el SECOVER.

También se han considerado los tenebriónidos, otra de las familias dominantes en el conjunto de la coleoptero-fauna edáfica (Dajoz, 2002). La documentación disponible es en este caso más limitada y su taxonomía puede resultar aún un tanto incierta, dificultando su estudio, pero se encuentran muy bien representados en el sur peninsular debido a la condición xerófila y termófila de muchas de las especies y a la propia historia evolu-



Foto 1. Parcela de muestreo en el sector del Agrio.

Photo 1. Sampling-site in the Agrio sector.

tiva del Grupo. Son fundamentalmente fitófagos o detritívoros, en contraposición a los carábidos, entre los que predominan las especies depredadoras. Muestran, además, limitada capacidad de dispersión (ápteros en su mayoría), por lo que resultan muy vulnerables a las alteraciones del suelo.

El seguimiento de ambos grupos en el entorno del Guadamar reviste especial interés ya que, aun compartiendo hábitat, sus particulares estrategias adaptativas y modos de vida pueden derivar en diferentes tendencias dentro del proceso de restauración del sistema edáfico del Guadamar.

Tabla 2: Relación de estaciones de muestreo, sus correspondientes coordenadas y asignación a los distintos sectores.

Tabla 2: Sampling sites, coordinates and respective sectors.

| CÓDIGO   | X      | Y       | ZONA        | SECTOR        |
|----------|--------|---------|-------------|---------------|
| P-1*     | 218224 | 4158215 | No afectada |               |
| P-2      | 216071 | 4151906 | Afectada    | 1: Agrio      |
| P-3      | 215747 | 4151339 | Afectada    | 1: Agrio      |
| P-4      | 215514 | 4150380 | Afectada    | 2: Las Doblas |
| P-5      | 215019 | 4147112 | Afectada    | 2: Las Doblas |
| P-6      | 214251 | 4143814 | Afectada    | 3: Autovía    |
| P-7      | 213321 | 4139232 | Afectada    | 3: Autovía    |
| P-8      | 211233 | 4133981 | Afectada    | 4: Aznalcázar |
| P-9      | 210631 | 4129324 | Afectada    | 4: Aznalcázar |
| P-10**   | 210558 | 4127065 | Afectada    | 5: La Tiesa   |
| P-11     | 213866 | 4122755 | Afectada    | 5: La Tiesa   |
| P-12***  | 210532 | 4127184 | Afectada    | 5: La Tiesa   |
| P-13**** | 211515 | 4130945 | Afectada    | 4: Aznalcázar |



# R E S U L T A D O S

## Caracterización sectorizada de la cuenca en función de los coleópteros edáficos

La valoración de la fauna de coleópteros carábidos recolectados durante las prospecciones del SECOVER indica que se mantiene la tendencia observada desde las primeras fases de la restauración (PICOVER): el incremento sostenido de la riqueza acumulada que, por ahora, no parece cercana a la fase de estabilización (Figura 1).

En la primera fase del estudio se constató que las adiciones a la comunidad de carábidos del Corredor correspondían a fauna ripícola o con acusada higrofilia, buena indicadora del proceso de recuperación de los terrenos directamente influidos por el Guadiamar, apuntando la aparición de géneros inéditos (en el PICOVER) de la tribu Lebiini, como *Apristus* o *Syntomus*, o la diversificación de otros ya instalados en la cuenca: *Microlestes*.

No obstante, se reconocía que la regeneración de la componente ripícola del Corredor no dejaba de ser incipiente a tenor de los bajos niveles poblacionales tanto de los referidos Lebiini como de otras especies higrofilas: *Agonum numidicum*, *Abacetus salzmanni*, *Acupalpus maculatus*, diversos *Chlaenius* o *Pheropsophus hispanicus* (Foto 2), pero sobre todo por la baja representación de Bembidiini, tribu estrechamente ligada a medios riparios y palustres.

Al respecto, parece alentador que los registros obtenidos en 2006 también correspondan mayoritariamente a carábidos esencialmente ripícolas o paludícolas, como *Sinechostictus cribrum*, *S. frederici*, *Agonum nigrum* o *Acupalpus ibericus*, o simplemente con tendencia higrofila: *Poecilus cupreus* o *Pterostichus vernalis*, aunque los niveles demográficos de estas especies y de otras afines ya citadas en el Corredor, directamente afectadas por el vertido, siguen sin garantizar un asentamiento estable en la zona.

Además, sólo dos especies del género *Sinechostic-*



Foto 2. *Pheropsophus hispanicus* (Col. Carabidae).

Photo 2. *Pheropsophus hispanicus* (Col. Carabidae).

*tus* se incorporan al inventario de Bembidiini, carábidos con alto potencial de dispersión que no logran experimentar en el Guadiamar una recuperación sólida, dominando aún los elementos poco sensibles a la degradación ambiental (*Asaphidion curtum* o *Bembidion ambiguum*).

Por otro lado, se confirma el retroceso relativo tanto en riqueza como en abundancia de la fauna procedente de las parcelas agrícolas adyacentes (*Harpalus*, *Ophonus* y géneros afines) frente al conjunto de especies silvícolas o propias de otros medios naturales, y carábidos con marcada tendencia forestal, como *Orthomus velocissimus*, *Steropus globosus* o *Carabus rugosus* son ya dominantes en el Corredor, ostensiblemente además en términos de biomasa. Por tanto, como ya se intuyó, la inicial presión antrópica en las áreas más alejadas del cauce se amortigua progresivamente y se atisban co-

La regeneración faunística es palpable en toda la superficie prospectada, aunque la progresión sigue ralentizada en el tramo central de la cuenca

munidades de carábidos comparables a las de otros parajes naturales cercanos relativamente bien conservados.

La regeneración faunística es palpable en toda la superficie prospectada, aunque la progresión sigue ralentizada en el tramo central de la cuenca, de modo que los Sectores 3 y 4 permanecen manifiestamente empobrecidos frente al tramo bajo y la cabecera, ampliándose las diferencias registradas en fases previas del estudio. Este hecho, que sólo en parte respondería a la propia heterogeneidad del Corredor, resultaría preocupante si además señalara la existencia de barreras ambientales permanentes, obstáculos para la recolonización que habría que identificar y eliminar en el futuro.

Por el contrario, es muy positiva la evolución que ha experimentado recientemente el Sector más próximo al origen del vertido, en el entorno de la confluencia de los ríos Agrío y Guadamar. A pesar de haber sufrido la perturbación más severa, es con diferencia la zona donde se ha detectado más intensa regeneración de la carabofauna, con un incremento de la riqueza específica superior al 50% en el último año. La cifra de especies actualmente catalogadas (40) es equiparable a la registrada en el sector adyacente al Parque Natural de Doñana, que con cuarenta y una especies se mantiene como el área del Corredor más propicia para los carábidos. Además, es patente en este sector del extremo norte del Corredor el establecimiento de una taxocenosis que, además de enriquecerse, comienza a estructurarse como una comunidad diversa, excluyendo por ahora elementos excesivamente dominantes que, como *Laemostenus complanatus* (típica de

medios con influencia antrópica), sí son relevantes en las zonas más empobrecidas de la cuenca (Sector 4). En consonancia con el restablecimiento de la riqueza y diversidad de este Sector en franca y reciente recuperación (proceso anticipado en el Sector 5), es evidente la heterogeneidad taxonómica y de hábitos de una fauna, por tanto, con buena potencialidad para colonizar el espectro de microhabitat de este espacio protegido; la aceptable representación en el Sector de las tribus Carabini, Pterostichini, Chlaenini, Lebiini, Brachinini y, en menor medida, Platynini o Bembidiini induce al optimismo, y más aún el declive relativo de los Harpalini, espe-

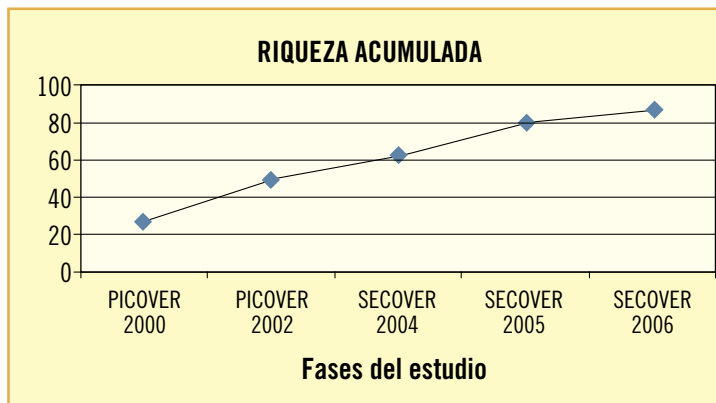


Figura 1. Evolución de la riqueza acumulada de Coleoptera Carabidae.

Figure 1. The course of the accumulated richness for Coleoptera Carabidae.

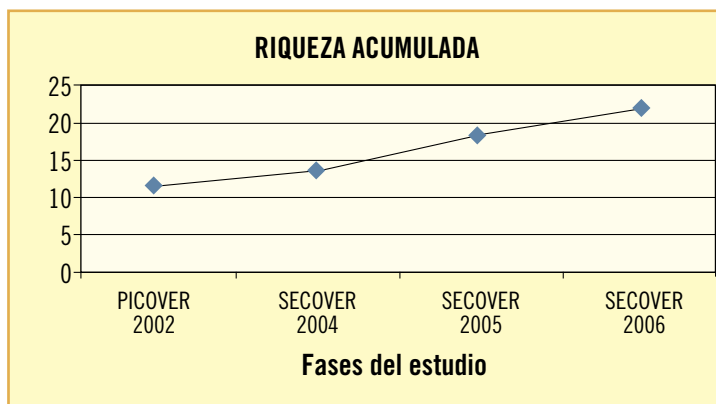


Figura 2. Evolución de la riqueza acumulada de Coleoptera Tenebrionidae.

Figure 2. The course of the accumulated richness for Coleoptera Tenebrionidae.

cies parcial o completamente fitófagas más propias de las agrocenosis del entorno.

Respecto a la fauna de Tenebrionidae, se mantiene el indiscutible dominio de ciertas especies muy competitivas en medios áridos y con limitada cobertura, como *Tentyria platyceps*, repartida por toda la zona, y *Scleron armatum*, que conserva la supremacía en la mitad meridional del Corredor. *Gonocephalun granulatum*, bastante ubicua, y *Pachychila hispanica*, más dispersa pero muy abundante en el tramo bajo de la cuenca al igual que *Akis granulifera* (Foto 3), completan el elenco de elementos mejor representados en este espacio protegido. Frente a ellos, la mitad de las especies catalogadas se consideran todavía esporádicas, con datos de captura que no superan los cinco ejemplares, configurándose por tanto una comunidad con acusada simplicidad estructural y en proceso aún lento de diversificación (Figura 2).

La íntima relación de estos coleópteros con el suelo, acrecentada por la condición hipogea de las fases preimaginales de muchas especies, los hace muy sensibles a la contaminación edáfica, e incluso discretas alteraciones pueden resultar críticas para poblaciones bien asentadas, que requerirán para restablecerse una considerable reducción de las presiones adversas.

Además, la limitada capacidad de dispersión de los tenebriónidos en comparación con el otro grupo de coleópteros incluidos en el seguimiento, basta considerar la elevada proporción de formas ápteras, frena también la recolonización de la zona, que deberá consolidarse a más largo plazo.

Es muy positiva la evolución que ha experimentado recientemente el Sector más próximo al origen del vertido, en el entorno de la confluencia de los ríos Agrío y Guadamar



Foto 3. *Akis granulifera* (Col. Tenebrionidae).

Foto 3. *Akis granulifera* (Col. Tenebrionidae).

Analizando con detalle, el Sector más alejado al vertido y próximo a Doñana sigue acaparando los mayores niveles de riqueza (13 especies), pero la recolonización en el último año ha progresado particularmente en los sectores hasta ahora desfavorecidos, provocando una ocupación del Corredor mucho más homogénea.

Se confirma la exitosa vía de expansión desde el referido Sector 5 hacia la cabecera de la cuenca, continuando la recuperación del inmediatamente situado aguas arriba, durante bastante tiempo ocupado exclusivamente por *Scleron armatum* y donde se han identificado ya diez especies.

Como evolución novedosa, se acelera la expansión, hasta ahora muy limitada, desde el área más próxima al vertido hacia la desembocadura del Guadamar, y el Sector 2 dobla en esta última anualidad su riqueza específica, disipándose las barreras que lo mantenían en situación muy precaria.

### Evolución de los coleópteros edáficos en la parcela de lodos tóxicos

En la fase inicial del estudio, primavera de 2000, la incidencia negativa del vertido sobre la fauna del suelo fue tan intensa que sólo se detectaron cuatro especies de Carabidae, y tres de ellas (*Paranchus albipes*, *Ama-*

*ra similata* y *Pseudoophonus rufipes*) contaban con un único representante, pudiendo considerarse de presencia ocasional o accidental.

De la cuarta, *Asaphidion curtum*, se hallaron seis ejemplares, lo que podría justificarse teniendo en cuenta la buena tolerancia a la contaminación que presentan algunos representantes del género (Dajoz, 2002). Durante los procesos de limpieza y reforestación asociados a la retirada de lodos, la parcela control ofreció mayor estabilidad ambiental y más alto grado de humedad que el entorno, pudiendo constituir “un área refugio temporal” para especies poco exigentes desde el punto de vista de la calidad ambiental. Esta presunción explicaría los datos de Carabidae registrados en 2002. Evidentemente, a medida que el tiempo transcurrido ha normalizado el medio circundante, y paralelamente se ha acumulado el efecto negativo de la contaminación metálica (Foto 4), la parcela de lodos se ha ido empobreciendo y sólo presenta poblaciones reducidas de algunas especies generalistas o muy abundantes en la zona adyacente y otros elementos de presencia accidental.

La evolución de la fauna de Tenebrionidae en la parcela de lodos tóxicos es menos clara, pero sigue la misma tendencia que la de Carabidae. Su elevada sensibilidad a la alteración edáfica y limitada capacidad de dispersión justifica la ausencia total de representantes de esta Familia en la fase inicial del estudio. Posteriormente, se ha observado un proceso de incorporación creciente de especies hasta 2004, cuando se registran también los más altos valores de abundancia. A partir de entonces, se aprecia un progresivo retroceso, más patente en términos de abundancia que en diversidad.

### Valoración de la fase inicial de colonización en el área reforestada de Valdegallinas

La reciente disponibilidad del “Área Reforestada de Valdegallinas” (Foto 5) como zona de experimentación ha permitido, coincidiendo con la fase final del período de muestreos del SECOVER, completar en esta parcela dos prospecciones con idéntica metodología a la empleada durante todo el seguimiento.



Foto 4. Parcela testigo de lodos tóxicos localizada junto al vado del Quema.

Photo 4. Toxic sludge sampling site, next to Vado del Quema.

Respecto a la fauna de Tenebrionidae, se mantiene el indiscutible dominio de ciertas especies muy competitivas en medios áridos y con limitada cobertura

Estos muestreos han revelado la presencia de doce especies de la familia Carabidae y sólo tres de la familia Tenebrionidae, todas ellas ya detectadas en otras zonas del Corredor.

Los carábidos mejor representados inicialmente en el “Área Reforestada” son especies de tamaño medio o grande, unas muy abundantes en el entorno del Guadiamar: *Carabus rugosus* o *Steropus globosus* y otras con presencia más restringida: *Calosoma maderae* o *Licinus punctatulus*, en tanto que los tenebriónidos identificados constituyen, en todos los casos, elementos dominantes en las comunidades del Corredor.

No obstante, el esfuerzo prospectivo es obviamente muy limitado y los resultados generados sólo son la base para un futuro seguimiento que relacione el proceso de maduración del bosque recreado con la recolonización, por ahora incipiente, de la fauna edáfica.



## Conclusiones

Valorando conjuntamente la información aportada en los apartados previos puede concluirse que:

- La recuperación de la Carabofauna del Guadiamar es defendible en términos de diversidad, abundancia y biomasa. Es interesante comprobar la regeneración de la componente ripícola, la más sensible a los efectos del vertido, aunque el proceso debe aún progresar a tenor de la insuficiente diversificación que han experimentado los Bembidiini. Por otro lado, parecen disminuir las presiones antrópicas que condicionan excesivamente la estructura de la comunidad de carábidos del Corredor primando a las especies del entorno agrícola.
- A pesar del limitado potencial de dispersión de los Tenebriónidos, la recolonización del área afectada se hace patente, con un significado incremento de la diversidad del Grupo. El proceso de expansión de la fauna es mucho más intenso desde el sector más alejado del vertido hacia la cabecera de la Cuenca que en sentido inverso.



Foto 5. Área Reforestada de Valdegallinas.

*Photo 5. Valdegallinas reforested area.*

## *Recomendaciones de gestión*

La sensibilidad de buen número de los componentes de la entomofauna edáfica a los cambios ambientales determina que la conservación y recuperación de sus poblaciones dependan inevitablemente de las actuaciones que se lleven a cabo en el ámbito de la gestión medio-ambiental, en nuestro caso, dentro del entorno del Paisaje Protegido del Guadamar.

En este sentido, resulta prioritario dar continuidad a las actividades encaminadas al mantenimiento del bosque de ribera, a la regeneración de las formaciones de matorral, a la mejora de los pastizales y a la creación de distintos tipos de refugios para vertebrados, ya que todo ello ha ido repercutiendo positivamente sobre el establecimiento y desarrollo de las comunidades edáficas. Por otra parte, entendemos que se deberían potenciar las actuaciones que permitan corregir y minimizar el impacto negativo de la construcción de infraestructuras y otras actividades antrópicas y desarrollar programas que apoyen el uso público de este espacio bajo la perspectiva de la conservación.

Por último, consideramos que podría ser conveniente continuar el Seguimiento de la zona, mediante parámetros prácticos y aplicables a medio y largo plazo que permitan la evaluación continua tanto de los cambios ambientales como de las medidas de gestión que los propician.

20

## B I B L I O G R A F Í A

- Borja, F.; Román, J.M.; Barral, M.A. Borja, C. 2006. 1. Programa de Muestreo. En: Coordinación científica del Secover, regionalización ecológica de la cuena del Guadiamar y Seguimiento de procesos hidrogeomorfológicos en la llanura aluvial y la marisma. SECOVER. 70 págs.
- Boscaini, A., Franceschini, A. y Maiolini, B. 2000. River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. *Hydrobiologia*, 422/423: 173-181.
- Brandmayr, P., Cagnin, M., Mingozzi, T. & Pizzolotto, R. 1996. Map of zoocoenoses and evaluation for the Menta River Dam in Aspromonte (Calabria, Italy). *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 5: 15-28.
- Brandmayr, P., Scalercio, S., Zetto, T. & Pizzolotto, R. 1998. Carabid population and community features as an "adaptation" to the landscape system: importance of the ecotope as a landscape unit, in: Baumgärtner, J. Brandmayr, P. & Manly, B.F.J. (Eds.), *Population and community ecology for insect management and conservation*, 227-242. Balkema, Rotterdam.
- Brown, Jr. K.S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. in: Collins, N.M. & Thomas J.A. (Eds.) . *The Conservation of Insects and their habitats*: 349-404. Academic Press. London.
- Cárdenas, A.M. & Hidalgo, J.M. 2006. Ecological impact assessment of the Aznalcóllar Mine toxic spill on edaphic coleopteran communities in the Guadiamar River Basin (Southern Iberian Peninsula). *Biodiversity and Conservation*, 15: 361-383.
- Crowson, R.A. 1981. *The biology of the Coleoptera*. Academic Press. Londres.
- Dajoz, R. 2002. *Les Coléoptères: Carabidés et Ténébrionidés*. Ed. La voisier.
- Maelfait, J.P., Desender, K., y Baer, L. 1990. Carabids as Ecological Indicators for Dune Management Evaluation. En *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Ed. Stork. Intercept.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and adaptation of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.*, 73:181-201.
- Niemelä, J. 1996. From systematic to conservation- carabidologist do it all. *Ann. Zool. Fennici* , 33: 1-4.
- Pearson , D.L. & Cassola, F. 1992. World-wide species richness patterns of Tiger Beetles (Coleoptera Cicindelidae): indicator taxon for diversity and conservation studies. *Conserv. Biol.*, 6: 376- 391.
- Tóthmérész, T. & Magura, T. 2005. Affinity indices for environmental assessment using carabids. – *Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting*. DIAS Report 114: 345-352.



CAPÍTULO

# 21

## SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE AVES Y REPTILES EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR TRAS EL ACCIDENTE DE AZNALCÓLLAR

**R. MÁRQUEZ-FERRANDO, D. ONTIVEROS, X. SANTOS Y J.M. PLEGUEZUELOS**

DPTO. DE BIOLOGÍA ANIMAL. FACULTAD DE CIENCIAS. UNIVERSIDAD DE GRANADA.  
CAMPUS UNIVERSITARIO DE FUENTENUEVA. 18071-GRANADA



## Resumen

Durante el período 2000-2006 se ha realizado el seguimiento de las comunidades de aves y reptiles en el Corredor Verde del Guadiamar. Con respecto a las aves, se ha analizado la evolución de la comunidad en base a la riqueza en especies, abundancia y diversidad. Se han observado 144 especies, no encontrando una evolución temporal de riqueza y diversidad, aunque sí de abundancia, la cual aumentó. El Arroyo del Alcarayón (no afectado por el vertido) mostró mayor abundancia de aves que el corredor. Sin embargo no se encontraron diferencias para la riqueza y diversidad. Con respecto a los reptiles, seis especies (un gecónido, dos lacértidos y tres colúbridos) han recolonizado las zonas restauradas, siendo las especies más abundantes las más generalistas y las más pequeñas. Por otro lado, se ha comprobado la eficacia de la colocación de refugios artificiales como medida para la mejor y más rápida restauración del hábitat para reptiles, y se han analizado posibles gradientes de recolonización en el corredor.

**Palabras claves:** Recolonización, aves, reptiles, refugios artificiales

## Abstract

During the period 2000-2006 were studied the temporal evolution of the avian and reptile communities in the Guadiamar Green Corridor.

It has been registered 144 avian species, and richness and diversity data did not showed any trend; however, the abundance increased over time. The Alcarayón river was used as comparative habitat, because it do not suffered the Aznalcollar toxic spill; it owns a higher bird abundance than the Guadiamar river, but we did not found differences in richness and diversity between both habitats.

With respect to reptiles, six generalist species (one gecko, two lacertids and three colubrids) have re-colonised the restored sites. It has been demonstrated the efficient of artificial refuges to the re-colonisation of reptiles in new habitats. Possible re-colonisation gradients were also analysed.

**Key words:** Recolonization, birds, reptiles, artificial refuges



## Introducción

**L**os ecosistemas riparios juegan un papel muy importante en la región Templada, ya que albergan una gran biodiversidad vegetal y animal, proporcionando variedad de hábitats, tanto para organismos acuáticos como terrestres (Naiman y Décamps, 1997; Miller et al., 2004). Sin embargo, el mal uso de estos

ecosistemas por el ser humano genera impactos negativos que inducen a una pérdida de su biodiversidad (Dobkin et al., 1998; Buffington et al., 2000). Las zonas naturales que han sido alteradas deben ser restauradas para disminuir la pérdida continua de la diversidad biológica. Por ello, cobra vital importancia el concepto de "Restauración Ecológica" reconocida hoy día como una ciencia que ocupa cada vez mayor interés para la comunidad científica (Dobson et al., 1997). La visión temporal de los proyectos de restauración es fundamental (Zamora, 2002), por lo que tras las labores de limpieza y restauración en el Corredor Verde del Guadiamar se realizó un seguimiento periódico de las comunidades de aves y reptiles para analizar su evolución durante dos periodos, 2000-2002 y 2004-2006.

Gracias a la rápida actuación de los equipos de limpieza y restauración de la vegetación, en el Corredor Verde del Guadiamar, las comunidades vegetales y animales han ido aumentando en número de especies y abundancia (PICOVER, 2003). En aves, los resultados preliminares mostraron cómo durante el periodo 2000-2002 no existieron diferencias en la riqueza específica a lo largo del corredor relacionadas con la distancia a la balsa minera, ni con las distintas estaciones del año (Ontiveros et al., 2003). Hoy tenemos seis años de datos y podemos concretar más sobre cómo ha evolucionado la comunidad después del vertido. Evidentemente, la restauración de la vegetación y el mantenimiento de árboles tras la retirada de los lodos, evitó un desastre mayor para la comunidad de aves. No obstante, la restauración de la vegetación no garantizó la recuperación

de algunos vertebrados ectotérmicos como los reptiles (Nichols & Nichols, 2003).

La mayoría de los reptiles requieren refugios como troncos, grandes piedras y fisuras, donde poder aislarse de temperaturas extremas y termorregular, co-



Foto 2. *Egretta garzetta*. Foto: H Garrido.

*Photo 2. Egretta garzetta. Photo: H. Garrido.*

locar sus huevos, alimentarse y refugiarse de sus depredadores, además de ser imprescindibles como etapas de dispersión y colonización de nuevas zonas (Huey, 1989; Zappalorti & Reinert, 1994; Litt et al., 2001; Goode et al., 2005). El vertido y las tareas de intensas labores de remoción de los suelos aca-

baron con la comunidad de reptiles en plena época reproductora y con los refugios de los que disponían. Los reptiles son animales que juegan un papel muy importante en las interacciones con otras especies debido en muchos casos a su papel como consumidores secundarios además de alcanzar ciertos nive-



La importancia de este estudio no sólo está en analizar la evolución de las comunidades de aves y reptiles en el ecosistema afectado, sino en potenciar la recuperación de las zonas degradadas y entender los procesos de sucesión de las comunidades, imprescindibles para avanzar en de la “restauración ecológica” (Palmer et al., 1997)

les de diversidad y biomasa dentro del ecosistema. Entre los reptiles, algunos actúan como depredadores, otros como presas, y hasta dispersores de semillas en algunas especies de Lacértidos, ayudando así a la regeneración del bosque (Salvador, 1997; Jones, 2002). Su rarefacción en el ecosistema tiene una incidencia notable en el declive de otras especies o grupos faunísticos, sobre todo aves y mamíferos (Márquez y Lizana, 2002). Por ello, debido al bajo número de reptiles en el corredor en los primeros años, creímos conveniente hacer un experimento mediante el cual se comprobaba la eficacia de la aportación de re-

fugios artificiales como medida para la facilitación en la recuperación de sus comunidades de reptiles.

A continuación, exponemos los resultados sobre la evolución de la comunidad de aves durante el periodo 2000-2006 en el Corredor Verde del Guadiamar, y determinamos la eficacia de la colocación de refugios artificiales en la facilitación del proceso de recolonización de los reptiles durante el periodo de actuación de los proyectos PICOVER y SECOVER. La importancia de este estudio no sólo está en analizar la evolución de sus comunidades de aves y reptiles en el ecosistema afectado, sino en potenciar la recuperación de las zonas degradadas y entender los procesos de sucesión de las comunidades, imprescindibles para avanzar en la “Restauración Ecológica” (Palmer et al., 1997).



Foto 3. *Elanus caeruleus*. Foto: H Garrido.

Photo 3. *Elanus caeruleus*. H Garrido.

## M A T E R I A L Y M É T O D O S

### CENSO DE AVES

Durante 2000-2002 y 2004-2006 se realizaron censos en el periodo invernal (diciembre-enero) y en el periodo reproductor (mayo-junio) a lo largo del Corredor Verde del Guadamar. Se seleccionaron siete puntos de muestreo separados aproximadamente 8 kms (Confluencia del Río Guadamar con el Río Agrio; Puente de las Doblas; Cortijo de la Torre del Guadamar; Vado del Quema; Arroyo de la Cigüeña; Casa de la Sartaneja; Vuelta de la Arena). Con el fin de comparar estos resultados con los obtenidos en un medio natural, próximo al área de estudio, pero no afectado por el vertido de los lodos, se realizaron censos de aves invernantes y reproductoras durante el periodo 2004-2006 en un cauce no afectado por el vertido (Arroyo del Alcarayón) situado a 10 Km al oeste del Río Guadamar. Los resultados de riqueza específica, densidad y diversidad obtenidos, fueron comparados para la misma serie temporal con los del Vado del Quema del Río Guadamar.

El método de censo de aves fue el de transecto lineal de banda variable (Tellería 1986, Byby et al., 2000). Se realizaron transectos de 2 km de longitud, en los que se anotó la distancia del individuo al observador ( $d$ ) y el ángulo que formaba el contacto con la línea de progresión ( $\alpha$ ). Para comparar las comunidades de aves entre años, se empleó la riqueza (número total de especies observadas) y la abundancia (individuos/10 ha). Ésta se calculó mediante la fórmula:  $D = N^{\circ} \text{ de contactos} / 2LW$ ; donde:  $L$  = longitud del transecto (en metros);  $W$  = anchura de banda de contacto de cada especie (en m). Para el cálculo de  $W$  se evitó la subjetividad de la apreciación del observador, teniendo en cuenta la distancia perpendicular del individuo observado a la línea de progresión del observador, a través de la fórmula:  $W = \text{sen} \alpha (d)$

Se calculó la diversidad dentro de la comunidad me-

dante el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Magurran, 2004),  $H' = -\sum p_i \ln p_i$ , donde  $p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , es decir el número de individuos de la especie  $i$  dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Los datos de todos los parámetros analizados fueron correlacionados con los años 2001-2006 (excepto para el 2003) mediante una correlación de Spearman. Las diferencias en todos los parámetros estudiados entre el Corredor Verde del Guadamar y el Arroyo del Alcarayón fueron testadas mediante el test de U de Mann-Whitney.



Foto 4. *Bubulcus ibis*. Foto: H Garrido.

Photo 4. *Bubulcus ibis*. Photo: H. Garrido.



Foto 5. Parcela tratada con refugios artificiales.

Photo 5. Treated plot with artificial refuges.

## CENSO DE REPTILES

Desde el año 2000 se vienen realizando censos de reptiles dentro del corredor. Después de dos años de escasos registros de individuos y comprobar la ausencia de refugios para reptiles, en el año 2002 diseñamos un experimento que implicaba la colocación de refugios artificiales. La zona de estudio se localiza dentro del entorno de las Doblas y fue elegida por i) su pronta restauración vegetal, ii) estar rodeada de encinares adherados, iii) su ubicación en la mitad del corredor y iv) es una de las zonas más extensas del espacio protegido (500m de anchura), lo que nos permitía analizar los posibles gradientes de colonización desde el exterior. Se establecieron dos parcelas, una tratada con refugios (PT) y otra de referencia, sin tratar (PR), de 24 Ha cada una, separadas unos 400 m. Debido a la abundancia de troncos como refugios naturales en las

zonas adyacentes al Corredor Verde, se optó por colocar troncos de eucaliptos como medida de restauración del hábitat. Además, la madera se integra bien en el paisaje y no necesita ser recogida después del experimento, pues se degrada con el tiempo. En la PT se colocaron 120 refugios artificiales (dos o tres troncos de 1.2 m de longitud y 0.2m de diámetro, aproximadamente) dispuestos regularmente en una malla cuadrada de 40 m de lado. La malla constaba de 12 filas de 10 refugios cada una.

A partir del Atlas y Libro Rojo de Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos et al., 2004) y la consulta a herpetólogos locales (J. P. de la Vega) se obtuvo una lista de especies potenciales que podían recolonizar las zonas restauradas.

Se realizaron tres visitas por año dentro del periodo de actividad anual (febrero-octubre) y diaria de los reptiles (2-6 horas después de salir el sol). En verano se evitaron las horas de máxima temperatura. Los datos de cada muestreo se estandarizaron en relación al esfuerzo de muestreo (nº de especies y nº individuos/hora/observador; Crump y Scott, 1994).

Para analizar los posibles gradientes de recolonización en la parcela tratada con refugios, se georreferenció cada registro, mediante GPS (12 Channel Garmin). Los

datos fueron tratados en mapas georreferenciados, generados por la Administración Regional (E 1: 10.000), utilizando el programa Arcview 3.2. Este proceso nos permite visualizar la distribución de los registros para cada muestreo, medir la distancia al borde externo de la parcela, y comprobar las posibles tendencias de colonización, transversal o longitudinal al corredor. Los únicos datos que se tuvieron en cuenta para este análisis fueron los pertenecientes al año 2005, considerado una etapa intermedia del proceso de colonización, y en el que el número de registros fue elevado.

## R E S U L T A D O S

### AVES

El número de especies observadas en el corredor en el período de estudio durante todo el ciclo anual ha sido de 144 (Anexo 1). No existió correlación significativa entre los valores de riqueza y diversidad con los años después de la restauración, tanto durante el periodo de invierno (Riqueza:  $r_s = -0.30$ ,  $P = 0.62$ ; Diversidad:  $r_s = 0.05$ ,  $P = 0.93$ ) como en la época de reproducción, (Riqueza:  $r_s = 0.21$ ,  $P = 0.74$ ; Diversidad:  $r_s = 0.1$ ,  $P = 0.87$ ). La abundancia sí se correlacionó positivamente con los años en la época de reproducción ( $r_s = 0.9$ ,  $P = 0.04$ ) pero no en el invierno ( $r_s = -0.3$ ,  $P = 0.62$ ).

La riqueza específica y la diversidad no difirió entre el Vado del Quema (Corredor Verde) y el Arroyo del Alcarayón, ( $Z = 1.36$ ,  $P = 0.17$ ;  $Z = 1.12$ ,  $P = 0.26$ ; respectivamente) pero sí la abundancia, mayor en el Arroyo del Alcarayón ( $Z = -2.72$ ,  $P = 0.01$ ).

Durante el periodo de estudio, las especies más abundantes han sido *Serinus serinus* y *Carduelis carduelis*. Doce especies de falconiformes y 2 de estrigiformes fueron observadas, si bien estas últimas pueden estar infravaloradas al haberse realizados los censos durante el día.



Foto 6. *Himantopus himantopus*. Foto: H Garrido.

Photo 6. *Himantopus himantopus*. Photo: H. Garrido.





Foto 7. *Psammodromus algirus*. Foto: M.A. Pérez.

Photo 7. *Psammodromus algirus*. Photo: M.A. Pérez.

## REPTILES

Las especies potenciales que podrían haber recolonizado las zonas restauradas fueron 13 (Tabla 1). Hasta ahora sólo hemos encontrado 6 especies en las parcelas experimentales: un gekónido (*Tarentola mauritanica*), dos lacértidos (*Psammodromus algirus*, *Timon lepidus*) y tres colúbridos (*Malpolon monspessulanus*, *Hemorrhoids hippocrepis*, *Natrix maura*). El número de especies e individuos observados en las dos parcelas fue muy parecido hasta la colocación de los refugios en la parcela tratada en el año 2002 (Figura 1).

Posteriormente encontramos una evolución temporal positiva para la parcela tratada con refugios y para la parcela de referencia, tanto para la riqueza específica ( $r_s = 0.92$ ,  $P = 0.02$ ;  $r_s = 0.96$ ,  $P = 0.01$ ; respectivamente),

como para la abundancia ( $r_s = 0.91$ ,  $P = 0.01$ ;  $r_s = 0.91$ ,  $P = 0.01$ ; respectivamente), aunque el aumento en la parcela con tratamiento parece mayor (Figura 1).

Hay un gradiente de colonización transversal al corredor, tanto en riqueza ( $r_s = -0.72$ ,  $P < 0.01$ ) como en abundancia ( $r_s = -0.84$ ,  $P < 0.01$ ); a mayor proximidad a la orilla del río, menor número de especies e individuos. Por el contrario, longitudinalmente al corredor no se encontró correlación para la riqueza ( $r_s = 0.03$ ,  $P = 0.92$ ) o abundancia ( $r_s = -0.16$ ,  $P = 0.49$ ).

*Tarentola mauritanica* y *P. algirus*, fueron las primeras especies detectadas y las que con mayor eficacia colonizaron el corredor.

Tabla 1. Reptiles terrestres en la zona de estudio (según Pleguezuelos et al., 2004) y abundancia (nº medio de individuos por muestreo) a lo largo del periodo 2000-2006 en la parcela de tratamiento (PT) y en la parcela de referencia (PR). \*Especies que se han registrado en el corredor pero no en las parcelas de estudio.

Table 1. Terrestrial reptiles in the study site (according Pleguezuelos et. al., 2004) and the abundance (mean individuals per census) recorded during the 2000-2006 study period in the treated plot (PT) and reference plot (PR). \* Species recorded in the Guadamar Green Corridor but not in the analyzed plots.

| ESPECIES                          | 2000 |    | 2001 |      | 2002 |      | 2003 |    | 2004 |      | 2005 |      | 2006 |      |
|-----------------------------------|------|----|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|------|
|                                   | PT   | PR | PT   | PR   | PT   | PR   | PT   | PR | PT   | PR   | PT   | PR   | PT   | PR   |
| <b>Familia Amphisbaenidae</b>     |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Blanus cinereus</i>            |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <b>Familia Gekkonidae</b>         |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Tarentola mauritanica</i>      |      |    | 0.33 | 0.16 | 0.20 |      | 0.25 |    |      | 0.20 | 0.18 | 0.05 |      |      |
| <b>Familia Lacertidae</b>         |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Acanthodactylus erythrurus</i> |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Timon lepidus</i>              |      |    |      |      |      |      |      |    | 0.13 |      | 0.04 | 0.11 | 0.29 | 0.11 |
| <i>Podarcis hispanica</i> *       |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Psammotromus algirus</i>       |      |    |      |      | 0.60 | 0.40 | 3.50 |    | 3.87 | 0.90 | 6.64 | 2.79 | 4.53 | 2.11 |
| <b>Familia Colubridae</b>         |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Coronella girondica</i>        |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Hemorrhois hippocrepis</i>     |      |    |      |      |      |      |      |    | 0.13 |      | 0.18 | 0.05 | 0.12 |      |
| <i>Macroprotodon brevis</i>       |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Malpolon monspessulanus</i>    |      |    |      |      |      |      | 0.25 |    | 0.20 |      | 0.32 | 0.05 | 0.06 | 0.05 |
| <i>Natrix maura</i>               |      |    |      |      |      |      |      |    | 0.06 |      |      |      |      |      |
| <i>Natrix natrix</i>              |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Rhinechis scalaris</i>         |      |    |      |      |      |      |      |    |      |      |      |      |      |      |

21

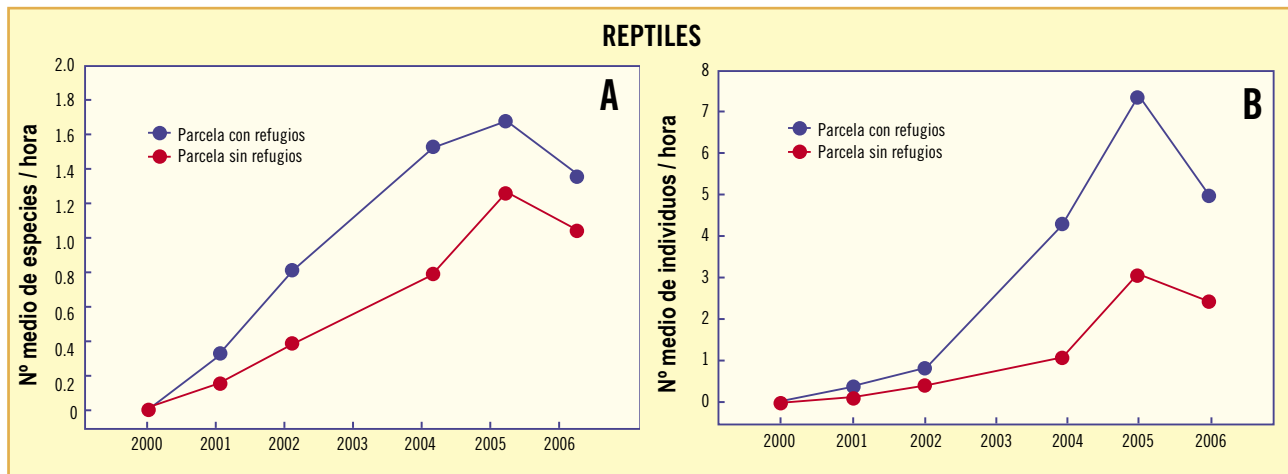


Figura 1. Evolución interanual del nº medio de especies/hora (A) y el nº medio de individuos/hora (B) encontrados durante el periodo de estudio (2000 - 2006), en el Corredor Verde del Guadamar.

Figure 1. Inter-annual evolution in mean species/hour (A) and mean individuals/hour (B) recorded during the 2000-2006 study period in the Guadamar Green Corridor.

# DISCUSIÓN

## AVES

El vertido de Aznalcóllar afectó negativamente a aquellos grupos taxonómicos ligados al curso del río, como los macroinvertebrados acuáticos, peces, anfibios, etc. (Saldaña et al., 2003; Solà et al., 2003; Tejedo y Reques, 2003). El vertido también afectó a especies del medio terrestre como los coleópteros, micromamíferos, y particularmente a aquellos caracterizados por su baja capacidad de dispersión y baja movilidad, como reptiles (Ontiveros et al., 2003; Cárdenas & Hidalgo, 2006). Sin embargo, las aves, debido a su gran capacidad de dispersión, pueden escapar a desastres ecológicos de esta naturaleza. Cabe pensar que muchas especies pudieron refugiarse en las zonas naturales próximas a la zona afectada durante las tareas de limpieza, como los encinares adeshados, cultivos y vegetación de ribera de los arroyos más cercanos, permitiendo una rápida recolonización.

Si el vertido tóxico hubiera influido negativamente en la comunidad de aves, todos los parámetros de la comuni-

dad aquí analizados habrían aumentado de forma muy significativa durante los primeros años, debido al proceso de recolonización natural que se produce tras la restauración de una zona degradada (Nichols & Nichols, 2003); sin embargo, los parámetros que nos dan información sobre el estado de la comunidad han oscilado, y sólo la abundancia en la época de reproducción muestra una tendencia a aumentar con los años (Figura 2). Otro dato que apunta en esta dirección es la diferencia entre abundancia de aves del Arroyo del Alcarayón (no afectado por el vertido) y el Río Guadiamar, menor en este último, y el paralelismo que se aprecia en la evolución de los valores inter-anales para ambos ríos en la riqueza y en la diversidad (Figura 3). Esto sugiere que la evolución de la abundancia en la comunidad de aves en el corredor y en el arroyo del Alcarayón podría estar influida por dos factores, la disponibilidad de hábitat y los factores climáticos que afectan simultáneamente a las dos zonas y que pueden influir significativamente en las tendencias poblacionales de las aves (Gardali et al., 2006)

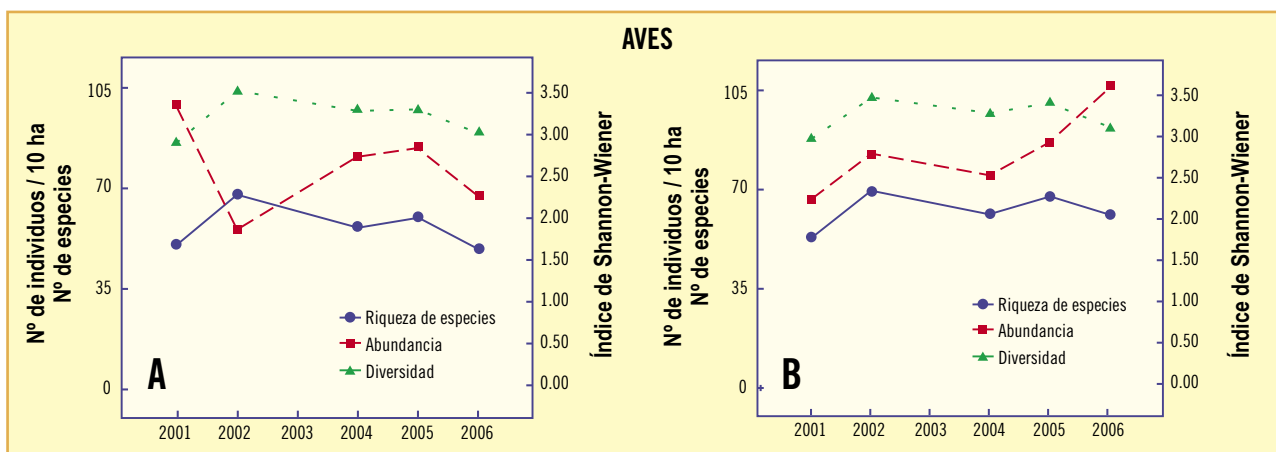


Figura 2. Evolución de la riqueza (número de especies), abundancia ( $n^{\circ}$  indiv/10 has.) e índice de diversidad de Shannon-Weaver para aves invernantes (A) y reproductoras (B) en el Corredor Verde del Guadiamar.

Figure 2. Richness evolution (number of species), abundance ( $n^{\circ}$  indiv/10 has.), and Shannon-Weaver diversity index for wintering (A) and breeding (B) birds in the Guadiamar Green Corridor.

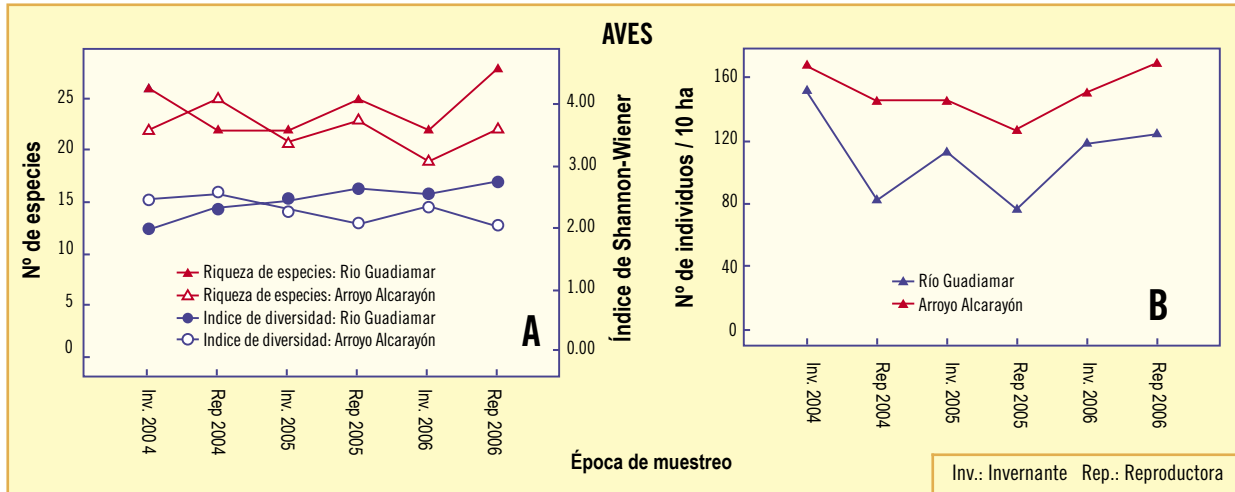


Figura 3. Evolución de la riqueza, abundancia (A) e índice de diversidad de Shannon-Weaver (B) para la comunidad de las aves en el Río Guadamar (Vado del Quema) y el Arroyo del Alcarayón.

Figure 3. Richness evolution, abundance (A) and Shannon-Weaver diversity index for bird communities in the Guadamar Green Corridor (Vado del Quema) and Alcarayón River.



Foto 8. *Plegadis falcinellus*. Foto: H Garrido.

Photo 8. *Plegadis falcinellus*. Photo: H. Garrido.



Foto 9. *Mauremys caspica* (galápagos leproso). Foto: F. Carrascal.

Photo 9. *Mauremys caspica*. Photo: F. Carrascal.

## REPTILES

Aunque en una zona alterada por una catástrofe ambiental, como un vertido minero, se limpie en profundidad y se restaure la vegetación, la recuperación de algunas comunidades de animales no está garantizada. Para algunos organismos como las aves, su capacidad de desplazamiento facilita la recolonización de nuevas

Para algunos organismos como las aves, su capacidad de desplazamiento facilita la recolonización de nuevas zonas, pero para los reptiles, es necesario incorporar al hábitat algunos elementos estructurales que faciliten su dispersión, como son los refugios

zonas, pero para los reptiles, es necesario incorporar al hábitat algunos elementos estructurales que faciliten su dispersión, como son los refugios. Si no están presentes, muchas especies de reptiles tardarán en recolonizar o quizás algunas no lleguen nunca a estar presentes. Las especies que no fueron observadas dentro del corredor después de seis años de restauración fueron las más exigentes en sus requerimientos ecológicos. Especies de hábitos subterráneos, como *Bla-nus cinereus*, requiere suelos evolucionados y ricos en materia orgánica, y *Acanthodactilus erythrurus*, *Rhine-chis scalaris*, *Coronella gironica*, *Macroprotodon brevis* y *Natrix natrix*, son especies muy escasas y con poblaciones muy fragmentadas en la región (datos de los autores). *Psammodromus algirus* ha sido la especie más abundante debido a su dependencia de la estructura de la vegetación y a su carácter generalista y oportunista

(Carretero et. al., 2004). Sin duda, ha sido más abundante en la zona con refugios artificiales, por lo que cabe pensar que la colocación de éstos la ha favorecido. *T. mauritanica* y *P. algirus* son las especies más pequeñas de la comunidad de reptiles que hasta ahora ha colonizado el corredor (*T. mauritanica*, longitud hocico cloaca (LHC) máx. = 86 mm; *P. algirus* LHC máx. = 80mm; Salvador, 1998). Estos datos sugieren que las especies generalistas y de menor tamaño corporal han sido las más favorecidas en el proceso de recolonización del Corredor Verde del Guadiamar.

De los datos obtenidos en los posibles gradientes de recolonización longitudinal y transversal, se deduce que los individuos vienen de zonas adyacentes al corredor no alteradas por el vertido, ya que ha existido un gradiente de recolonización transversal al corredor, de lo que deducimos la importancia de las zonas externas en los primeros años en la recolonización de los reptiles. Se ha demostrado que los refugios han facilitado la recuperación de la comunidad de reptiles dentro del corredor en el entorno del Puente de las Doblas, por lo que dicho manejo se podría trasladar a lo largo del corredor verde y favorecer así la conectividad entre las poblaciones establecidas.

## Conclusiones

La rápida actuación de las labores de limpieza y de la restauración de la vegetación impidió un efecto mayor de los vertidos de lodos sobre la comunidad de aves asociada al Río Guadiamar, la cual favoreció en el aumento de la disponibilidad de hábitat. Prueba de ello son los altos valores de riqueza y diversidad en los primeros años de estudio y la poca variación a lo largo del tiempo de estos dos parámetros. Sólo la abundancia parece que sigue aumentando, probablemente favorecida por el aumento de la complejidad de la vegetación. Destaca la importancia que ha debido tener la presencia de zonas verdes y arroyos en las proximidades del corredor verde, ya que las aves pudieron encontrar en ellas refugio durante las labores de limpieza y restauración.

Para los reptiles es necesario incorporar al hábitat elementos estructurales que faciliten su recolonización, siendo los refugios artificiales realizados con troncos, efectivos. Si las técnicas de restauración se basan principalmente en la restauración de la vegetación y no tienen en cuenta otros recursos básicos, las especies más generalistas serán las que tendrán éxito y dominarán en la comunidad ampliando su área de distribución, las más exigentes tendrán sus poblaciones cada vez más fragmentadas debido a la pérdida del hábitat.

Hay que enfocar los proyectos de restauración hacia un mayor número de comunidades, intentando recuperar el funcionamiento natural del ecosistema mediante la incorporación de los recursos básicos para las especies más vulnerables a la pérdida de hábitat. Con ello conseguimos avanzar en la Restauración Ecológica ya que la pérdida de éstos es la mayor amenaza para el mantenimiento de la biodiversidad.

21



Foto 10. Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en el Corredor Verde del Guadiamar.

Photo 10. White stork (*Ciconia ciconia*) in the Guadiamar Green Corridor.

## Recomendaciones de gestión

Todos los estudios que se han llevado a cabo durante el PICOVER y el SECOVER, han demostrado que una rápida actuación en el tiempo es importante para amortiguar los efectos de una catástrofe de tales dimensiones; el seguimiento es importante para evaluar la efectividad de las medidas. Por ello, es necesario que el seguimiento de las comunidades vegetales y animales en el corredor se mantenga en el tiempo, ya que 10 años es casi el principio de una fase donde se han concentrado todos los esfuerzos para que el río Guadamar y su entorno puedan albergar en un futuro altos valores en biodiversidad. La fase que ahora acaba nos va a permiti-

tir, en adelante mejorar en nuestras actuaciones para la restauración, debido al progreso en nuestro conocimiento del Corredor Verde del Guadamar. Nuestra función es recuperar la funcionalidad del río Guadamar en toda su amplitud. Por ello, sería recomendable establecer un segundo proyecto de restauración y seguimiento de la vegetación, ya que aumentaría la disponibilidad de hábitat para la comunidad de aves. La aportación de refugios a lo largo del corredor en zonas adecuadas, favorecería la implantación de una diversa comunidad de reptiles.

### AGRADECIMIENTOS

A la Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadamar, que nos proporcionó los troncos de eucaliptos para el experimento en la parcela tratada. A los compañeros durante las tareas de campo, como a Esmeralda Alaminos, Jesús Caro, Asier Herrero, J.R. Fernández-Cardenete y Gregorio Moreno-Rueda de la Universidad de Granada.

## A N E X O 1

### A N N E X E 1

#### LISTADO DE ESPECIES DE AVES REGISTRADAS EN LOS CENSOS EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR (2000-20006)

#### BIRDS SPECIES RECORDED IN THE GUADIAMAR GREEN CORRIDOR DURING THE 2000-2006 PERIOD

|                                 |                                     |                                    |  |
|---------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|--|
| 1.- <i>Parus major</i>          | 14.- <i>Gallinula chloropus</i>     | 27.- <i>Bubulcus ibis</i>          | 40.- <i>Oenanthe oenanthe</i>          |
| 2.- <i>Cisticola juncidis</i>   | 15.- <i>Caprimulgus ruficollis</i>  | 28.- <i>Cettia cetti</i>           | 41.- <i>Luscinia svecica</i>           |
| 3.- <i>Ficedula hypoleuca</i>   | 16.- <i>Turdus merula</i>           | 29.- <i>Himantopus himantopus</i>  | 42.- <i>Phoenicurus ochruros</i>       |
| 4.- <i>Riparia riparia</i>      | 17.- <i>Serinus serinus</i>         | 30.- <i>Alcedo atthis</i>          | 43.- <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> |
| 5.- <i>Tringa ochropus</i>      | 18.- <i>Egretta garzetta</i>        | 31.- <i>Motacilla cinerea</i>      | 44.- <i>Sylvia communis</i>            |
| 6.- <i>Falco tinnunculus</i>    | 19.- <i>Circus aeruginosus</i>      | 32.- <i>Erithacus rubecula</i>     | 45.- <i>Alauda arvensis</i>            |
| 7.- <i>Saxicola torquata</i>    | 20.- <i>Passer domesticus</i>       | 33.- <i>Nycticorax nycticorax</i>  | 46.- <i>Milvus migrans</i>             |
| 8.- <i>Lanius meridionalis</i>  | 21.- <i>Sylvia undata</i>           | 34.- <i>Phylloscopus collybita</i> | 47.- <i>Acrocephalus scirpaceus</i>    |
| 9.- <i>Muscicapa striata</i>    | 22.- <i>Hirundo rustica</i>         | 35.- <i>Ciconia ciconia</i>        | 48.- <i>Carduelis chloris</i>          |
| 10.- <i>Carduelis carduelis</i> | 23.- <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 36.- <i>Actitis hypoleucos</i>     | 49.- <i>Turdus philomelos</i>          |
| 11.- <i>Galerida sp.</i>        | 24.- <i>Buteo buteo</i>             | 37.- <i>Calandrella sp.</i>        | 50.- <i>Sylvia atricapilla</i>         |
| 12.- <i>Upupa epops</i>         | 25.- <i>Ardea cinerea</i>           | 38.- <i>Gallinago gallinago</i>    | 51.- <i>Stumus unicolor</i>            |
| 13.- <i>Anas platyrhynchos</i>  | 26.- <i>Fulica atra</i>             | 39.- <i>Saxicola rubetra</i>       | 52.- <i>Motacilla alba</i>             |

|                                     |                                   |   |                                       |
|-------------------------------------|-----------------------------------|---|---------------------------------------|
| 53.- <i>Alectoris rufa</i>          | 76.- <i>Phylloscopus bonelli</i>  | 99.- <i>Pterocles alchata</i>             | 122.- <i>Chlidonias niger</i>         |
| 54.- <i>Fringilla coelebs</i>       | 77.- <i>Lanius senator</i>        | *100.- <i>paseriforme no identificado</i> | 123.- <i>Egretta alba</i>             |
| 55.- <i>Passer montanus</i>         | 78.- <i>Coturnix coturnix</i>     | 101.- <i>Acrocephalus arundinaceus</i>    | 124.- <i>Cyanopica cyanus</i>         |
| 56.- <i>Troglodytes troglodytes</i> | 79.- <i>Passer hispaniolensis</i> | 102.- <i>Circaetus gallicus</i>           | 125.- <i>Oriolus oriolus</i>          |
| 57.- <i>Anthus pratensis</i>        | 80.- <i>Ardea purpurea</i>        | 103.- <i>Athene noctua</i>                | 126.- <i>Elanus caeruleus</i>         |
| 58.- <i>Carduelis cannabina</i>     | 81.- <i>Burhinus oedicnemus</i>   | 104.- <i>Streptopelia decaocto</i>        | 127.- <i>Remiz pendulinus</i>         |
| 59.- <i>Sylvia melanocephala</i>    | 82.- <i>Platalea leucorodia</i>   | 105.- <i>Hirundo daurica</i>              | 128.- <i>Parus palustris</i>          |
| 60.- <i>Miliaria calandra</i>       | 83.- <i>Anthus sp.</i>            | 106.- <i>Anas crecca</i>                  | 129.- <i>Turdus viscivorus</i>        |
| 61.- <i>Circus cyaneus</i>          | 84.- <i>Circus pygargus</i>       | 107.- <i>Parus caeruleus</i>              | 130.- <i>Anas clypeata</i>            |
| 62.- <i>Milvus milvus</i>           | 85.- <i>Philomachus pugnax</i>    | 108.- <i>Larus ridibundus</i>             | 131.- <i>Accipiter nisus</i>          |
| 63.- <i>Hieraaetus pennatus</i>     | 86.- <i>Larus fuscus</i>          | 109.- <i>Tringa totanus</i>               | 132.- <i>Lulula arborea</i>           |
| 64.- <i>Emberiza schoeniclus</i>    | 87.- <i>Delichon urbica</i>       | 110.- <i>Corvus corax</i>                 | 133.- <i>Glareola pratincola</i>      |
| 65.- <i>Phalacrocorax carbo</i>     | 88.- <i>Anser anser</i>           | 111.- <i>Phylloscopus trochilus</i>       | 134.- <i>Charadrius alexandrinus</i>  |
| 66.- <i>Pandion haliaetus</i>       | 89.- <i>Merops apiaster</i>       | 112.- <i>Picus viridis</i>                | 135.- <i>Plegadis falcinellus</i>     |
| 67.- <i>Melanocorypha calandra</i>  | 90.- <i>Charadrius dubius</i>     | 113.- <i>Cuculus canorus</i>              | 136.- <i>Sylvia cantillans</i>        |
| 68.- <i>Vanellus vanellus</i>       | 91.- <i>Apus pallidus</i>         | 114.- <i>Streptopelia turtur</i>          | 137.- <i>Otus scops</i>               |
| 69.- <i>Ciconia nigra</i>           | 92.- <i>Hippolais polyglotta</i>  | 115.- <i>Ixobrychus minutus</i>           | 138.- <i>Columba palumbus</i>         |
| 70.- <i>Porphyrio porphyrio</i>     | 93.- <i>Sylvia conspicillata</i>  | 116.- <i>Ploceus cucullatus</i>           | 139.- <i>Anas strepera</i>            |
| 71.- <i>Tachybaptus ruficollis</i>  | 94.- <i>Apus apus</i>             | 117.- <i>Columba livia</i>                | 140.- <i>Carduelis spinus</i>         |
| 72.- <i>Larus cachinnans</i>        | 95.- <i>Jynx torquilla</i>        | 118.- <i>Locustella luscinioides</i>      | 141.- <i>Turdus iliacus</i>           |
| 73.- <i>Luscinia megarhynchos</i>   | 96.- <i>Ardeola ralloides</i>     | 119.- <i>Anthus campestris</i>            | 142.- <i>Callandrella rufescens</i>   |
| 74.- <i>Botaurus stellaris</i>      | 97.- <i>Hippolais sp.</i>         | 120.- <i>Petronia petronia</i>            | 143.- <i>Dendrocopos major</i>        |
| 75.- <i>Falco peregrinus</i>        | 98.- <i>Motacilla flava</i>       | 121.- <i>Corvus monedula</i>              | 144.- <i>Fringilla montifringilla</i> |

## BIBLIOGRAFÍA

- Buffington, J.M., Kilgo, J.C., Sargent, R.A., Miller, K.V., Chapman, B.R., 2000. Effects of restoration techniques on breeding birds in a thermally-impacted bottomland hardwood forest. *Ecological Engineering* 15, 115-120.
- Byby, J. C., Burgess, N. D., Hill, D. A., Mustoe, S. 2000. Bird census techniques. Academic Press, London, 302 pp.
- Cárdenas A. M. & J. M. Hidalgo. 2006. Ecological impact assessment of the Aznalcollar mine toxic spill on edaphic coleopteran communities in the Guadamar River basin (Southern Iberian Peninsula). *Biological and Conservation* 15, 361-383.
- Carretero M.A., Santos, X., Montori A., Llorente, G. 2004. *Psammotromus hispanicus* (Fitzinger, 1826). Pp 263-265. En: Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Eds. J. M Pleguezuelos, R., Márquez, M. Lizana. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- Crump, M.L. & N.J. Scott, Jr. 1994. Visual encounter surveys. In: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Eds. W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek, M.S. Foster (Eds.). 1994. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Dobkin, D.S., Rich, A.C., Pyle, W.H. 1998. Habitat and avifaunal recovery from livestock grazing in a riparian meadow system of the northwestern great basin. *Conservation Biology* 12, 209-221.
- Gardali, T., Holmes, A.L., Small, S., Nur, N., Geupel, G.R., Golet, G.H. 2006. Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forest on Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology* 14, 391-403.



- Goode, M. J., Horrace, W. C., Sredl, M. J., Howland, J. M. 2005. Habitat destruction by collectors associated with decreased abundance of rock-dwelling lizards. *Biological Conservation* 125, 47-54.
- Huey, R. B., Peterson, C. R., Arnold, S. J., Porter, W. P. 1989. Hot rocks and not-so-hot rocks: retreat-site selection by garter snake and its thermal consequences. *Ecology* 70, 931-944.
- Jones, C. G. 2002. Reptiles and amphibians. In: *Handbook of Ecological restoration. Vol. 1: Principles of Restoration ecology*. Eds. M. R. Perrow and A. J. Davy. 335-375.
- Litt, A. R., Provencher, L., Tanner, G. W., Franz, R. 2001. Herpetofaunal Responses to Restoration Treatments of Longleaf Pine Sandhills in Florida. *Restoration Ecology* 9, 462-474.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing, USA.
- Márquez, R. & M. Lizana. 2004. Conservación de los anfibios y reptiles de España. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Eds J. M. Pleguezuelos, R. Márquez y M. Lizana. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (3ª impresión), Madrid, 587pp.
- Miller, J.R., Dixon, M.D., Turner, M.G., 2004. Response of avian communities in large-river floodplains to environmental variation at multiple scales. *Ecological Applications* 14, 1394-1410.
- Naiman, R.J. & N. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 621-658.
- Nichols, O. G & F. M. Nichols. 2003. Long-Term Trends in Faunal Recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-272.
- Ontiveros, D., Fernández-Cardenote J. R. y Pleguezuelos J. M. 2003. Caracterización, restauración y conservación de las comunidades animales de la cuenca del río Guadamar: seguimiento del proceso de recolonización de aves y reptiles. En *PICOVER 1998-2002. Ciencia y Restauración del Río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 577pp.
- Palmer, M. A., Ambrose, R. F., Prof., N. L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 291-300.
- PICOVER. *Ciencia y Restauración del Río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 2003, 378 pp.
- Pleguezuelos P., Márquez, R., Lizana, M. 2004. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (3ª impresión), Madrid, 587pp.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution*, 43, 223-225.
- Tejedo M. & R. Reques. 2003. Evaluación de los efectos del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la comunidad de anfibios del río Guadamar. En *PICOVER 1998-2002. Ciencia y Restauración del Río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 577pp.
- Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid, 278 pp.
- Saldaña, T., Guamido, P., Arribas, C., Utrilla, C. G., García-González, D., Fletcher, D., Carmona, J. A., Fernández-Delgado C. 2003. Efecto tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la fauna piscícola del río Guadamar. En *PICOVER 1998-2002. Ciencia y Restauración del Río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Salvador, A. (Coordinador), 1998. Reptiles. En: *Fauna Ibérica*, vol. 10. Eds. M. A., Ramos, et. al., Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 705 pp.
- Solà, C., M. Plans y N. Prat. Los macroinvertebrados de los ríos Agrío y Guadamar: evolución de la comunidad, concentración de metales y concentración. En *PICOVER 1998-2002. Ciencia y Restauración del Río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 577pp.
- Whitaker, R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. En *Evolutionary Biology* (10). Eds. M. K. Hetcht, W. C. Steere y B. Wallace. Plenum, New York, 1-67.
- Zamora, R. 2002. *La Restauración Ecológica: una asignatura pendiente*. Ecosistemas 1.
- Zappalorti, R. T. & H. K. Reinert. 1994. Artificial refugia as a habitat-improvement strategy for snake conservation. In *Captive management and Conservation of Amphibians and reptiles*, eds. J. B. Murphy, K. Alder & J. T. Collins, pp. 369- 375. London: Society for the Study of Amphibians and Reptiles.



# OCUPACIÓN DE FRAGMENTOS FORESTALES POR MAMÍFEROS EN EL AGROSISTEMA DEL GUADIAMAR

**A. RODRÍGUEZ Y M. PEREIRA**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN, ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA, CSIC.  
AVDA. MARÍA LUISA S/N, 41013 SEVILLA

CAPÍTULO

22

# Resumen

Estudiamos la distribución de ocho especies de mamíferos en una muestra de fragmentos forestados del agrosistema del Guadiamar, y modelamos la incidencia de estas especies con descriptores de calidad interna de los fragmentos y de su contexto paisajístico. Distinguimos tres grupos de especies según su incidencia: especies ubiquestas, presentes en más del 65% de los fragmentos; especies con incidencia moderada (10-20%), que son carnívoros forestales con cierto grado de tolerancia a la matriz agrícola; y especies raras con incidencia menor al 5% (ungulados silvestres).

En general, la calidad interna del fragmento tendió a explicar mejor la distribución de las especies que la estructura del paisaje. Se observó una respuesta homogénea de las especies a atributos de calidad interna que expresan el grado de actividad humana (efecto negativo) y el grado de desarrollo de la cobertura arbórea y arbustiva (efecto positivo). La respuesta a las variables de contexto, indicadoras de aislamiento funcional, fue más heterogénea y específica de especie. Los modelos explicaron alrededor del 60% de la varianza en la ocupación de los fragmentos por las especies de mayor valor de conservación, en particular los mamíferos carnívoros.

Los fragmentos de monte que han persistido en el agrosistema del Guadiamar cumplen un papel muy importante en la distribución de los mamíferos a escala regional. Estas manchas pueden ser esenciales para mantener o recuperar la conexión demográfica entre las poblaciones de Doñana y Sierra Morena. La heterogeneidad estructural de la matriz agrícola, en forma de elementos lineales o de diversidad de cultivos (en particular los leñosos) favorece la difusión de los mesomamíferos en el agrosistema del Guadiamar. Dicha heterogeneidad, de la que forman parte los fragmentos, merece ser conservada y fomentada mediante manejo.

**Palabras clave:** conectividad, distribución regional, fragmentación del hábitat, incidencia, mamíferos, monte mediterráneo.

# Abstract

We study the occupancy of a sample of forest fragments by eight mammal species in the Guadiamar agroecosystem, SW Spain, in order to model their incidence with predictors of habitat quality both within and around forest patches. Some species, mostly lagomorphs, were found in >65% of fragments, while forest carnivores occurred in 10-20%, and wild ungulates in <5%. As a general pattern, patch quality explained mammal distribution in the sample of patches better than landscape structure. Many species reacted negatively to the degree of human disturbance within the forest patch, and positively to the development of woody cover. The response to predictors of functional isolation was heterogeneous and species-specific. For forest carnivores, models explained almost two thirds of the variance in patch occupancy.

Forest remnants in the Guadiamar agroecosystem play an important role in the regional distribution of mammals. These patches may be necessary to restore the demographic flow between mammal populations inhabiting protected forest blocks nowadays divided by a large expanse of farmland. Linear elements, crop diversity (especially tree crops), and other structural attributes of the agricultural matrix seem to favour mammal diffusion across this agroecosystem. Landscape heterogeneity, of which forest fragments make part, is worth to be preserved and increased through active management.

**Key words:** connectivity, habitat fragmentation, incidence, mammals, Mediterranean forest, regional distribution

## Introducción

**L**as masas forestadas de Doñana y Sierra Morena se encuentran físicamente separadas por una amplia llanura de uso fundamentalmente agrícola por la que discurre en su sector oriental, y de norte a sur, el curso del río Guadamar. Debido a ello, el Parque Nacional de Doñana y su entorno constituyen un espacio natural aislado por extensas áreas cultivadas, en principio hostiles para las especies forestales. Es razonable suponer que las poblaciones de mamíferos forestales de Doñana son poblaciones cerradas, con escasa inmigración desde las poblaciones más grandes de Sierra Morena. Ese posible aislamiento demográfico, y tal vez genético, podría reducir la probabilidad de persistencia poblacional, las posibilidades de recolonización y, en definitiva, no es deseable desde una perspectiva conservacionista (McCoy y Mushinsky 1999, Ewers y Didham 2006).

A raíz del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar en 1998, la superficie afectada en la llanura aluvial del Guadamar fue expropiada y declarada como espacio natural. Una de las funciones más importantes para las que se estableció el Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadamar es la de conector a escala regional. El decreto de declaración indica textualmente entre sus finalidades la de “propiciar conexiones funcionales con los espacios naturales del entorno, en particular con las comarcas de Doñana y Sierra Morena, y otros espacios naturales y forestales limitrofes”. Por sus atributos ecológicos, en especial por su dependencia de la cobertura arbustiva, los mamíferos de mediano y gran tamaño (particu-

larmente los carnívoros y los ungulados; Bowyer y Kie 2006) son un grupo de organismos modelo adecuado para estudiar si el Corredor Verde cumple satisfactoriamente su deseable función conectora.

En trabajos previos se ha identificado la respuesta de distintos grupos funcionales de mamíferos a las primeras fases de recuperación del ecosistema tras la perturbación ocasionada por la riada tóxica en el valle del Guadamar. Rodríguez y Delibes (2003) han descrito los patrones de distribución de mamíferos a escala regional, tanto en el incipiente corredor como en las masas forestadas de Doñana y Sierra Morena. Varias especies no dependientes de hábitats forestales (conejo *Oryctolagus cuniculus*, liebre *Lepus granatensis* y zorro *Vulpes vulpes*) ocupan la totalidad del agrosistema y, por tanto, perciben este paisaje como funcionalmente continuo. Desde las primeras fases de la restauración que siguió al vertido tóxico, la nutria *Lutra lutra* también utiliza prácticamente toda la red de cauces de la cuenca del Guadamar.

En cambio, el Corredor Verde es deficitario en especies asociadas a hábitats forestales representadas a escala regional. La garduña *Martes foina*, el gato montés *Felis silvestris*, el lince ibérico *Lynx pardinus*, el ciervo *Cervus elaphus* y el jabalí *Sus scrofa* están regularmente ausentes, mientras que el turón *Mustela putorius* es muy escaso. La ausencia de estas especies puede atribuirse a una baja densidad poblacional en las áreas de origen y/o a la baja calidad del hábitat unida a un grado relativamente elevado de actividad humana en el agrosistema.

El proceso de colonización del Corredor Verde del Guadiamar (CVG) por parte de los mamíferos está siendo relativamente rápido dados la magnitud de las alteraciones producidas por el vertido tóxico y su limpieza, y el escaso desarrollo de la cubierta vegetal restaurada hasta la fecha (Rodríguez y Delibes 2003). La recolonización del Corredor por especies de elevada movilidad como los mamíferos carnívoros se está produciendo fundamentalmente desde el sur, donde la estructura del paisaje es más compleja. El tejón *Meles meles*, la gineta *Genetta genetta* y el meloncillo *Herpestes ichneumon* ocupan la mitad meridional del Corredor, adyacente al Parque Natural de Doñana, pero no la mitad septentrional próxima a Sierra Morena. Esta distribución asimétrica es consistente con un mayor grado de forestación de las riberas, una mayor superficie de áreas forestadas próximas en posición lateral, y una mayor diversidad y complejidad estructural del paisaje en las inmediaciones de la sección meridional del Corredor del Guadiamar respecto a la sección norte. El patrón de distribución indica que, para estas tres especies, la conectividad del paisaje desde la fuente sur puede ser mayor que desde la fuente norte (Rodríguez y Delibes 2003). Es de interés aplicado encontrar una explicación a este patrón de asimetría en la colonización, en el marco de la cuestión más general de qué cambios estructurales introducidos en el paisaje favorecen el uso o la recolonización de agrosistemas por mamíferos forestales.

Aunque estas observaciones son consistentes con la idea de que los movimientos de largo alcance de los mamíferos forestales dependen de la distribución y configuración espacial de la vegetación leñosa, apenas existe base empírica sobre el comportamiento de los mamíferos en un agrosistema mediterráneo con masa forestal escasa y fragmentada (Rondinini y Boitani 2002). En paisajes agrícolas los fragmentos

forestados adquieren un papel relevante como refugio potencial de especies que toleran poco la matriz cultivada. Estos parches pueden ser importantes para mejorar la conectividad de la matriz agrícola para mamíferos forestales y, por tanto, como refuerzo a la funcionalidad del Paisaje Protegido como corredor ecológico a escala regional. Una aproximación sencilla para conocer la respuesta de mamíferos a la cantidad, dispersión y disposición espacial del bosque en un agrosistema es derivar inferencias a partir de su patrón de ocupación de fragmentos forestados (Radford y Bennett 2007).

El propósito de este estudio fue modelar la probabilidad de ocupación de fragmentos en el agrosistema del Guadiamar por mamíferos forestales. Usamos predictores que asumimos relacionados con la calidad del hábitat de reproducción y de dispersión de los mamíferos, y que guardan relación potencial con su probabilidad de extinción y de colonización de los fragmentos. En primer lugar, identificamos y caracterizamos elementos paisajísticos potencialmente relevantes (Calabrese y Fagan 2004): fragmentos, elementos lineales, y matriz. Después, en una muestra de fragmentos determinamos la distribución de ocho especies modelo: dos lagomorfos (conejo y liebre), cuatro carnívoros (zorro, tejón, gineta y meloncillo) y dos ungulados (ciervo y jabalí). En tercer lugar, modelamos las pautas de ocupación e inferimos qué uso hacen estas especies tanto de los fragmentos como de la matriz agrícola adyacente. Finalmente, valoramos el papel relativo de la calidad interna y el grado de aislamiento de los fragmentos sobre la incidencia de mamíferos forestales.

## MÉTODOS

El área de estudio se sitúa en la llanura agrícola del río Guadamar y ocupa 2000 km<sup>2</sup> (Figura 1). Este agrosistema está delimitado, al norte por Sierra Morena, al este por la falla del Aljarafe y el área metropolitana de Sevilla, al sur por el Espacio Natural Doñana, los pinares de Aznalcázar-Puebla del Río y las marismas del Guadalquivir, y se extiende al oeste hasta la cuenca del río Tinto. Se encuentra salpicado por pequeños pueblos y urbanizaciones, aunque la densidad de población humana es baja.

Existe un patrón espacial en la distribución de los usos agrícolas dominantes. En el tercio norte los cultivos predominantes son herbáceos de secano. En el sur, cerca de la marisma, dominan los cultivos herbáceos en régimen de regadío. En la zona central del agrosistema domina el cultivo del olivar, junto con otros cultivos leñosos minoritarios. Se conservan algunas dehesas con ganado y algunos bosquetes relictos, principalmente asociados a cursos de agua de cierta envergadura. De norte a sur discurre el río Guadamar y su vegetación de ribera (Figura 1).

Denominamos fragmento o parche forestado a áreas espacialmente discretas, cubiertas por bosque, matorral arbolado, matorral no arbolado o dehesa, rodeadas por una matriz cultivada. Por definición, esta matriz es el componente dominante o más abundante en extensión dentro del paisaje. Llamamos fuentes a las áreas forestadas extensas de Sierra Morena y el entorno de Doñana, puesto que previsiblemente son el origen de los individuos que colonizan recurrentemente los fragmentos del agrosistema.

Utilizando cartografía digital de usos del suelo (Consejería de Medio Ambiente 1999) identificamos 83 fragmentos forestados en el área de estudio, de los que seleccionamos 55 para su posterior muestreo. La mayoría de los fragmentos descartados fueron muy pequeños y, en su mayoría, adyacentes a las fuentes. Mediante trabajo de campo e imágenes de apoyo (ortofotografía digital de Andalucía, provincias de Sevilla y Huelva, 2001) comprobamos que los fragmentos seleccionados existían realmente y corregimos errores de morfología, topología y cobertura. En su conjunto, la superficie forestal contenida en los fragmentos supuso el 2% del área de estudio.

Para cada fragmento, registramos las formaciones vegetales presentes y la formación dominante. Con objeto de caracterizar la variabilidad interna en la estructura de la vegetación (McElhinny et al. 2005; ver Foto 1, página siguiente), así como el grado de actividad humana en el interior de los fragmentos, realizamos recorridos aleatorios a pie en cada fragmento. A lo largo de estos recorridos

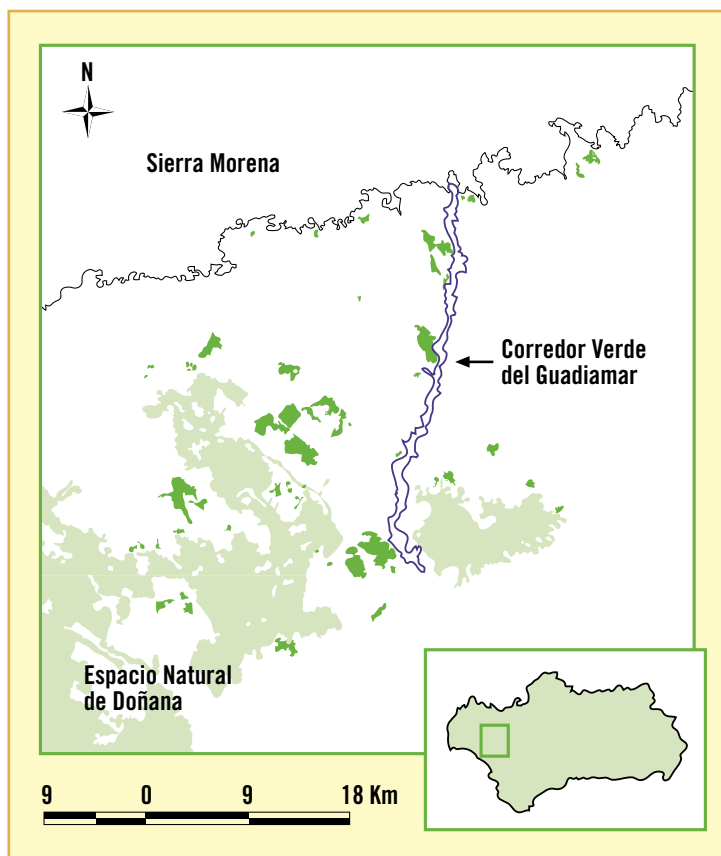


Figura 1. Esquema del agrosistema del Guadamar. Se indica la situación de los 55 fragmentos forestados estudiados (verde intenso), la distribución de masas boscosas de mayor entidad (verde pálido) y la localización del Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadamar (azul).

Figure 1. Sketch of the Guadamar agroecosystem, showing the location of the surveyed forest fragments (deep green), larger forest blocks (light green), and the Guadamar Green Corridor reserve (blue outline).



Foto 1. Variabilidad interna en la complejidad estructural de la vegetación del interior de un fragmento.

*Photo 1. Internal variability in structural complexity of vegetation within a forest fragment.*

nos detuvimos cada 10 minutos y en un círculo de 5 m de radio registramos las especies de árboles y arbustos presentes, la cobertura del arbolado, de arbustos, del estrato herbáceo y de suelo desnudo, y calculamos el valor medio para cada fragmento. Anotamos la presencia de cursos de agua dentro o en el borde de los fragmentos. Valoramos cualitativamente la entidad de los cursos de agua en función de la anchura del cauce y del grado de desarrollo de la franja de vegetación riparia.

En los recorridos también registramos la presencia e intensidad de actividad cinegética (usando la tasa de encuentro de cartuchos de escopeta), ganadera (contactos con ganado o con signos de su presencia), la accesibilidad del fragmento (camino periféricos e internos), y el número de edificios en el interior o en las inmediaciones de los fragmentos. Con estos datos construimos un índice cualitativo de presión antrópica. Tras un análisis preliminar, la incidencia de perturbaciones humanas se simplificó en dos variables binarias: presencia de edificios en el fragmento y presencia de molestias en el interior y entorno del parche forestado.

Sobre la cartografía digital calculamos el tamaño, y un índice de forma definido como la razón entre el perímetro real y el perímetro de un círculo de igual superficie. También obtuvimos varios indicadores del aislamiento de los fragmentos. Medimos distancia al fragmento y a la fuente más próximos. Registramos si había líneas de vegetación (setos, líneas de árboles, arroyos, lindes con vegetación leñosa) conectando físicamente el fragmento focal con otros fragmentos o con una fuente. Calculamos la densidad de elementos lineales, la proporción de superficie forestada, la de cultivos herbáceos y la de cultivos leñosos en un radio de 1000 m alrededor de cada fragmento.

Durante la primavera (abril-junio) de dos años consecutivos buscamos indicios de la presencia (huellas y excrementos; Foto 2) de las ocho especies de interés en los fragmentos seleccionados. Los fragmentos se dividieron en tres categorías de superficie (<20 ha, 20-50 ha y >50 ha) a las que se asignaron tiempos máximos de búsqueda de una, dos y tres horas, respectivamente. En aquellos parches que contenían más de un tipo de hábitat, el tiempo de búsqueda en cada hábitat o estrato fue proporcional a su superficie.

Dada la naturaleza binaria de los datos de presencia o ausencia de las especies en los fragmentos, los errores no están normalmente distribuidos y no tienen una varianza constante. Por tanto, el ajuste de los modelos se llevó a cabo mediante regresión logística (Hosmer y Lemeshow 1989). Mediante regresiones exploramos por separado el efecto de cada variable de calidad interna y de contexto sobre la incidencia de cada especie en el sistema de fragmentos. Presentamos el valor del estadístico G correspondiente al efecto más fuerte de los dos años. A menos que se indique lo contrario, todos los análisis tienen 1 grado de libertad.

A continuación ajustamos modelos de regresión logística múltiple por pasos hacia adelante, considerando sólo efectos principales. Como criterio de selección de variables en cada paso empleamos la maximización del ajuste del modelo, expresado por la magnitud del cambio en la varianza explicada, hasta alcanzar un modelo mínimo adecuado (Crawley 1993). Sólo hemos llevado a cabo



Foto 2. Huellas de gineta en el sustrato arenoso de un fragmento.

*Photo 2. Common genet tracks on the sandy substrate of a forest fragment.*

estos análisis multivariantes para especies con suficiente variación en su incidencia, excluyendo a aquellas que se encuentran en casi todos los fragmentos (especies ubi-  
quistas) o en casi ninguno (especies raras). En este análisis consideramos que los fragmentos con condiciones adecuadas para ser ocupados son aquéllos que han sido utilizados por la especie focal en al menos uno de los dos muestreos realizados. Esta definición aumenta el número de fragmentos ocupados respecto a los contabilizados en cualquiera de los dos muestreos por separado, y puede neutralizar en parte el efecto de falsos negativos.

## R E S U L T A D O S

El número de fragmentos en los que encontramos algún indicio de ocupación varió entre especies y muestreos. En el primer muestreo, las especies con una mayor incidencia fueron el conejo, que se encontró en 46 fragmentos (84% del total), la liebre (45 fragmentos, 82%) y el zorro, (37 fragmentos, 67%). Los demás carnívoros mostraron frecuencias intermedias: el tejón apareció en 11 fragmentos (20%), el meloncillo en 8 (15%) y la gineta en 5 (9%). Por último, la incidencia de los ungulados fue muy baja. Encontramos indicios de la presencia de jabalí en 2 fragmentos (4%) y de la presencia de ciervo en 4 fragmentos (7%).

En el segundo muestreo, las frecuencias de ocupación tendieron a ser mayores, pero el patrón general fue muy similar, con tres grupos claros compuestos por las mismas especies. Las especies con mayor incidencia fueron el conejo (52 fragmentos, 95%), el zorro (49 fragmentos, 89%) y la liebre (45 fragmentos, 82%). El tejón (13 fragmentos, 24%), la gineta (16 fragmentos, 29%) y el meloncillo (19 fragmentos, 35%) se encontraron en una proporción moderada de la muestra, mientras que sólo hallamos indicios de jabalí y de ciervo en 4 de los fragmentos (7%).

22

## ESPECIES UBIQUISTAS

### *Oryctolagus cuniculus*

Las variables asociadas con más fuerza con la presencia de conejos en los fragmentos fueron las de calidad interna, tanto a escala de macrohábitat como de microhábitat. El tamaño y la geometría de los fragmentos tuvieron un efecto débil sobre la distribución de los conejos. Los descriptores de contexto no afectaron significativamente a su probabilidad de ocupación. Aunque el conejo apareció en

gran número de fragmentos y, por tanto, en condiciones muy diversas, la presencia ( $G=15.48$ ,  $p<0.001$ ) y abundancia de matorral ( $G=14.32$ ,  $p<0.001$ ), con independencia de su densidad, tuvo un efecto positivo. Este efecto fue consistente con el coeficiente negativo de la cantidad de suelo desnudo ( $G=5.87$ ,  $p=0.015$ ) y con el coeficiente positivo de la presencia de al menos un curso de agua en el fragmento ( $G=3.24$ ,  $p=0.072$ ). Ninguna variable de



contexto (aislamiento) afectó significativamente a la presencia de conejos.

### *Lepus granatensis*

A diferencia del conejo, la liebre no respondió a variables explícitas de calidad interna del fragmento. Sin embargo, el tamaño del fragmento y su perímetro tuvieron un efecto positivo sobre su frecuencia de ocupación ( $G=5.99$ ,  $p=0.014$ ;  $G=5.61$ ,  $p=0.018$ ; respectivamente). En términos generales, las variables de contexto no afectaron a la incidencia de la liebre, a excepción de una tendencia significativa a aparecer con menor frecuencia en parches con gran cantidad de hábitat forestado en un radio de 1 km ( $G=5.90$ ,  $p=0.015$ ).

### *Vulpes vulpes*

Encontramos una clara asociación positiva entre la incidencia de zorro y el área ( $G=20.52$ ,  $p<0.001$ ) y el perímetro de los parches ( $G=17.48$ ,  $p<0.001$ ). Los demás factores tuvieron una influencia más débil y menos consistente en el tiempo. Observamos una tendencia no significativa hacia una mayor incidencia del zorro en fragmentos con presencia de matorral y con arbolado denso propio de la vegetación riparia. También tendió a estar ausente en parches con alto índice de actividad humana. Las variables de contexto apenas tuvieron efecto sobre la distribución del zorro en el sistema de fragmentos. Durante uno de los muestreos, la especie tendió a ocupar con mayor frecuencia bosquetes próximos a otras áreas forestadas ( $G=4.37$ ,  $p=0.037$ ).

## ESPECIES CON INCIDENCIA MODERADA

### *Meles meles*

La incidencia del tejón no guardó relación con el tamaño, geometría o tipo de formación vegetal dominante de los fragmentos. La probabilidad de ocupación sí respondió a atributos de calidad interna, mostrando una clara relación inversa con el índice de impacto de actividad humana ( $G=12.18$ ,  $p<0.001$ ) y una asociación positiva con la densidad media del arbolado ( $G=5.62$ ,  $p=0.018$ ) que suele mostrar valores altos en dehesas, hábitats riparios y plantaciones silvícolas. También observamos un efecto positivo pero más débil de la cobertura media del matorral y, consecuentemente, negativo de la cobertura media de pastos. Respecto a las variables de contexto, observamos un efecto positivo de la presencia y densidad de elementos lineales ( $G=6.98$ ,  $p=0.030$ ), sobre todo arbustivos y herbáceos, en el entorno del fragmento sobre la probabilidad de ocupación por el tejón. También encontramos una tendencia a que la especie esté ausente de los fragmentos distantes al área fuente más próxima.

El modelo multivariante confirmó que la incidencia del tejón respondía a variables de contexto y de calidad in-

terna de los fragmentos (Tabla 1). Al efecto positivo de la cobertura del arbolado se sumó un efecto también positivo de la cobertura arbustiva. Se mantuvo el efecto negativo de la actividad humana y los efectos de las variables de contexto. La presencia de elementos lineales en torno al fragmento, en especial de elementos de porte herbáceo, fue favorable para su ocupación por el tejón, mientras que el aislamiento físico respecto a otras áreas forestadas tuvo una influencia negativa. El modelo final explicó el 57% de la variabilidad en los datos de presencia/ausencia del tejón en el sistema de fragmentos.

### *Genetta genetta*

El patrón de distribución de la gineta se caracterizó por efectos consistentes de atributos de tamaño, geométricos y de calidad interna de los fragmentos, y por una escasa influencia de las variables de contexto. La incidencia de la gineta aumentó con el tamaño del fragmento ( $G=10.83$ ,  $p<0.001$ ) y, por tanto, también con su perímetro. Encontramos un efecto positivo añadido de la complejidad del borde ( $G=6.79$ ,  $p=0.009$ ). La incidencia de

Tabla 1. Predictores de la incidencia de tres especies de mamíferos en fragmentos forestales del agrosistema del Guadamar. Se indican el signo y significación de los efectos contenidos en los modelos finales de regresión logística múltiple (\*p<0.05; \*\*p<0.01).

Table 1. Predictors of the incidence of three mammal species in a system of forest fragments within the Guadamar agroecosystem. We show the sign and significance of effects retained in minimum adequate logistic regression models (\*p<0.05; \*\*p<0.01). Variables of fragment quality: 2. Tree cover, 3. Shrub cover, 4. Occurrence of riparian vegetation, 5. Index of human disturbance. Variables of fragment context: 6. Distance to any forest patch, 7. Distance to a large forest block, 8. Proportion of woody cover within 1 km, 9. Occurrence of linear elements, 10. Density of grassy linear elements.

| PREDICTOR   | <i>Meles meles</i> |    | <i>Genetta genetta</i> |    | <i>Herpestes ichneumon</i> |   |
|---|--------------------|----|------------------------|----|----------------------------|---|
|   | Efecto             | p  | Efecto                 | p  | Efecto                     | p |
| 1. Área   |                    |    |                        |    | +                          | * |
| <b>VARIABLES DE CALIDAD INTERNA</b>                 |                    |    |                        |    |                            |   |
| 2. Cobertura de arbolado                            | +                  | ** |                        |    |                            |   |
| 3. Cobertura arbustiva                              | +                  | *  |                        |    | +                          | * |
| 4. Presencia de vegetación riparia                  |                    |    | +                      | *  | +                          | * |
| 5. Índice de actividad humana                       | -                  | *  | -                      | ** | +                          | * |
| <b>VARIABLES DE CONTEXTO</b>                        |                    |    |                        |    |                            |   |
| 6. Distancia a bosque o matorral                    | -                  | ** |                        |    |                            |   |
| 7. Distancia a la fuente                            |                    |    | +                      | *  | -                          | * |
| 8. Proporción de leñosas a 1 km                     |                    |    | +                      | ** |                            |   |
| 9. Presencia de elemento lineal                     | +                  | *  |                        |    |                            |   |
| 10. Densidad de elementos lineales herbáceos a 1 km | +                  | ** |                        |    |                            |   |

la gineta fue mayor en fragmentos con arbolado, sobre todo si el arbolado era denso (G=5.11, p=0.024), y con matorral (G=4.67, p=0.031). El efecto positivo simultáneo de un elevado valor medio de cobertura en el estrato arbóreo (G=3.98, p=0.046) y de pasto (G=3.22, p=0.073), sugiere que las formaciones de dehesa tendieron a ser seleccionadas positivamente por esta especie. También encontramos un efecto positivo de fragmentos que contenían cursos de agua flanqueados por una franja desarrollada de vegetación de ribera (G=16.34, p<0.001). Por otra parte, observamos un efecto negativo del grado

de actividad humana sobre la frecuencia de ocupación de la gineta (G=4.69, p=0.030). Entre las variables de contexto apreciamos un efecto positivo y significativo de la densidad de elementos lineales arbustivos alrededor del fragmento (G=3.99, p=0.046).

El modelo final incluyó variables de calidad interna a nivel de microhábitat y variables de contexto paisajístico (Tabla 1). La influencia del tamaño del fragmento y la de sus atributos geométricos no fueron retenidas en el modelo multivariante más parsimonioso. Tampoco permanecieron las variables de calidad interna a nivel de macrohábitat. Los efectos de los múltiples atributos del microhábitat se simplificaron en dos: influencia positiva de la presencia de vegetación riparia y negativa del grado de actividad humana. Dos atributos de contexto permanecieron en el modelo final: un efecto positivo del aislamiento por distancia a la fuente más cercana, y un efecto positivo de la superficie ocupada por plantas leñosas en torno al fragmento (Tabla 1). El modelo final explicó una proporción muy alta de la varianza (59%) en la incidencia de la gineta.



Foto 3. Gineta (*Genetta genetta*). Foto: Foto: CMA. Life Lince  
Photo 3. *Genetta genetta*. Photo: CMA. Life Lince

### *Herpestes ichneumon*

El tamaño del fragmento tuvo un efecto positivo sobre la incidencia del meloncillo ( $G=10.02$ ,  $p=0.002$ ). Las variables de calidad interna predijeron mejor la distribución



Foto 4. Meloncillo (*Herpestes ichneumon*). Foto: CMA.Life Lince.

Photo 4. *Herpestes ichneumon*. Photo: CMA. Life Lince.

de esta especie en el sistema de fragmentos que las variables de contexto. Observamos una clara asociación del meloncillo con los fragmentos que contienen matorral ( $G=11.46$ ,  $p<0.001$ ), sobre todo si se trataba de matorral ripario denso ( $G=15.91$ ,  $p<0.001$ ). También hallamos una asociación negativa con los indicadores de intensidad de la actividad humana ( $G=7.28$ ,  $p=0.009$ ). En uno de los muestreos observamos un efecto positivo de la presencia de elementos lineales en el entorno de los parches ( $G=5.73$ ,  $p=0.017$ ).

En el modelo final, se mantuvieron los efectos del tamaño del fragmento, de la calidad interna expresada por variables de microhábitat, y del contexto. Hubo asociación entre presencia del meloncillo y fragmentos con una elevada cobertura media de plantas leñosas, especialmente si se trataba de vegetación riparia densa. Persistió también el marcado efecto negativo de la actividad humana. Un determinante añadido de la distribución del meloncillo fue la influencia negativa de la distancia a la fuente más próxima. El modelo final explicó una fracción importante de la varianza (61%).

## UNGULADOS SILVESTRES

Como se ha indicado, los ungulados silvestres fueron detectados con muy baja frecuencia. En estas circunstancias, ajustar modelos de regresión logística no suele producir resultados fiables. Nos limitamos aquí a describir cómo eran los fragmentos ocupados ya que, aparte de concluir que ciervos y jabalíes apenas hacen uso del agrosistema, poco más se puede interpretar de nuestros resultados.

Las dos especies se hallaron en fragmentos situados en grandes claros dentro de las áreas fuente, sobre todo la meridional. Como corresponde al contenido dominante en pinares de estos fragmentos, el jabalí mostró una tendencia positiva a aparecer en parches de arbo-

lado denso. Todos los fragmentos ocupados contenían un arroyo, pero con desarrollo escaso o moderado de la vegetación riparia. La actividad humana fue escasa en todos los fragmentos ocupados por el jabalí.

De forma análoga, los fragmentos donde el ciervo fue detectado estaban inmersos en la masa de pinares del entorno de Doñana. Por tanto, eran fragmentos con arbolado denso, poco distantes de la fuente o del fragmento más próximo, alta proporción de hábitat forestado y baja densidad de elementos lineales en su entorno (con la excepción de los arroyos, los elementos lineales son escasos fuera del sector cultivado).

## DISCUSIÓN

### *Oryctolagus cuniculus*

Un recurso muy importante para los conejos es el refugio para la cría y la protección ante los predadores. La presencia y adecuada distribución del matorral proporcionan este recurso (Palomares 2003, Lombardi et al. 2007), sobre todo allí donde el sustrato no es lo suficientemente blando (p.ej. en suelos arenosos) para permitir la construcción rápida y el mantenimiento de vivares (Calvete et al. 2004, Gea-Izquierdo et al. 2005). Este recurso cobra importancia en áreas sometidas a fuerte presión cinegética, como hemos observado en algunos de los fragmentos. El efecto negativo de las molestias, combinado con la selección positiva de matorral es coherente con esta interpretación. La preferencia por fragmentos grandes puede estar ligada a la heterogeneidad interna de los hábitats. A escala de macrohábitat, los conejos son más abundantes donde existe una interspersión de área de matorral y claros con pasto, y esta combinación puede ser más frecuente en fragmentos de tamaño relativamente grande. La combinación de matorral y pasto y, en concreto, la densidad de borde entre ellos ofrece un hábitat especialmente favorable para los conejos, ya que dentro de sus rangos de movimientos tienen acceso simultáneo a recursos tróficos y refugio (Lombardi et al. 2003). El efecto positivo de la longitud del perímetro de los fragmentos sobre la frecuencia de ocupación de los conejos posiblemente refleja esta selección de bordes. La falta de efecto de las variables de contexto indica bien que el conejo es altamente resistente a la extinción local y ha permanecido en la mayoría de los fragmentos desde el momento de su creación o aislamiento, o bien que se trata de un buen colonizador, poco selectivo en relación con la distribución de las manchas de plantas leñosas en el agrosistema.

### *Lepus granatensis*

La liebre es una especie de espacios abiertos, como praderas y estepas naturales, que también prospera en áreas cultivadas (Smith et al. 2005). Por tanto, la liebre probablemente tiende a percibir de forma invertida nuestro modelo de paisaje binario, con hábitat óptimo en lo que considera-

mos matriz para los mamíferos forestales y hábitat subóptimo en los fragmentos. No obstante, la liebre aparece en la mayoría de los fragmentos. Algunos, los de mayor tamaño, contienen grandes claros y espacios abiertos en su interior, adecuados para esta especie. Otros fragmentos, dominados por formaciones adhesionadas, pueden ofrecerle condiciones óptimas en la totalidad de su superficie. En el resto de los fragmentos, más pequeños y homogéneamente forestados, la liebre puede utilizar una franja de la periferia del fragmento, penetrando desde los cultivos adyacentes, de forma análoga a cómo los conejos se alimentan en los bordes exteriores de los fragmentos forestados. Todo ello puede explicar su ubicuidad y, sobre todo, los efectos positivos de los atributos geométricos de los parches.

### *Vulpes vulpes*

Los zorros probablemente no dependen estrictamente de los bosques relictos para sobrevivir y reproducirse, pero éstos pueden ofrecer una mayor variedad de recursos, tanto más cuanto mayor es su tamaño (Lucherini et al. 1995). Por tanto, aunque los zorros habitan todo tipo de fragmentos, es más probable encontrarlos en los más grandes que, a su vez, son más heterogéneos en alimento y proporcionan mejor refugio (Cavallini y Lovari 1991). El zorro es un oportunista trófico que consume las presas más abundantes y fáciles de capturar. Su comportamiento de búsqueda cambia entre las distintas presas a medida que la disponibilidad de éstas va variando en el espacio y en el tiempo (Jedrzejewski y Jedrzejewska 1992). Entre las presas más rentables destaca por su biomasa el conejo (Calzada, 2000), disponible especialmente durante la época de cría (el zorro escarba las gazaperas), y durante los picos de mortalidad estacionales del conejo asociados a sus enfermedades víricas, la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica. La asociación del zorro con fragmentos de perímetro largo podría deberse simplemente a la correlación entre tamaño y longitud del perímetro de los fragmentos (explicación no funcional) o, alternatively, a una preferencia por los fragmentos donde los conejos están presentes con mayor pro-

babilidad (explicación funcional). La reducción del riesgo de predación es la explicación más directa a la tendencia que muestra esta especie a evitar fragmentos con alta actividad humana. El patrón de distribución del zorro sugiere que es poco plausible que la interfase agrícola obstaculice sus movimientos. La mayor frecuencia de zorros en fragmentos próximos a otras áreas forestadas, principalmente áreas fuente, puede explicarse por una tasa de ocupación densodependiente.

### *Meles meles*

El tejón es un carnívoro que puede vivir en hábitats muy variados, desde bosques caducifolios húmedos hasta áreas subdesérticas (Kruuk, 1989). Alcanza densidades muy altas en agrosistemas templados, compuestos por mosaicos de bosque, pastos y cultivos (Delahay et al. 2006). Además, su espectro trófico es diverso, con una amplia representación de alimentos de origen vegetal, silvestres o cultivados, en su dieta (Kruuk 1989). Con estos antecedentes, esperábamos que, entre las especies de carnívoros forestales considerados en nuestro estudio, el tejón fuese aquella que utilizase con más frecuencia las áreas agrícolas y las percibiese como un hábitat poco hostil, al menos para realizar movimientos de cierta entidad a su través. Por tanto, también cabría esperar que, siendo tan dependiente del bosque o del matorral como otros carnívoros para obtener refugio, el tejón fuese el menos afectado por el aislamiento de los fragmentos. Nuestros resultados en el agrosistema del Guadiamar no sostienen esta predicción. La tendencia a aparecer con menor frecuencia a medida que los fragmentos se sitúan a mayor distancia de la fuente, y la relación positiva entre frecuencia de ocupación y la presencia de distintos elementos lineales, sugieren que los tejones podrían percibir una cierta resistencia para moverse por la matriz agrícola. Estos resultados pueden conciliarse con los descritos en agrosistemas más norteños, precisando que en la mayoría de los paisajes donde se han encontrado densidades elevadas de tejones la conectividad para esta especie es alta gracias a una elevada densidad de lindes, setos y la red fluvial (van der Zee et al. 1992, Virgós 2001, Remonti et al. 2006).

El tejón ocupó los fragmentos con independencia del ma-

crohábitat dominante y de su tamaño, de acuerdo con su capacidad para explotar múltiples recursos disponibles tanto dentro del fragmento como en sus alrededores. La homogeneidad interna del parche afectó a la presencia de tejones en dos aspectos. Primero, la asociación a valores medios elevados de la cobertura arbórea y arbustiva, al mismo tiempo que a valores bajos de pasto, sugiere una preferencia relativa de los bosques frente a las dehesas. Segundo, el efecto más nítido fue la evitación de fragmentos sometidos a una actividad humana recurrente. En el área de Doñana se ha encontrado un efecto negativo parecido de la proximidad a focos de actividad humana sobre la conducta de los tejones. Cerca de estos focos se ha observado una mortalidad más elevada por caza furtiva que lugares menos frecuentados del interior del Parque Nacional de Doñana (Revilla et al. 2001).

### *Genetta genetta*

En relación con el tamaño medio de los fragmentos (85 ha), la gineta tiene áreas de campeo relativamente grandes, con valores medios entre 72 y 781 ha según la localidad y el sexo de los individuos (Palomares y Delibes 1994, Munuera y Llobet 2004). Por tanto, cabría esperar que la especie estuviese ausente de los fragmentos de menor tamaño, especialmente los aislados. Esta necesidad de espacio puede explicar parcialmente el efecto positivo del tamaño del fragmento sobre la frecuencia de ocupación. Una explicación complementaria es la asociación de la gineta con combinaciones de atributos de macrohábitat presentes en las dehesas, ya que los parches de dehesa se encontraban entre los más grandes de la muestra (hasta 400 ha). Los fragmentos de dehesa también tenían una forma menos compacta, de manera que el efecto positivo de un borde tortuoso puede ser un artefacto o efecto indirecto de una preferencia de las ginetas por los parches de dehesa. La desaparición del efecto del tamaño del fragmento en el análisis multivariante concuerda con esta segunda interpretación. Además, los fragmentos de dehesa se encontraban, en promedio, más alejados de las áreas fuente que fragmentos de otro tipo, lo que puede proporcionar una explicación para la débil pero inesperada relación positiva entre frecuencia de ocupación y distancia a la fuente. Esta relación, posiblemente un indicador indirecto

de la alta frecuencia de ocupación de las dehesas por la gineta, quedó retenida en el modelo final.

La selección de fragmentos arbolados y vegetación riparia densa coincide con los hábitos arborícolas de la especie y con los hábitats preferidos descritos en la comarca de Doñana (Palomares y Delibes 1994). Su dependencia del arbolado para desplazarse podría en principio predecir un efecto de las variables de contexto mayor del hallado en los análisis univariantes. Una posibilidad es que las ginetas perciban suficiente permeabilidad en una matriz agrícola que, en el sector sur del agrosistema del Guadamar, donde se encuentra la mayor parte de los fragmentos examinados, está dominada por olivares. De este modo podrían acceder a fragmentos distantes, aún cuando éstos no estén siempre bien conectados físicamente mediante corredores de hábitat óptimo. Esta interpretación viene reforzada por el efecto positivo de la proporción de plantas leñosas (olivos incluidos) en el entorno del fragmento focal sobre la probabilidad de ocupación por la gineta. Si la colonización estuviera favorecida por una matriz agrícola rica en cultivos leñosos, la influencia de los elementos lineales sobre la distribución de la gineta sería menor.

### *Herpestes icbneumon*

De acuerdo con la selección de hábitat descrita para esta especie (Palomares y Delibes 1990, 1993), encontramos que la presencia y cobertura de matorral es uno de los factores más importantes que determinan la ocupación de

fragmentos forestados por el meloncillo. Hay que matizar su asociación con el matorral denso, precisando que se trata del cerrado matorral ripario, puesto que no observamos una relación positiva significativa con la presencia de matorral denso no asociado a las riberas (cf. Palomares y Delibes 1993). El meloncillo comparte con los demás carnívoros una fuerte reacción negativa a la actividad humana (Theuerkauf et al. 2003, George y Crooks 2006), que es el otro factor determinante de su distribución en los bosques-isla del Guadamar. En relación con el tamaño de la mayoría de los fragmentos de nuestro sistema, el meloncillo tiene requerimientos espaciales relativamente elevados, con áreas de campeo de unas 300 ha (Palomares, 1994). El efecto positivo del tamaño del fragmento puede reflejar esta necesidad de espacio, pero también indica que los meloncillos tal vez obtienen pocos recursos y, por tanto, hacen poco uso de las áreas agrícolas que rodean a los fragmentos. Si no fuese así, cabría esperar un efecto más débil o ausente del tamaño de fragmento sobre la distribución de esta especie.

La falta de efecto de las variables de contexto sobre la incidencia de los meloncillos, a excepción de la distancia a la fuente, sugiere que esta especie podría colonizar fragmentos aislados, probablemente siguiendo la red de drenaje superficial, pero quizá también haciendo uso de otros elementos de la matriz agrícola. Es posible que la matriz agrícola del Guadamar no sea tan hostil como cabría esperar del especialista de hábitats cerrados que es este herpéstido, al menos durante los largos desplazamientos direccionales propios de la dispersión juvenil.

22

## *Conclusiones y recomendaciones de gestión*

Los fragmentos forestados del agrosistema del Guadamar parecen cumplir un papel muy importante en la distribución a escala regional de la mayoría de los mamíferos considerados. Por tanto, estas manchas de monte son esenciales para mantener la posibilidad de conexión demográfica y genética entre las poblaciones de esas especies en Doñana y Sierra Morena, y es recomendable su conservación. Conviene que los fragmentos de monte no pierdan tamaño por expansión de los cultivos colindantes y, donde sea posible, es recomendable que aumenten su superficie. También es muy importante conservar y mejorar su calidad interna, minimizando en lo posible la actividad humana directa y sus manifestaciones (incremento de los accesos, construcción de edificios), fomentando la diversidad estructural y florística del monte mediterráneo, y prestando especial atención a la conservación de los hábitats riparios. Nuestros resultados sugieren que la heterogeneidad estructural de la matriz agrícola, en forma de elementos lineales (asociados o no a cursos de agua) o de diversidad de cultivos, favorece la difusión de los mesomamíferos en el agrosistema del Guadamar y, por tanto, merece ser conservada y aumentada mediante manejo activo.

# BIBLIOGRAFÍA

- Bowyer, R.T. y Kie, J.G. 2006. Effects of scale on interpreting life-history characteristics of ungulates and carnivores. *Diversity and Distributions* 12: 244-257.
- Calabrese, J.M. y Fagan, W.F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 529-536.
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E. y Cabezas-Ruiz, S. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19: 531-542.
- Calzada, J. 2000. Impacto de predación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo. Tesis doctoral, Universidad de León.
- Cavallini, P. y Lovari, S. 1991. Environmental-factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Journal of Zoology* 223: 323-339.
- Consejería de Medio Ambiente 1999. Mapa de usos y coberturas vegetales de Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Crawley, M.J. 1993. *GLIM for ecologists*. Blackwell, Oxford.
- Delahay, R.J., Carter, S.P., Forrester, G.J., Mitchell, A. y Cheeseman, C.L. 2006. Habitat correlates of group size, bodyweight and reproductive performance in a high-density Eurasian badger *Meles meles*. population. *Journal of Zoology* 270: 437-447.
- Ewers, R.M. y Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- Gea-Izquierdo, G., Muñoz-Igualada, J. y San Miguel-Ayanz, A. 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research* 32: 723-731.
- George, S.L. y Crooks, K.R. 2006. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation* 133: 107-117.
- Hosmer, D.W. y Lemeshow, S. 1989. *Applied logistic regression*. Wiley, New York.
- Jedrzejewski, W. y Jedrzejewska, B. 1992. Foraging and diet of the red fox *vulpes-vulpes* in relation to variable food resources in Bialowieza National Park, Poland. *Ecography* 15: 212-220.
- Kruuk, H. 1989. *The social badger*. Oxford University Press, Oxford.
- Lombardi, L., Fernández, N. y Moreno, S. 2007. Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology* 8: 453-463.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. y Villafuerte, R. 2003. Habitat-related differences in rabbit *Oryctolagus cuniculus*. abundance, distribution, and activity. *Journal of Mammalogy* 84: 26-36.
- Lucherini, M., Lovari, S. y Crema, G. 1995. Habitat use and ranging behaviour of the red fox *Vulpes vulpes*. in a Mediterranean rural area: Is shelter availability a key factor? *Journal of Zoology* 237: 577-591.
- McCoy, E.D. y Mushinsky, H.R. 1999. Habitat fragmentation and the abundance of vertebrates in the Florida scrub. *Ecology* 80: 2526-2538.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. y Bauhus, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218: 1-24.
- Munuera, D.C. y Llobet, F.L. 2004. Space use of common genets *Genetta genetta* in a Mediterranean habitat of northeastern Spain: differences between sexes and seasons. *Acta Theriologica* 49: 491-502.
- Palomares, F. 1994. Site fidelity and effects of body-mass on home-range size of Egyptian mongooses. *Canadian Journal of Zoology* 72: 465-469.
- Palomares, F. 2003. Warren building by European rabbits *Oryctolagus cuniculus*. in relation to cover availability in a sandy area. *Journal of Zoology* 259: 63-67.
- Palomares, F. y Delibes, M. 1990. Habitat preference of large gray mongooses *Herpestes ichneumon* in Spain. *Acta Theriologica* 35: 1-6.
- Palomares, F. y Delibes, M. 1993. Key habitats for Egyptian mongooses in Doñana National Park, south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 30: 752-758.
- Palomares, F. y Delibes, M. 1994. Spatiotemporal ecology and behavior of European genets in southwestern Spain. *Journal of Mammalogy* 75: 714-724.
- Radford, J.Q. y Bennett, A.F. 2007. The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. *Journal of Applied Ecology* 44: 737-747.
- Remonti, L., Balestrieri, A. y Prigioni, C. 2006. Factors determining badger *Meles meles* sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. *Folia Zoologica* 55: 19-27.
- Revilla, E., Palomares, F. y Delibes, M. 2001. Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserves in conservation: Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology* 15: 148-158.
- Rodríguez, A. y Delibes, M. 2003. Riqueza de mesomamíferos en la cuenca del Guadiamar: resultados preliminares. Pp. 446-458, en Arenas, J.M., Martínez Faraco, F.R., Mora, A., Montes, C. y Borja, F. eds.. *Ciencia y restauración del río Guadiamar*. Consejería Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Rondinini, C. y Boitani, L. 2002. Habitat use by beech martens in a fragmented landscape. *Ecography* 25: 257-264.
- Smith, R.K., Jennings, N.V. y Harris, S. 2005) A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35: 1-24.
- Theuerkauf, J., Jedrzejewski, W., Schmidt, K. y Gula, R. 2003. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67: 706-716.
- van der Zee, F.F., Wiertz, J., Ter Braak, C.J.F. y van Apeldoorn, R.C. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.
- Virgós, E. 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation* 10: 1039-1049.



RESTAURACIÓN DE  
LA CONECTIVIDAD  
ECOLÓGICA DE LA  
CUENCA DEL RÍO  
GUADIAMAR A PARTIR DE  
LOS ELEMENTOS LINEALES  
DEL PAISAJE

**C. MARTÍNEZ, J.V. DE LUCIO Y P. SASTRE**

DPTO. DE ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD DE ALCALÁ  
ALCALÁ DE HERNARES, E-28871, MADRID. ESPAÑA



La permeabilidad ecológica de la matriz agraria de la cuenca del río Guadamar es necesaria para asegurar la conectividad entre los espacios naturales protegidos de Sierra Morena y Doñana. Si los setos, linderos y otros tipos de líneas de vegetación mantuviesen un adecuado estado de conservación se incrementaría la permeabilidad, favoreciendo la dispersión de especies entre ambos espacios naturales.

El análisis de la estructura del paisaje muestra un gran sector agrario central (918 ha) de la cuenca con escasa permeabilidad ecológica. Sin embargo, en esta zona se han cartografiado un total de 2574 líneas de vegetación asociadas a cauces, vías de comunicación y lindes entre cultivos, con una longitud total de 882 km. La densidad fue de 886 m/km<sup>2</sup>. El objetivo de este trabajo es identificar y caracterizar los elementos de grano fino del paisaje cuya restauración incrementaría más eficientemente la heterogeneidad y conectividad del paisaje agrario de la cuenca del río Guadamar.

Las soluciones óptimas encontradas son el resultado de comparar el incremento de conectividad aportada por distintos escenarios de restauración consistentes en la recuperación de la vegetación de ribera de arroyos y ríos, de vías pecuarias y de linderos de campos agrarios. Mediante la aplicación de modelos de conectividad de rutas de mínimo coste se identifican los escenarios de restauración más apropiados para cada sector y circunstancia proponiendo medidas de optimización del uso de ayudas agroambientales.

**Palabras clave:** Palabras clave: Ecología del paisaje, líneas de vegetación, paisajes agrarios, fragmentación, conectividad

## Introducción

La cuenca media del río Guadamar está situada entre las marismas de Doñana donde descarga sus aguas y las montañas de Sierra Morena. Ambos territorios son espacios naturales protegidos y forman parte de la red natura 2000. Si atribuímos al Guadamar y a sus tributarios cierta función facilitadora de la dispersión de especies, el vertido minero que destruyó gran parte de las riberas de este río supuso una grave pérdida de conectividad. El objetivo de este trabajo es proponer el mejor uso de la matriz agraria del sector central de la cuenca del Guadamar para restaurar la conectividad ecológica.

La fragmentación es la desintegración de los patrones geográficos existentes por la introducción de nuevos elementos o estructuras, de forma que los procesos y funciones de ese paisaje se ven interrumpidos (Gulinck et al., 2002). La fragmentación de las áreas naturales es un problema espacial que Forman (1995) lo define como la ruptura o división de las áreas naturales en áreas de menor tamaño.

Los cambios de usos del suelo en las últimas décadas no son distintos a los cambios ocurridos épocas pasadas, la diferencia se encuentra en la escala espacial y temporal a la que se producen estos cambios, mayores en estas últimas décadas (Jongman, 2002). La pérdida de cubiertas naturales por encima de ciertas proporciones, además de disminuir la disponibilidad de hábitats, afecta a la conectividad entre las teselas residuales. Cambios en la estructura del paisaje, afectan a la flora y fauna, a los flujos de materia y energía y a la calidad del paisaje (Burel & Baudry, 1995; Forman, 1995).

Hobbs y Wilson (1998) definen cuatro categorías de paisaje en función del grado de fragmentación de las cubiertas naturales. Los paisajes intactos y salpicados mantendrían como mínimo el 60% de su superficie en buen estado de conservación. Por debajo del umbral de percolación del 60% la conectividad del paisaje disminuiría a niveles críticos interrumpiéndose la capacidad de percolación del territorio (Pearson et al., 1996; Wiens,

Interest in the linear features of agricultural landscapes is growing as agents that might strengthen ecological connectivity. This work analyses the structure of the area's agricultural landscape, and characterizes the different types of linear features it contains. A methodology is proposed to compare the impact of different restoration scenarios on connectivity. The total length of the vegetation lines in the study area (918 km<sup>2</sup>) was some 882 km. The density of these lines was 886 m/km<sup>2</sup>. The most important linear features with respect to accompanying vegetation were roads. In contrast, rivers, streams and tracks had little accompanying vegetation.

The connectivity achieved in different scenarios was assessed with respect to the requirements of the area's main mid-size mammals. Connectivity models allowed a scenario prioritisation system to be established and the assignment of an interest value to each of the potentially restorable elements. The findings of this study could be used to establish intervention and financing criteria for agro-environmental remediation projects.

*Key words:* Keywords: Landscape ecology, hedgerows, rural landscape, fragmentation, connectivity

1997). Wiht (1997) establece el umbral de fragmentación entorno al 55-60% de cubiertas alteradas.

Los setos son un rasgo ancestral de identidad de los paisajes agrarios (Baudry et al., 2003). En Europa, la valoración de su papel ecológico y cultural ha ido creciendo al tiempo que estos elementos escaseaban debido a la intensificación de las actividades agrarias (Oreszczyn y Lane, 2000).

Los setos controlan la biodiversidad al proporcionar hábitats, refugio, corredores o barreras. Estas funciones son críticas para muchas especies animales y vegetales que de otra forma no podrían existir en los paisajes agrarios (Burel, 1996).

Los setos y otras líneas de vegetación intercaladas en los campos agrícolas son beneficiosos en términos de producción agrícola (Altieri, 1980; Thies y Tischamtké, 1999; Bouting y Jovin, 1998) mantenimiento de servicios ambientales (Kantelhardt, Osinski y Heissenhuber, 2003; Theinail y Baudry, 2004; Jobin et al., 2001; Burel, 1996); como proveedores de hábitat y alimento para numerosas especies de animales (Baudry, 1998; Marshall y Arnold, 1995; Dmowski et al., 1990; Clergeau et al., 1997; Boone y Tinklin, 1988). La vegetación de setos y linderos influye en la presencia y dispersión de insectos (Martín et al., 2001; Ricketts, 2001; Pither y Taylor, 1998; Burel, 1989; Duelli et al., 1990), mamíferos (Schippers et al., 1996)

y plantas (Riffell et al., 1996; McCollin et al., 2000). La estructura de los setos influyen en la presencia y riqueza de aves (Hinsley y Bellamy, 2000), pequeños mamíferos (Kotzageorgis y Mason, 1997), mariposas (Dover y Sparks, 2000; Ouin y Burel, 2002) y otros invertebrados (Maudsley, 2000). En los paisajes agrícolas la presencia de este tipo de elementos facilita los movimientos individuales de muchas especies (Martin et al., 2001; Ricketts, 2001; Schippers et al., 1996; Pither y Taylor, 1998).

La contribución de los setos al incremento de la permeabilidad territorial, sirviendo de corredores, como refugios y como fuente de alimentación depende de su accesibilidad desde los puntos de dispersión. La abundancia de los setos en los paisajes mediterráneos ha sido muy poco estudiada. La menor abundancia y exhuberancia de estos setos en comparación con los de lugares de clima templado ha podido influir en la falta de atención que han recibido. Tampoco existen procedimientos o métodos objetivos que ayuden a la toma de decisiones acerca de que elementos del paisaje deben ser restaurados. La medición de la conectividad paisajística permite evaluar el impacto de distintos escenarios de restauración sobre las especies objetivo (Van Apeldoorn et al., 1998; Sutcliffe et al., 2002; Nikolakaki, 2004; Baudry et al., 2003). Algunos trabajos han utilizados modelos de "mínimo coste" para incorporar información geográfica detallada y aspectos de comportamiento dispersi-

vo de las especies para la medición de la conectividad. (Walker y Craighead, 1997; Villalba et al., 1998; Halpin y Bunn, 2000; Ferreras, 2001; Graham, 2001; Michels et al., 2001; Schadt et al., 2002; Adriaensen et al., 2003).

La conectividad paisajística se ha definido como “el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de organismos entre teselas fuente” (Taylor et al., 1993; Tichendorf y Fahrig, 2000). La medición de la conectividad implica heterogeneidad espacial, así como los requerimientos de hábitat y la capacidad dispersiva de cada especie (Vos et al, 2001). Los objetivos de este trabajo han sido:

- Identificar los lugares de la cuenca del Guadiamar con graves problemas de fragmentación al disponer de una cubierta natural inferior al umbral de precolación del 60%.
- Clasificar el paisaje agrícola de la cuenca en función de su entramado lineal.
- Desarrollar modelos de conectividad para identificar los elementos lineales con mayor potencial de restauración.
- Estudiar la repercusión de la creación o recuperación de elementos lineales del paisaje.

El levantamiento de la cartografía de las líneas de vegetación comprende tres fases: georreferenciación de la fotografía aérea, digitalización de los elementos lineales y la comprobación en el campo de los resultados. La corrección geográfica de las fotos se realizó con referencia a imágenes de satélite IRS-PAN y fotografía aérea del vuelo 95166/9603 con fecha 1995-96 de la Junta de Andalucía que cubren la superficie de la cuenca del río Guadiamar a escala 1:60.000. Para la corrección de la fotografía se ha utilizado una función cuadrática o cúbica en los casos donde la distorsión derivada del relieve es mayor (zona norte de la Cuenca del Guadiamar), hasta alcanzar un nivel de error inferior a 1.5 píxeles ( $RMS < 1.5$ ). La imagen resultante tiene 1.5 metros de resolución (se podrá llevar hasta una escala 1:3750 aprox.). Las líneas de vegetación se digitalizaron, utilizado como base la fotografía aérea corregida y georreferenciada de la forma indicada.

La digitalización se ha realizado sobre una serie de cuadrículas de 4 x 4 km de una malla UTM superpuesta a la cuenca del Guadiamar, con objeto de estandarizar el procedimiento de obtención de datos y lograr que los elementos lineales fuesen detectados con igual proba-

bilidad en todas las cuadrículas fotointerpretadas. Se ha digitalizado a una escala de 1:10.000 sobre una pantalla de 21" con una resolución de 1280 x 1024.

La densidad y tipología de elementos lineales se estudió en los sectores de la cuenca que presentaban mayor grado de alteración de la cubierta natural (916 km<sup>2</sup> en el sector central agrario de la cuenca).

La clasificación multivariante de los paisajes de la cuenca del río Guadiamar (1353 Km<sup>2</sup>) trata de resumir la complejidad del paisaje de la cuenca teniendo en cuenta los principales factores que diferencian los distintos sectores de la cuenca. Para ello se calculó un conjunto de variables descriptoras de la estructura del paisaje para cuadrículas de 1km<sup>2</sup>.

El análisis comparativo de escenarios de sostenibilidad se realizó aplicando modelos de coste-distancia. Dichos modelos espacialmente explícitos utilizan información sobre la estructura del paisaje y sobre la capacidad dispersiva de las especies para construir rutas de dispersión idóneas o de mínima resistencia

## M É T O D O S

# RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las líneas de vegetación difieren en su anchura y porte. Un análisis detallado permite comprobar que muchas de estas líneas se encuentran en un notable estado de degradación con una biomasa muy inferior a la que podrían mantener. Hay que resaltar el elevado número y longitud de líneas de anchuras de 5 a 10 m. Este conjunto de líneas, de escasa anchura y porte herbáceo, son elementos muy frágiles del paisaje. Las líneas de vegetación con un tamaño intermedio tanto en la anchura (10-15m) como en el porte (arbustivo) forman el segundo grupo de líneas con mayor longitud total en el área muestreada, que es de aproximadamente 83 Km. En el área estudiada escasean las líneas de vegetación de mayor tamaño tanto en anchura como en porte, siendo la longitud de estas líneas de 10.7 Km (Tabla 1).

En la Figura 1 se muestra gráficamente los resultados obtenidos de la clasificación de las líneas de vegetación por su anchura y porte. Cabe resaltar la abundancia de líneas de vegetación de anchuras entre 10-15m, mientras que las líneas de mayores anchuras escasean en el paisaje muestreado.

De las líneas de vegetación muestreadas, 527 líneas fueron definidas como continuas, con una longitud de 185.326 Km. y 858 líneas como discontinuas con una longitud de 285.407 Km.

Tabla 1. Variables morfológicas de las líneas de vegetación agrupadas por clases.

Table 1. Morphologic variables of vegetation line grouped by classes.

| CLASE            |           | Número de segmentos | Longitud Km.   |
|------------------|-----------|---------------------|----------------|
| ANCHURA          | PORTE     |                     |                |
| 10-15 m          | Herbáceo  | 113                 | 37,282         |
|                  | Arbustivo | 265                 | 83,506         |
|                  | Arbóreo   | 84                  | 29,135         |
| 15-20 m          | Herbáceo  | 6                   | 823            |
|                  | Arbustivo | 37                  | 18,402         |
|                  | Arbóreo   | 60                  | 17,583         |
| 20-25 m          | Herbáceo  | 4                   | 6,365          |
|                  | Arbustivo | 4                   | 5,851          |
|                  | Arbóreo   | 20                  | 10,711         |
| A1               | Herbáceo  | 792                 | 261,076        |
| Total muestreado |           | 1385                | 470,734        |
| Sin muestrear    |           | 986                 | 412,229        |
| <b>Total</b>     |           | <b>2371</b>         | <b>882,963</b> |

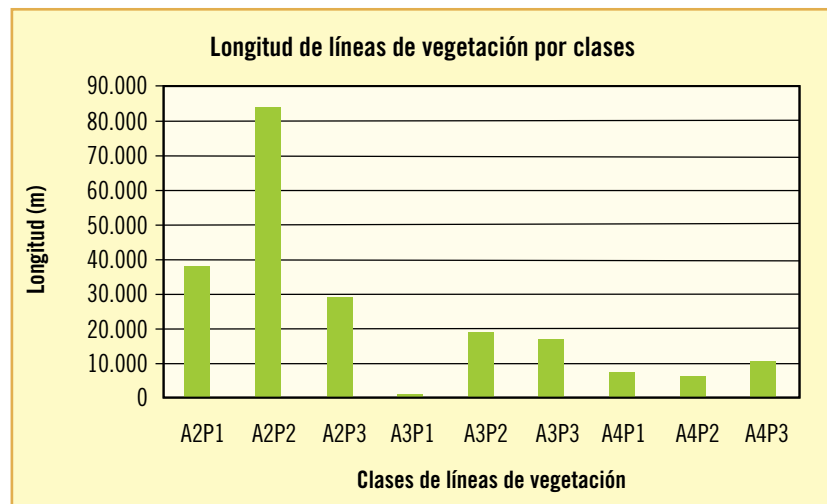


Figura 1. Longitudes de las líneas de vegetación por clases definidas a partir de las variables de anchura y porte: A2P1 (ancho 10-15, porte herbáceo) A2P2 (ancho 10-15m, porte arbustivo), A2P3 (ancho 10-15m, porte arbóreo), A3P1 (ancho 15-20m, porte herbáceo), A3P2 (ancho 15-20m, porte arbustivo), A3P3 (ancho 15-20m, porte arbóreo), A4P1 (ancho 15-20m, porte herbáceo), A4P2 (ancho 20-25m, porte herbáceo) A4P3 (ancho 20-25m, porte arbustivo) y A4P3 (ancho 20-25m, porte arbóreo).

Figure 1. Lengths of the lines of vegetation for classes defined from the variables of width and height: A2P1 (width 10-15m, herbaceous) A2P2 (width 10-15m, shrub), A2P3 (width 10-15m, arboreal), A3P1 (width 15-20m, herbaceous), A3P2 (width 15-20m, shrub), A3P3 (width 15-20m, arboreal), A4P1 (width 15-20m, herbaceous), A4P2 (width 20-25m, herbaceous) A4P3 (width 20-25m, shrub) y A4P3 (width 20-25m, arboreal).

## PATRÓN DE PAISAJE Y ELEMENTOS LINEALES DE VEGETACIÓN

Las líneas de vegetación se encuentran asociadas diferencialmente a los distintos tipos de paisaje agrario de la cuenca del Guadiamar.

La presencia de líneas de vegetación se encuentra asociada sistemáticamente a algunas variables paisajísticas. Se diferencian las cuadrículas de 1 km<sup>2</sup> con y sin líneas de vegetación, se observan diferencias significativas en algunos descriptores ambientales (Tabla 2). En general hay más setos en paisajes heterogéneos y con mayor perímetro de cultivos de olivar en secano, de herbáceos en regadío y de mosaicos de secanos y regadíos (herbáceos y leñosos). Los paisajes con setos son poco frecuentes en lugares con elevado perímetro de

formaciones arboladas de coníferas y alejados de los núcleos urbanos.

Con objeto de conocer la relación de los elementos lineales con el contexto paisajístico en que se sitúan, se realizó un análisis de clasificación jerárquica de la matriz formada por 916 cuadrículas de 1 x 1 km del sector central de la cuenca y 10 variables referentes a la cobertura del suelo y a los elementos lineales (número de teselas, longitud de líneas de vegetación, diversidad, distancia núcleos urbanos, longitud de carreteras, pendiente, longitud de ríos y arroyos, longitud de líneas asociadas a lindes, vías de comunicación y ríos y arroyos).

El resultado permite identificar 3 grandes tipos de paisajes, que difieren en su heterogeneidad y en la presencia y tipología de elementos lineales (Figura 2).

Los paisajes tipo 1 presentan escasos elementos lineales, se encuentran apartados de las núcleos urbanos y con baja densidad de carreteras. Son zonas de relieve ondulado con áreas agrícolas en mosaico con cubiertas de vegetación natural. El área total con estas características es de aproximadamente 411km<sup>2</sup>, presentándose en el tramo sur de la cuenca. La longitud total de líneas de vegetación es de 314 km con una densidad de 763 m/km<sup>2</sup> (Foto 1).

Los paisajes tipo 2 son zonas homogéneas de escasa pendiente dominadas por usos agrícolas de secano. Paisajes muy transformados, con pocas manchas de vegetación natural, por lo que la conectividad de estos paisajes está apa-

Tabla 2. Comparación entre variables paisajísticas (cuadrículas 1 km<sup>2</sup>) según tengan setos o no (0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*).

*Table 2. Comparison among landscape variables (squared patterns 1 km<sup>2</sup>) as have hedges or not (0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*).*

| VARIABLE                                  | Media no presente | Media presente | F     | Signif. |
|---|-------------------|----------------|-------|---------|
| Diversidad (s)                            | 2.52              | 2.95           | 25.55 | ***     |
| Pendiente (%)                             | 1.95              | 2.30           | 15.21 | ***     |
| Número de teselas                         | 4.78              | 5.99           | 33.12 | ***     |
| Perímetro de olivar en secano (m)         | 1357              | 1993           | 78.58 | ***     |
| Perímetro de herbáceos en regadío (m)     | 236               | 449            | 10.20 | **      |
| Perímetro de formaciones de coníferas (m) | 410               | 110            | 17.09 | ***     |
| Perímetros de mosaicos (m)                | 320               | 549            | 7.02  | **      |
| Distancia a núcleos urbanos (m)           | 3992              | 2815           | 50.40 | ***     |

Tabla 3. Variables descriptoras del paisaje en los tres tipos de paisajes identificados en el sector agrario de la cuenca del Guadiamar.

*Table 3. Variables of the landscape in three types of landscapes identified in the agrarian sector of the basin of the Guadiamar.*

| Variables descriptoras                                | Paisaje 1 | Paisaje 2 | Paisaje 3 |
|---|-----------|-----------|-----------|
| Superficie (Km <sup>2</sup> )                         | 411       | 463       | 42        |
| Longitud de líneas de vegetación (km)                 | 314.9     | 534.2     | 69.5      |
| Densidad de líneas de vegetación (m/Km <sup>2</sup> ) | 766       | 1153      | 1654      |
| Longitud de vías de carreteras (m)                    | 147.067   | 150.538   | 18.719    |
| Longitud de vías de caminos (m)                       | 685.825   | 618.990   | 66.658    |
| Longitud de vías pecuarias (m)                        | 123.694   | 258.103   | 13.064    |
| Longitud de ríos y arroyos (m)                        | 138.571   | 237.226   | 13.953    |
| Distancia media a núcleos urbanos (m)                 | 3671.22   | 3611.87   | 2761.31   |
| Pendiente (%)   | 2.35      | 1.82      | 2.07      |
| Número medio de teselas/km <sup>2</sup>               | 5.28      | 3.69      | 6.04      |



Foto 1. Paisaje tipo 1.

*Photo 1. Landscape type 1.*



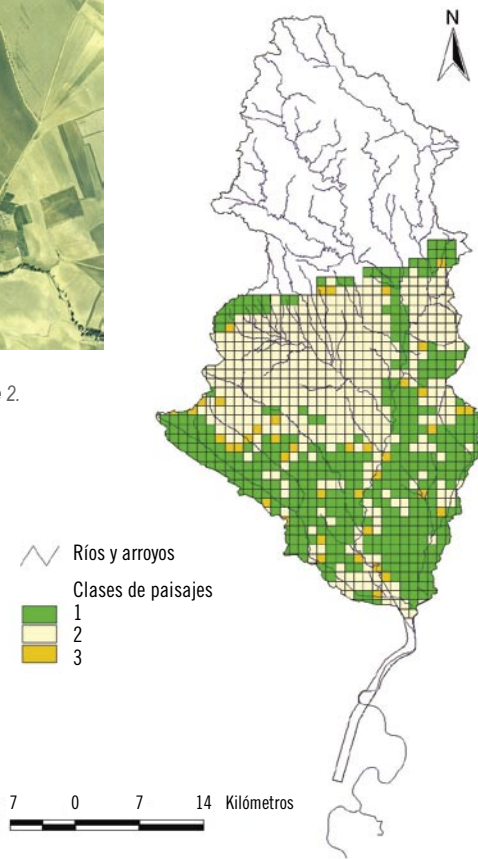
Foto 2. Paisaje tipo 2.

*Photo 2. Landscape type 2.*



Foto 3. Paisaje tipo 3.

*Photo 3. Landscape type 3.*



rentemente muy disminuida. La longitud de elementos lineales es superior a los paisajes tipo1 (534 km) al igual que su densidad, 1153 m/km<sup>2</sup>. El área total de este tipo de paisaje es de 463 km<sup>2</sup> (Foto 2).

Los paisajes tipo 3 se caracterizan por ser zonas heterogéneas cercanas a núcleos urbanos, con elevada densidad de líneas de vegetación asociadas principalmente a caminos y lindes entre cultivos (1654 m/km<sup>2</sup>). Este tipo de paisajes tiene una superficie escasa (42 km<sup>2</sup>) y se distribuye de forma dispersa por todo el territorio. Este tipo de paisajes puede desempeñar un papel importante actuando como puntos de paso (*stepping stones*) para algunas especies (Foto 3).

Figura 2. Tipos de paisajes presentes en la cuenca del río Guadamar obtenidos mediante análisis estadístico de clasificación multivariante. Se calcularon el valor medio de distintas variables del paisaje para la malla de cuadrículas de 1 km<sup>2</sup>. Con la matriz resultante de la integración de todas las variables se realizó el análisis multivariante que dio como resultado los tres tipos de paisajes que se muestran en la figura.

*Figure 2. Types of landscapes in the basin of the river Guadamar obtained with multivariate classification statistical analysis. The average value of different variables of the landscape have been calculated for grids of 1 km<sup>2</sup>. With the resultant database of the integration of all the variables was realized multivariate analysis that gave three types of landscapes that appear in the figure.*

## ESCENARIOS DE RESTAURACION DEL PAISAJE Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

Con el objeto de identificar los elementos lineales con incidencia en la conectividad del paisaje, se ha definido tres escenarios paisajísticos en grado creciente de conectividad (Figura 3):

Escenario 1: Estado actual de las coberturas vegetales.

Escenario 2: Restauración de las riberas de todo el área de estudio.

Escenario 3: Restauración de los Elementos con especial incidencia como vías pecuarias, líneas de vegetación natural y riberas.

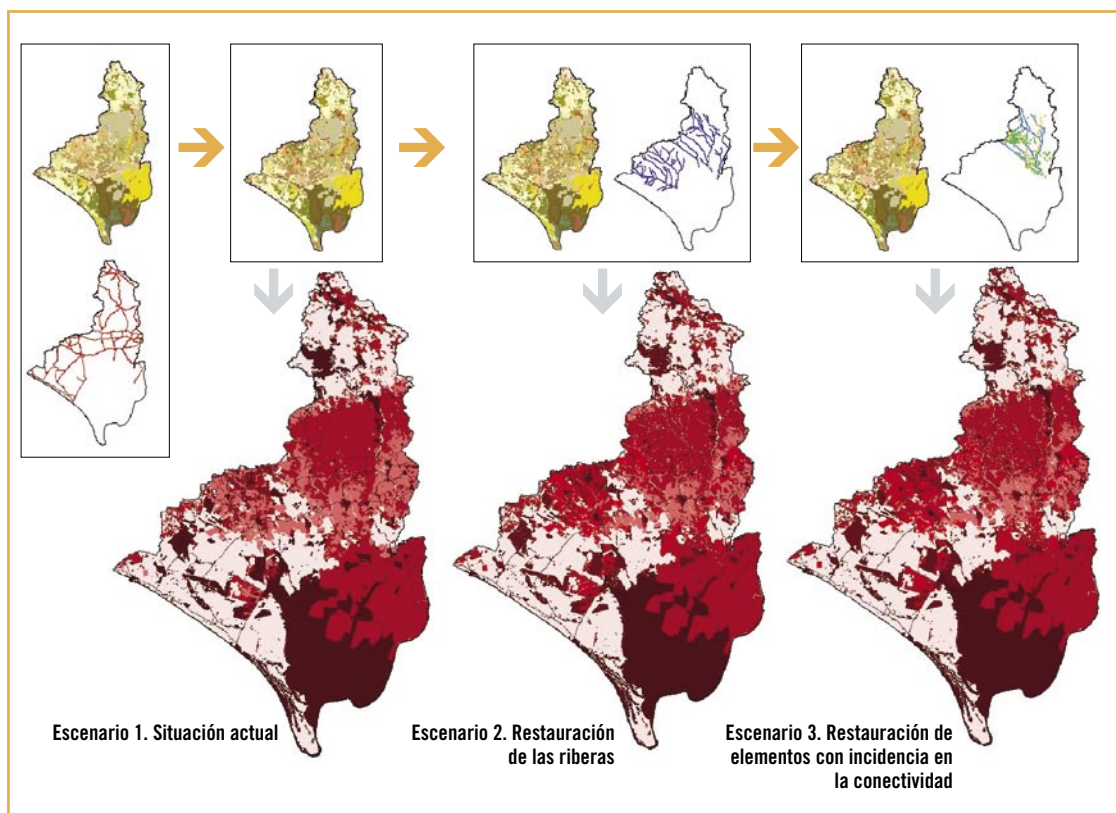


Figura 3. Proceso de elaboración de los escenarios de restauración y correspondientes mapas de resistencia. Escenario 1: Situación actual, se crea a partir del mapa de usos y coberturas naturales, sobre este se superponen las vías de comunicación dándoles una anchura de 100 metros. Sobre el escenario 1 se elabora el escenario 2, añadiéndole los ríos y arroyos (buffer de 20 m), y el escenario 3, añadiéndole los elementos lineales con incidencia en la conectividad (Vías Pecuarias, arroyos y líneas de vegetación natural).

*Figure 3. Process of production of the scenes of restoration and corresponding resistance maps. Scene 1: current situation, it is created from the map of uses and natural coverages, on this one the road links are superposed giving them a width of 100 meters. On the scene 1 elaborates the scene 2, adding the rivers (buffer of 20 m), and the scene(stage) 3, adding the linear elements with incident in the connectivity (cattle routes, creeks and lines of natural vegetation).*

Los modelos de conectividad se elaboran a partir de una superficie de coste o fricción y un mapa de fuentes de dispersión. La superficie de fricción o superficie de coste utilizada son los tres mapas de resistencias elaborados para cada uno de los escenarios. Para definir las fuentes de dispersión, se seleccionaron las teselas con vegetación natural arbolada de más de 200 ha. En cada una de ellas se seleccionó un punto al azar como origen. Aplicando la herramienta de distancia-coste (“Cost-distance”) se calcularon los modelos de conectividad para cada escenario. Cada píxel de

un mapa de conectividad es función de la resistencia acumulada y la distancia a la fuente de dispersión más cercana. Los valores resultantes van de cero a infinito, siendo los valores próximos a cero alta conectividad y cuanto más alejados de cero menor conectividad. En el valor de conectividad interviene el tamaño del píxel y el valor de resistencia asignado (Figura 4). Los mapas resultantes tienen un tamaño de píxel de 20 m, este tamaño nos permite integrar elementos lineales con anchuras mínimas de 20 m.

El modelo de conectividad identificado en cada escenario se muestra en la figura 5. Utilizando una misma escala de colores podemos comparar los mapas de conectividad resultantes y analizar visualmente cuales son las diferencias entre los escenarios. De esta forma comprobamos que con una distancia-coste de 26.000 unidades, el escenario 1 muestra manchas no conectadas unas de otras, sin embargo en el escenario 2 y 3, con la misma distancia-coste aparecen todas las manchas conectadas. Para 300.000 unidades de distancia-coste las teselas foresta-

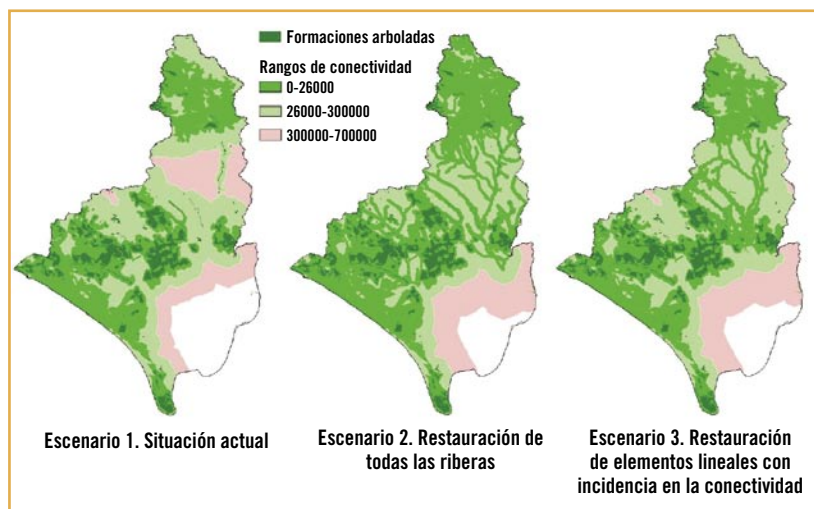


Figura 4. Mapas de permeabilidad del paisaje calculados para los 3 escenarios de restauración teniendo en cuenta una especie forestal tipo. Como fuentes de dispersión se han seleccionado las teselas arboladas con una superficie de más de 200 ha. Cada píxel del mapa es función de la resistencia por la distancia a la fuente más cercana. Toman color verde oscuro las áreas más permeables y rojo las menos permeables.

Figure 4. Maps of permeability of the landscape calculated for 3 scenes of restoration bearing a forest specie type. Since sources of dispersion have selected the teselas with a surface of more than 200 ha. Every pixel of the map represents the resistance for the distance to the most nearby source. They take dark green color the most permeable areas and red the least permeable.

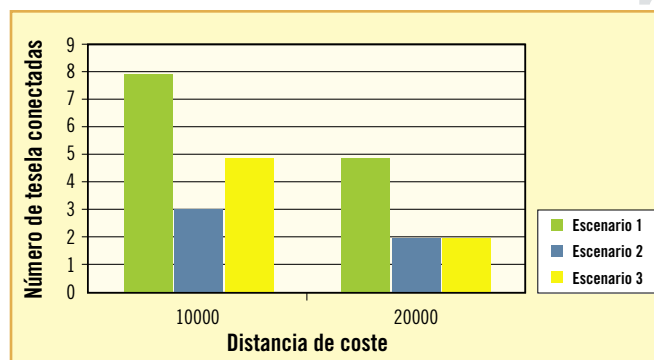


Figura 5. La gráfica representa el número de teselas conectadas con dos distancias de coste (10.000 y 20.000). Para una distancia-coste de 10.000 unidades, el paisaje resultante en el escenario 1 estaría formado por 8 teselas, en el escenario 2 por 3 y en el escenario 3 por 5. Para la distancia-coste de 20.000, el número de teselas para los escenarios 2 y 3 se reduce a 2 mientras que en el escenario 1 mantiene 5 teselas. En el escenario 3 con una menor superficie restaurada consigue el mismo número de teselas conectadas.

Figures 5. The graph represents the number of patches connected with two cost distances (10.000 and 20.000). For a Cost-distance of 10.000 units, the resultant landscape in the scene 1 would be formed by 8 patches, in 2 by 3 and in 3 by 5. For the cost-distance of 20.000, the number of patches for the scenes 2 and 3 diminishes to 2 whereas in the scene 1 supports 5 patches. In the scene 3 with a minor restored surface it obtains the same number of patches connected.



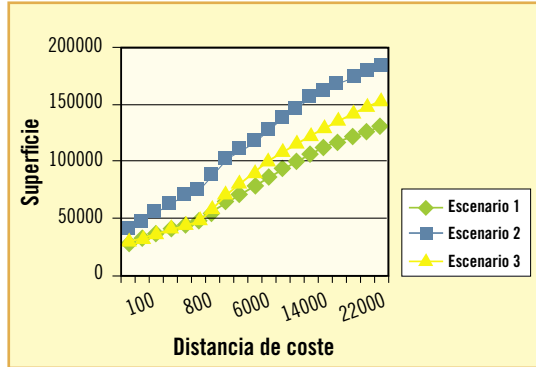


Figura 6. La gráfica representa la superficie conectada para distintas distancias de coste. La curva del escenario 1 simula la situación actual de las coberturas del suelo, la curva del escenario 2 todas las riberas de la matriz agrícola restaurada (superficie de 3890,69 Ha) y la curva del escenario 3, la superficie conectada a partir de una selección de elementos lineales con incidencia en la conectividad (2474,34 Ha).

*Figure 6. The graph represents the surface connected for different cost distances. The curve of the scene 1 simulates the current situation of the land covers, the curve of the scene 2 included the restoration of all the banks (surface of 3890,69 Ha) and the curve of the scene 3, the surface connected from a selection of linear elements with incident in the conectividad (2474,34 Ha).*

les del escenario 1 siguen permaneciendo desconectadas y se unen a partir de una distancia superior a 300.000.

La comparación cuantitativa entre los distintos escenarios obtenidos puede ser realizada mediante un sencillo gráfico acumulativo de “superficie conectada”, entendiendo como tal el área asequible desde un elemento de la red de conectividad. En la Figura 6 se muestra como se va incrementando la superficie conectada desde una distancia-coste de cero hasta 26.000 unidades. Se observa como el escenario 2 es más eficiente ya que acumula más superficie en cada distancia-coste, seguido del 3 y 1.

Un objetivo del diseño de elementos conectores en el paisaje es conseguir una red continua. En la figura 4 (página anterior) se analiza el número de manchas continuas internamente y aislada del resto que resultan de cada uno de los escenarios analizados. Observamos que el menor número de teselas se alcanza en el escenario 2, si bien es cierto que a una distancia-coste de 20.000 unidades las teselas resultantes se iguala con el escenario 3. No olvidemos que el escenario 3 implica la restauración de un mayor número de elementos lineales.

## Conclusiones

El tramo medio de la cuenca del Guadiamar presenta coberturas de vegetación inferiores a los umbrales de percolación, presentándose como una barrera entre las áreas protegidas situadas en sus extremos (Área de Doñana y Sierra Morena).

La matriz agraria presenta un complejo entramado lineal formado por una densa red de ríos, arroyos, caminos, vías pecuarias y carreteras. Sin embargo, los porcentajes de estos elementos que aparecen acompañados de una orla vegetal son muy reducidos. Las líneas de vegetación presentes en la matriz agraria se pueden agrupar en cinco clases en función de las principales especies constituyentes, las cuales hacen referencia a un gradiente de hume-

dad y naturalidad. Además las categorías de líneas definidas muestran una morfología (anchura y porte) significativamente distinta.

El mosaico agrícola representa un obstáculo a la dispersión de las especies debido a la carencia de vegetación natural. A pesar de su mal estado de conservación es necesario resaltar que a través de la restauración y revegetación de ciertos elementos del paisaje, sería posible aumentar la permeabilidad del paisaje para ciertas especies. El incremento de la permeabilidad del mosaico agrícola daría lugar a una mejora general de la conectividad de la cuenca, haciendo viable la conexión este-oeste como complemento al eje principal del río Guadiamar.



Figura 7. Esquema de la estrategia de restauración propuesta para la cuenca del Guadamar. Los modelos de conectividad necesitan como información de partida cartografía de los usos del suelo además de información referida a las especies. Permiten simular escenarios paisajísticos y priorizar medidas de restauración. Los modelos de conectividad son dinámicos en el tiempo y permiten una actualización.

*Figure 7. Scheme of the strategy of restoration proposed for the basin of the Guadamar. Connectivity models need cartography of the land uses besides information referred to the species. They allow to simulate landscape scenes and to prioritize measures of restoration. Connectivity models are dynamic in the time and allow an update.*

La aplicación de los modelos de conectividad ha permitido identificar las zonas más permeables para el grupo de mamíferos medianos estudiados y los puntos clave en los que la restauración tendría mayor relevancia. La comparación de los distintos escenarios permite valorar cual es el incremento de la conectividad dada unas medidas concretas de restauración. Así la restauración de determinados elementos del paisaje permite alcanzar estados de conectividad que se aproximan a un paisaje permeable para una especie forestal.

Las áreas de dominio público, tanto los márgenes de los cursos de agua como las vías pecuarias son áreas potenciales para ser revegetadas. Por su configuración espacial en el territorio de la cuenca son relevantes en la conectividad de la misma ciertos arroyos como los de Tejada, Pilas y Alcarayón.

La eficiencia del Corredor Verde del Guadamar como conexión entre los sistemas forestales de Sierra Morena con los sistemas naturales de Doñana requiere la restauración no sólo del cauce del principal río de esta cuenca, el río Guadamar, sino también la restauración de la permeabilidad de la matriz agrícola que separa estos dos sistemas naturales. Tras el trabajo de caracterización de los elementos lineales de la cuenca del río Guadamar, cabe señalar que el tramo medio de la cuenca, dominado por extensos campos de cultivo, presenta problemas de permeabilidad (de Lucio et al 2003).

Estudios como los llevados a cabo, ponen de manifiesto la importancia de los elementos lineales como facilitadores de la dispersión de ciertas especies. La revegetación de las lindes entre cultivos, riberas y vías pecuarias mejoraría en gran medida la permeabilidad de la cuenca del río Guadamar como se ha podido ver en apartados anteriores.

Los modelos de conectividad realizados permiten definir el papel de los distintos elementos del paisaje, asignándoles un valor en la conectividad en el paisaje. Lo que nos permite evaluar distintos escenarios de restauración y ver sus consecuencias en la conectividad del paisaje.

Se propone una estrategia para priorizar las intervenciones en función de la contribución de cada elemento del paisaje a la conectividad y de su estado actual. Esta estrategia combina la base de datos generada a través de los distintos muestreos realizados y los modelos de conectividad (Figura 7).

## Recomendaciones de gestión

Con el objetivo de incrementar la permeabilidad de la matriz agrícola del tramo medio de la cuenca del Guadimar se recomienda incrementar las coberturas de vegetación natural que acompañan los ríos y arroyos, los lindes entre las fincas y vías pecuarias.

En los casos de que exista una banda vegetal en ríos y riberas se mejorará su estado de conservación, revegetando en los casos que así se precise con especies propias de la zona (Figura 8).

La superficie recomendada es de 783 Has repartida entre los que cabe señalar el arroyos de Pilas, Tejada, Alcarayón, de las Charcas, Algarbe, Garganta de Barbacena, entre otros. Estos espacios son de Dominio Público a cargo de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

La mayoría de las vías pecuarias carecen de vegetación natural de porte arbustivo o arbóreo, por los que requerirá un esfuerzo mayor en la revegetación de estas áreas. La superficie recomendada a restaurar es de 908 Has localizada en las siguientes vías pecuarias: Cañada Real de la Marisma, Vereda del Fresnecillo, Cañada Real de los Isleños y Vereda del Pilar.

Aunque la recomendación es el mantenimiento y mejora del conjunto de las líneas de vegetación, se ha asignado un criterio de prioridad a cada línea de vegetación en función de su importancia en la conectividad del paisaje, estimada a partir de los modelos de conectividad realizados (Figura 9). Estos valores quedaron recogidos en la cartografía digital para su uso por los gestores de proyectos de restauración.

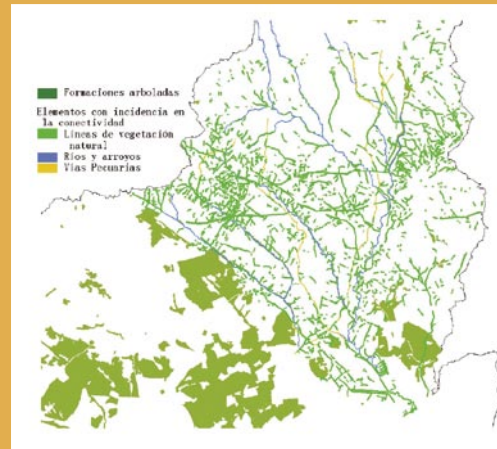


Figura 8. Localización de las medidas de restaurar.

*Figure 8. Location of the restoration measures.*

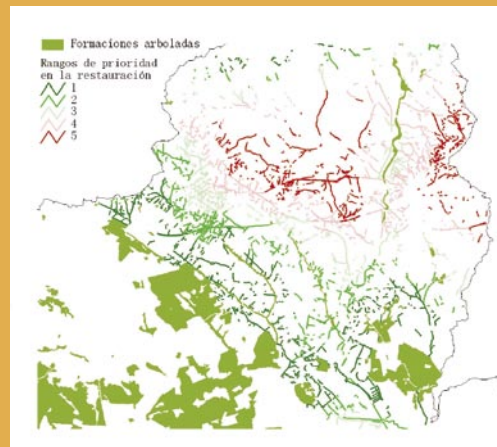


Figura 9. Asignación de un valor de prioridad en la restauración a cada línea de vegetación natural en función de su papel en la conectividad del paisaje. Para el cálculo de este valor se ha utilizado el mapa de conectividad elaborado para el escenario 1.

*Figure 9. Assignment of a value of priority in the restoration to every line of natural vegetation depending on its role in landscape connectivity. To extract this value we have use the connectivity map of scene 1.*

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto "Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje de la cuenca del río Guadimar", integrado en el Plan de Investigación del Corredor Verde del Guadimar (PICOVER) financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Así mismo parte de las investigaciones fue financiada por Ministerio de Educación y Ciencia Proyecto de investigación REN2001-0972/GLO.

## B I B L I O G R A F Í A

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233–247.
- Altieri, M.A. 1980. The need for an agroecological approach to pest management. *Environmental Management* 4, 467–468.
- Baudry, J. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19:47-60.
- Baudry, J., 2003. Agriculture, landscapes and connectivity. Environmental connectivity: protected areas the Mediterranean context, Malaga, Spain, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Baudry, J., Burel, F., Aviron, S. Martín, M. Ouin, A. Pain, G., Thenail, C., 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help?. *Landscape Ecology* 18, 303-314.
- Boone, G.C., Tinklin, R., 1988. Importance of hedgerow structure in determining the occurrence and density of small mammals. *Aspects of Applied Biology* 16, 73–78.
- Boutin, C., Jobin, B., 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications* 8(2), 544-557.
- Burel, F. 1989. Landscape structure effect on carabids beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology*, 2: 215-226.
- Burel, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscape. *Critical reviews in Plant Science*: 15:169-190.
- Burel, F. y Baudry, J. 1995. Aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as framework for greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33: 327-340.
- Clergeau, P. Burel, F., 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 38, 37-43.
- Dawson, 1994. Are habitats corridors conduits for animal and plants in fragmented landscapes? A review of Science Evidence. *English Nature*.
- Dawson, 1994. Are habitats corridors conduits for animal and plants in fragmented landscapes?: A review of Science Evidence. *English Nature* .
- De Andrés Camacho, C; Cosano Porras, I y Pereda López S. 2002. Manual para la diversificación del paisaje agrario. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- De Lucio, J.V., Martínez Alandi, C. y Sastre Olmos, P. 2003. Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del río Guadamar. *Ciencia y Restauración del río Guadamar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 312- 318.
- Dmowski, K. y Koziakiewicz, M. 1990. Influence of a shrub corridor on movement of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape ecology*, 4:98-108.
- Dover, J., Sparks, T., 2000. A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of Environmental Management* 60, 51–63.
- Duelli, P, Studer, M., Marchland, I y Jacob, S. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation*, 54:193-207.
- Ferreras, P., 2001. Landscape structure and symmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the Endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100, 125–136.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscape and Regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- Graham, C.H., 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology* 15, 1789–1798.
- Gulinck, H. y Wagendorp, T. 2002. references for fragmentation analysis of rural matrix in cultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 58: 137-146.
- Halpin, N.P., Bunn, A.G., 2000. In: *Proceedings of the 20th Annual ESRI User Conference on Using GIS to Compute a Least-Cost Distance Matrix: Comparison of Terrestrial and Marine Ecological Applications*. San Diego, CA, pp. 1–19.
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60, 33–49.
- Hobbs, R. J. y A.-M. Wilson. 1998. "Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives." Pp. 265-79 in *Key Concepts in Landscape Ecology*, Preston (UK): J.W. Dover & R.G.H. Bunce. Kemp, J. C. y G. W. Barrett. 1989. "Spatial Patterning: Impact of Uncultivated Corridors on Arthropod Populations Within Soybean Agroecosystems." *Ecology* 70 (1):114-28.
- Jobin, B.; Choinière, L., Bélanger, L., 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84, 131-143.
- Joly, P., Morand, C., Comas, A., 2003. Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *C.R. Biologies* 326, s132-139.
- Jongman, R.H.G. 2002. Homogenisation and fragmentation of European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58: 211-221.
- Kantelhardt, J.; Osinski, E.; Heissenhuber, A., 2003. Is there a reliable correlation between hedgerow density and agricultural site conditions? In:

- Büchs, W. (Hrsg.): Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment, Elsevier, Amsterdam. (Article in press).
- Marshall, e.J.P. y Arnold, G. M 1995. Factor affecting field weed and field margin flora on a farm in Essex, UK. *Landscape and Urban Planning* 31:205-216.
- Martin, M., Bastardie, F., Richard, D., Burel, F., 2001. Boundary effects on animal movement in heterogeneous landscapes: the case of *Abax ater* (Coleoptera, carabidae). *Comptes Rendu del'Académie des Sciences Paris, Sciences de la vie* 324, 1-7.
- Maudsley, M.J., 2000. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* 60, 65-67.
- McCollin, D., Jackson, J., Barr, C. J., Bunce, R. G. H., Stuart, R., 2000 Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management* 60, 77-90
- Michels, E., Cottenie, K., Neys, L., De Gelas, K., Coppin, P., De Meester, L., 2001. Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Mol. Ecol.* 10, 1929-1938.
- Nikolakaki, P., 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape Urban Plan* 68(1), 77-94.
- Oreszczyn, S. and A. Lane. 2000. The meaning of hedgerows in the English landscape: different stakeholder perspectives and th implications for future hedge management. *Journal of Environmental Management* (2000) 60, 101-118.
- Ouin, A., Burel, F., 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems and environment* 93, 45-53.
- Pearson S. M., Turner M. G., Gardner R. H. & O'Neill R. V. (1996) An organism-based perspective of habitat fragmentation. In: *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice* (eds Szaro R. C. & Johnson D. W.) pp. 77-95. Oxford University Press, Oxford.
- Pither, J., Taylor P.D., 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83, 166-174.
- Research Report 94, England: English Nature.
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 157, 87-99.
- Riffell, S. K. and K. J. Gutzwiller. 1996. "Plant-Species Richness in Corridor Intersection: Is Intersection Shape Influential?" *Landscape Ecology* 11 (3):157-68.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., Trepl, L., 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for Eurasian Lynx in Germany. *Ecological Application* 12, 1469-1483.
- Schippers, P., Verboom, J., Knaapen, J.P., van Apeldoorn, R.C., 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model. *Ecography* 19, 97-106.
- Sutcliffe, O.L., Bakkestuen, V., Fry, G., Stabbetorp, O.E., 2002. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and urban planning* 953, 1-17.
- Thenail C., Baudry J., 2004. Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(1), 53-72.
- Thies, C., Tscharntke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285(5429), 893-895.
- Tischendorf, L., Fahrig, L., 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15, 633-641.
- Van Apeldoorn, R.C., Knaapen, J.P., Schippers, P., Verboom, J., Van Engen, H., Meeuwssen, H., 1998. Applying ecological knowledge in landscape planning: a simulation model as a tool to evaluate scenarios for the badger in The Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 41, 57-69.
- Villalba, S., Gulinck, H., Verbeylen, G., Matthysen, E., 1998. Relationship between patch connectivity and the occurrence of the European red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in forest fragments within heterogeneous landscapes. In: Dover, J.W., Bunce, R.G.H. (Eds.), *Key Concepts in Landscape Ecology*. Preston, pp. 205-220.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M., Ter Braak, C.J.F., 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *Am. Nat.* 183 (1), 24-41.
- Walker, R., Craighead, L., 1997. In: *Proceedings of the ESRI European User Conference on Analyzing Wildlife Movement Corridors in Montana Using GIS*, Copenhagen, 1997, pp. 1-18.
- Wiens, J.A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. Pp. 43-62 in: *Metapopulation Biology* (I.A. Hanski and M.E. Gilpin, eds.). Academic Press, San Diego
- With, K.A. 1997. "The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology." *Conservation Biology* 11 (5):1069-80.



ESTABLECIMIENTO  
DE NUEVOS MICRO-  
HUMEDALES EN EL  
CORREDOR VERDE DEL  
RÍO GUADIAMAR PARA  
LA CONECTIVIDAD  
DE POBLACIONES DE  
ANFIBIOS

**R. REQUES**

ORNITOUR S.L. ALEMANIA 72. AP. 534. 11300 LA LÍNEA (CÁDIZ).

[reques@ornitour.com](mailto:reques@ornitour.com)

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA EVOLUTIVA. ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA CSIC.

AVDA. DE MARIA LUISA S/N. PABELLÓN DEL PERÚ. 41013 SEVILLA.

[reques@ebd.csic.es](mailto:reques@ebd.csic.es)

## Resumen

Con el vertido de residuos mineros y las posteriores tareas de recuperación, se perdieron lugares de reproducción de anfibios próximos al cauce del río Guadiamar. Para la recuperación de estos sistemas se propone un diseño de creación de charcas que tenga en cuenta criterios de conectividad de poblaciones. La proximidad entre charcas es un factor importante para conseguir el establecimiento de individuos provenientes de poblaciones cercanas y la formación de estructuras metapoblacionales que asegure su viabilidad en el futuro.

**Palabras clave:** restauración, anfibios, conectividad, creación de charcas.

## Abstract

The dumping of mining spill and the later recovering tasks caused the loss of amphibians reproductive sites next to the Guadiamar River course. In order to recover these systems a design of ponds creation has been proposed bearing in mind populations connectivity criteria. The closeness among ponds is an important factor to get the establishment of individuals coming from nearby populations and the creation of metapopulations structures that ensures the future viability.

**Key words:** restoration, amphibians, connectivity, pond creation.

## Introducción

**L**a pérdida de hábitats reproductivos es una de las principales causas locales de extinción de poblaciones de anfibios. El establecimiento de nuevas charcas para compensar la pérdida de los hábitats reproductivos originales es una medida apropiada para recuperar las poblaciones de anfibios que ha sido ensayada con éxito en otros países

europeos (Beebee, 1996). Sin embargo, es preciso conocer bien los requerimientos ecológicos de las diferentes especies, incluyendo el éxito de las poblaciones locales y la estructura metapoblacional (Semlitsch y Rothemel, 2003), para evitar algunos errores cometidos en programas similares. En un ambiente mediterráneo la pérdida de charcas naturales no puede ser compensada construyendo humedales con un hidropereodo estable ya que éstos no replican la variabilidad hidrológica (periodos de inundación seguidos de periodos de sequía) a la que están adaptados los organismos que allí desarrollan su fase acuáti-

ca (National Research Council, 2001; Reques, 2005). Por otro lado, la construcción de un humedal de gran tamaño tampoco compensa la pérdida de otros pequeños ya que al reducir la densidad de charcas se reduce la variabilidad de microhábitats lo cual repercute de manera negativa en la necesaria dinámica metapoblacional de los anfibios (Semlitsch y Bodie, 1998).

El éxito de estos nuevos medios acuáticos para las poblaciones de anfibios depende básicamente de las cualidades del nuevo hábitat y de la distancia a otras charcas próximas en las que se haya constatado su reproducción (Lehtinen y Galatowitsch, 2001). Por tanto, el modelo debe considerar la conectividad de las poblaciones y el mantenimiento de metapoblaciones. Algunos factores ambientales como la sequía, la densidad larvaria, los depredadores u otros artificiales como los episodios de contaminación de agua, la muerte por atropello, etc., pueden llevar a la extinción local de poblaciones. Su recuperación natural está basa-



Foto 1. *Pelodytes ibericus*. Foto: R. Reques.

Photo 1. *Pelodytes ibericus*. Photo: R. Reques.

da en una recolonización desde poblaciones cercanas que mantienen un flujo de intercambio genético más o menos continuo. Esta interdependencia es de gran importancia pero puede tener también efectos negativos ya que la destrucción de unos determinados hábitats puede contribuir a la extinción de otras poblaciones cercanas que no fueron afectadas de forma directa por dicha destrucción (Sinsch, 1992; Marsh y Trenham, 2001). El establecimiento de nuevos hábitats contiguos dentro del Corredor Verde puede ser un modelo válido y necesario para la conservación de las poblaciones de anfibios entre las que se encuentran especies amenazadas y endémicas del sur peninsular.

Como alternativa, en algunos programas de recupera-

ción de poblaciones de anfibios en charcas de nueva creación se ha procedido a la traslocación de huevos o larvas (ver por ejemplo Denton et al, 1997) pero su efectividad está poco probada (Semlitsch, 2002). En general se considera que la traslocación es necesaria cuando el lugar de reproducción ha sido destruido y existe un aislamiento completo que impide la colonización natural o bien si las poblaciones son pequeñas o limitadas geográficamente (Pechmann et al. 2001). Por tanto, siempre que sea posible, el diseño más efectivo debe basarse en la conexión entre charcas naturales conservadas (centros de origen) y las de nueva creación para implementar un sistema metapoblacional más complejo y estable.



# DISEÑO GENERAL

En el mes de abril de 2005 se realizaron prospecciones a lo largo del espacio protegido del Corredor Verde y seleccionaron 15 zonas en las que es posible la ubicación de una charca o conjunto de charcas de diferentes tamaños (Figura 1A). Se han escogido áreas en las que se ha inferido la preexistencia de puntos de reproducción de anfibios en base a la información previa al accidente minero, fundamentalmente proveniente de la base de datos de la Asociación Herpetológica Española (AHE). Todas las zonas seleccionadas presentan un sustrato con saturación completa de agua en determinados momentos del año (suelos hidromorfos) y vegetación higrófila característica como pueden ser juncos y carrizos. Estos lugares han si-

do posteriormente corroborados en los muestreos realizados en el mes de octubre de 2006 tras unas intensas lluvias que evidenciaron las zonas encharcadizas propicias para la ubicación de los nuevos hábitats reproductivos de anfibios. El diseño general se basa en la creación de un conjunto de charcas en mosaico (SEPA, 2000) en cada una de las 15 áreas seleccionadas, con una charca principal de mayor tamaño y otras próximas de menor tamaño (charcas satélites; Figuras 1 B y C). A pesar de las condiciones de suelo hidromorfo preexistentes, en las charcas que vayan a ser construidas debe asegurarse su impermeabilización mediante una capa de arcilla compactada de entre 30 y 50 cm. e incluso, si fuera necesario, utilizar algún material sintético como puede ser el butilo (láminas de caucho butílico) o materiales similares (Beebee, 1996; SEPA, 2000).

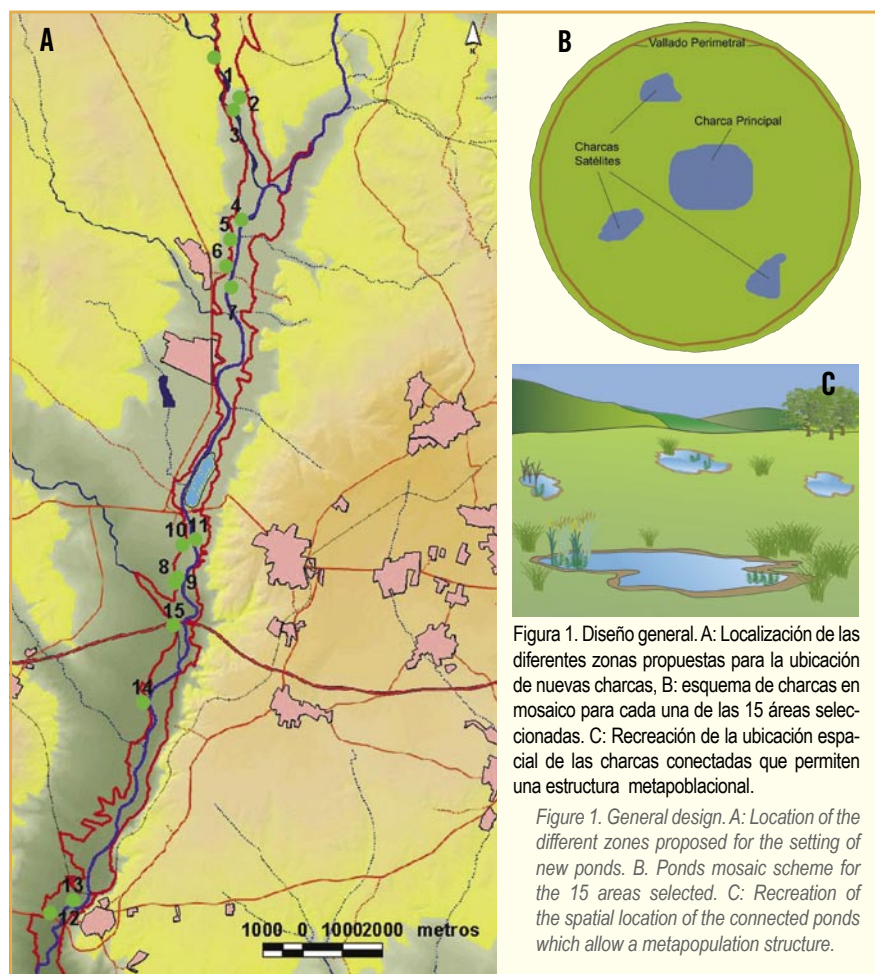


Figura 1. Diseño general. A: Localización de las diferentes zonas propuestas para la ubicación de nuevas charcas, B: esquema de charcas en mosaico para cada una de las 15 áreas seleccionadas. C: Recreación de la ubicación espacial de las charcas conectadas que permiten una estructura metapoblacional.

Figure 1. General design. A: Location of the different zones proposed for the setting of new ponds. B: Ponds mosaic scheme for the 15 areas selected. C: Recreation of the spatial location of the connected ponds which allow a metapopulation structure.

Aunque el objetivo final sería regenerar los hábitats reproductivos de anfibios al menos en los 15 puntos propuestos, como experiencia piloto se propone una primera actuación en el sector de las Doblas por haber constancia de la existencia de charcas previas al accidentes minero, por haberse encontrado ejemplares juveniles de distintas especies de anuros (*Bufo calamita* y *Pelodytes ibericus*) en zonas próximas y por estar en contacto con fincas ganaderas (La Herrería) que conservan puntos de agua en los que se reproducen estas especies (centro de origen y dispersión teórico). Estas condiciones permiten ensayar la eficacia de constituir nuevos sistemas metapoblacionales sin tener necesidad de actuar fuera del espacio protegido del Corredor Verde (Figura 2).

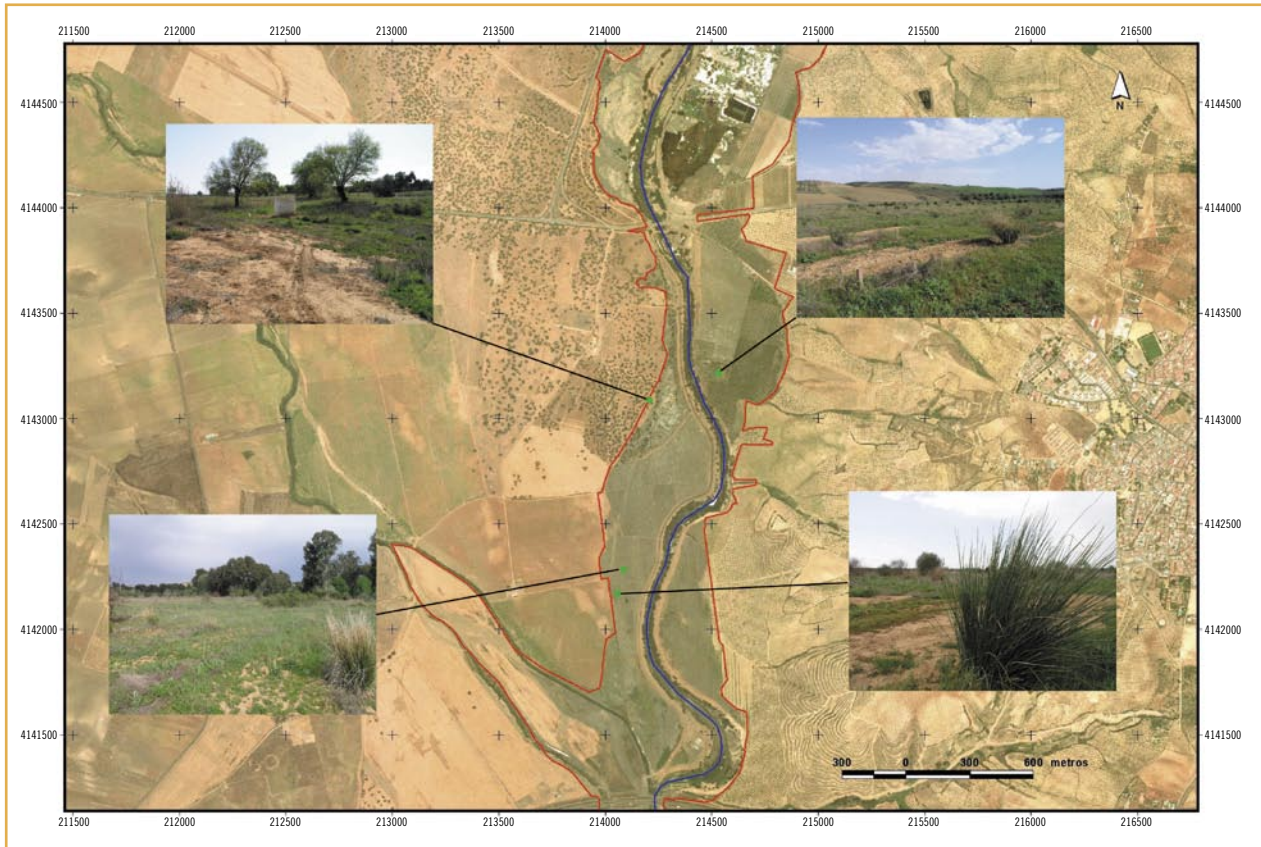


Figura 2. Sector Doblas donde se indica la posible ubicación del conjunto de charcas. En las fotografías se puede apreciar su estado actual (abril de 2005).

*Figure 2. Doblas sector where a possible location of the ponds group is shown. Its present state can be seen in the photos (April, 2005).*

## MANEJO DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS

El diseño de estos elementos físicos que se incorporarán al paisaje ha de ser coherente con el entorno y el clima mediterráneo y tener en cuenta tres factores básicos: el hidroperiodo, el perfil de la charca y su superficie. Desde el punto de vista de la biodiversidad, una charca o laguna de tamaño grande y permanente no tiene necesariamente una mayor riqueza de especies de anfibios e invertebrados acuáticos que una de menor tamaño (Snodgrass et al, 2000). Los humedales con hidroperiodos cortos sostienen a un grupo de organis-

mos acuáticos que no pueden vivir en medios permanentes. En un ecosistema mediterráneo como al que pertenece el río Guadamar y su entorno, los humedales suelen ser estacionales, secándose en los meses de verano y llenándose de nuevo con las lluvias del otoño e invierno.

La superficie de las charcas de mayor tamaño no debe ser superior a los 100 m<sup>2</sup>. Los modelos que obtienen resultados más positivos en cuanto al aumento de



Foto 2. Creación de charcas para la conservación de anfibios en Sierra Morena, Córdoba. Foto: R. Reques.

Photo 2. Ponds creation for the conservation of amphibians in Sierra Morena, Córdoba. Photo: R. Reques.

diversidad de especies utilizan conjuntos de pequeñas charcas muy próximas, con una disposición espacial en la que la charca de mayor tamaño y de mayor profundidad (charca principal) se sitúe en el centro. El resto de las charcas de alrededor (2 ó 3 charcas) deben tener un perfil suave y ser, por tanto, poco profundas y de menor durabilidad que las charcas principales. Las dimensiones de estas pequeñas charcas pueden ser de 40 ó 50 m<sup>2</sup> y su profundidad máxima de 0.5 ó 0.6 m. Esto permite una mayor disponibilidad de microhábitats, lo que

garantiza una mayor diversidad de especies. Previsiblemente las charcas satélites o periféricas serán ocupadas en primer lugar por especies como *Bufo calamita*, *Discoglossus galganoi* y *Pelodytes ibericus*. Las charcas principales, de mayor tamaño, podrán ser ocupadas por *Hyla meridionalis*, *Pelobates cultripes* y *Triturus pygmaeus*, entre otras. Es muy importante que las charcas mantengan un régimen hídrico natural, por tanto, deberán llenarse con las precipitaciones y se secarán en los meses de estiaje.

El perfil adecuado para crear distintos microhábitats en la charca principal debe incluir zonas con diferentes profundidades y diferentes pendientes donde, a su vez, se asienten diversas comunidades de plantas (Corbet, 1999). Por un lado, tienen que existir zonas con una pendiente suave que sirvan como lugar de puesta para especies como el sapo corredor (*Bufo calamita*) o el sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*), cuyo desarrollo embrionario demanda abundante oxígeno y, a la vez, una elevada insolación para mantener temperaturas altas. Por otro lado, deben existir lugares más profundos que mantengan agua durante un periodo más prolongado y donde puedan desarrollarse plantas acuáticas sobre las que realizan las puestas otras especies, como la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) (Figura 3).

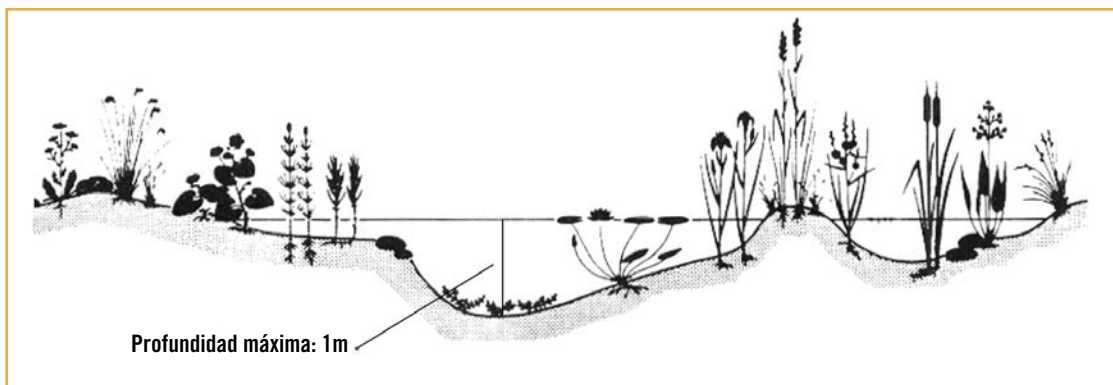


Figura 3. Sección vertical para las charcas de mayores dimensiones (charcas principales) donde pueden apreciarse zonas someras con suaves pendientes y otras zonas algo más profundas. Este tipo de hábitats es idóneo, además, para un gran número de invertebrados y plantas acuáticas (esquema modificado de Corbet, 1999).

Figure 3. Vertical section for the biggest ponds (main ponds) where shallow zones with smooth slopes and other ones deeper can be seen. Moreover, these habitats are ideal for the great number of invertebrates and aquatic plants (scheme modified from Corbet, 1999)

## MANEJO INTEGRADO DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS Y TERRESTRES

Aunque la mayor parte de las investigaciones sobre ecología de anfibios han prestado mayor atención a los hábitats reproductivos, los medios terrestres son esenciales para este grupo ya que en ellos completan sus complejos ciclos de vida y de ellos obtienen los recursos necesarios para poder reproducirse.

El modelo integrado de hábitats acuáticos y terrestres propuesto se basa en el establecimiento de nuevas poblaciones en los hábitats creados con individuos provenientes de poblaciones cercanas (centros de origen y dis-

persión) mediante la colonización natural por dispersión de individuos. Este proceso actualmente es posible en lugares concretos dentro del espacio protegido del Corredor Verde del río Guadamar (ver ejemplo en Figura 4) donde se propone la construcción de varios núcleos de charcas relacionadas entre sí y con los centros de origen (distancias inferiores a 1 km). El objetivo final es, por tanto, consolidar un sistema metapoblacional que desapareció por causas artificiales.

Algunos autores han señalado la importancia del manejo

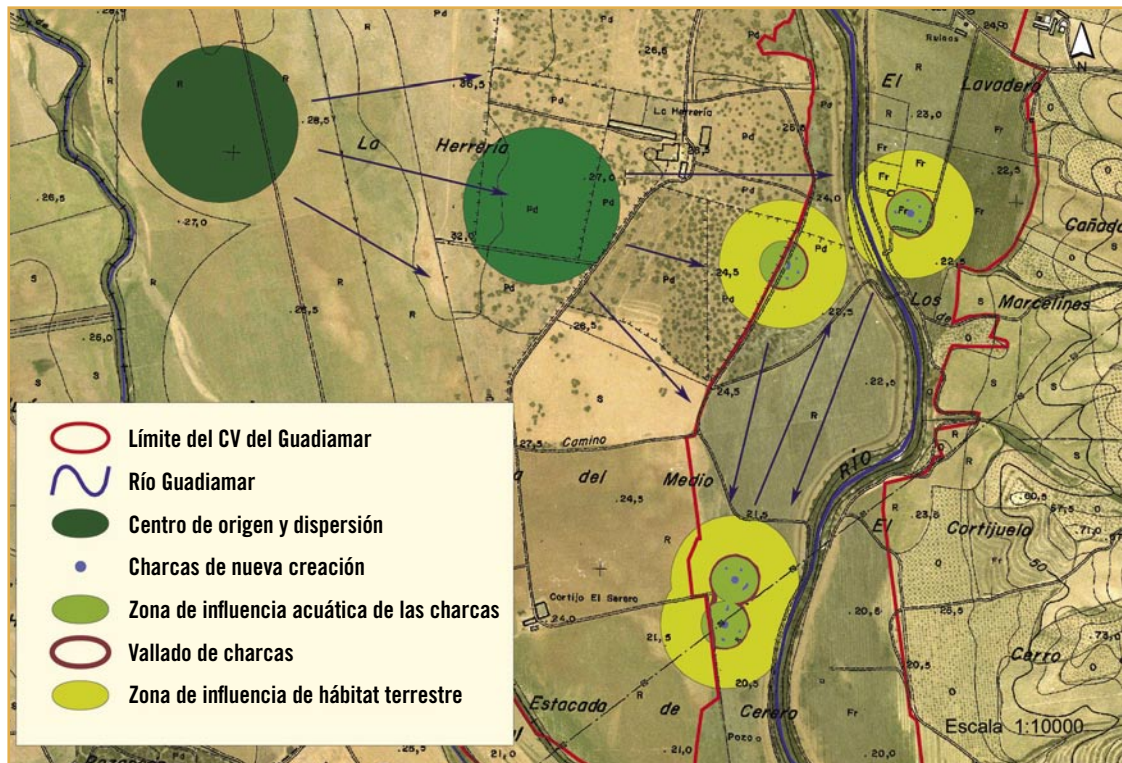


Figura 4. Relación espacial entre los centros de origen y los potenciales hábitats reproductivos de anfibios en el sector de Las Doblas con las áreas de influencia acuática.

Figure 4. Spatial relation between the original centres and potential amphibians reproductive habitats in the Doblas sector with the aquatic influence areas.



Foto 3. *Epidalea (Bufo) calamita*. Foto: R. Reques.

Photo 3. *Epidalea (Bufo) calamita*. Photo: R. Reques.



Foto 4. *Pelodytes ibericus*, larva. Foto: R. Reques.

Photo 4. *Pelodytes ibericus*, larva. Photo: R. Reques.

de la vegetación en el éxito de los corredores ecológicos. Por un lado, su presencia es necesaria por ser óptimos lugares de alimentación y de refugio. Sin embargo, parece que la abundancia de vegetación puede limitar, o, incluso, llegar a impedir el desplazamiento de individuos en dispersión. Los diseños con vegetación poco densa en las inmediaciones de las charcas incrementan la probabilidad de conexión de poblaciones y aumentan la persistencia de dichas poblaciones (Gibbs, 1993, Semlitsch y Bodie, 1998, Skelly et al. 1999). Por otro lado, la vegetación, tanto la de las propias charcas como la del resto de las zonas adyacentes, debe estar adaptada a los cam-

bios de estado sucesional (ver por ejemplo Denton et al. 1997) y, por tanto, deben de tolerar tanto los periodos de inundación como los de sequía. En estudios similares se ha estimado que tras la creación del nuevo hábitat y la revegetación de su periferia es necesario proteger, mediante un vallado, un perímetro de unos 40 metros alrededor de la charca (zona de influencia acuática) donde se limiten al máximo actuaciones silvícolas como pueden ser el arado mecánico del terreno o el desbroce (Rudolph y Dickson, 1990; Mc Comb et al. 1993, DeMaynadier y Hunter, 1995; Semlitsch y Rothermel, 2003). Además, esto minimiza el riesgo de colmatación de las charcas (DeMaynadier y Hunter, 1995).

Otros elementos de importancia lo constituyen los refugios, como pueden ser piedras y troncos secos de tamaños variables, distribuidos espacialmente de manera más concentrada en las inmediaciones de las charcas y de forma más dispersa y aleatoria a lo largo de las zonas de dispersión y de conectividad entre charcas. Esta disposición facilitaría que los juveniles recién metamorfoseados puedan encontrar refugio con facilidad en lugares próximos a la charca. Las distancias entre los medios acuáticos del sistema propuesto permiten el trasiego de individuos y, en definitiva, sería posible el establecimiento de metapoblaciones. Al ejecutar las obras los elementos físicos de nueva incorporación (charcas, vallado, etc.) se podrán adaptar a las condiciones particulares de cada zona según los usos actuales y las zonas de servidumbre.

Por último, en la gestión posterior de las nuevas charcas, deberá evitarse cualquier introducción de especies foráneas o su eliminación en el caso de que éstas las colonicen. Son numerosos los trabajos que demuestran que la causa de disminución e incluso la extinción de muchas poblaciones de anfibios se debe a la introducción de especies piscícolas depredadoras (ver por ejemplo Brönmark y Edenharn, 1994, Braña, et al. 1996, Diamond, 1996) o del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Cruz et al, 2006). En general, al haberse propuesto charcas de carácter temporal, los periodos de sequía limitan la posible presencia de peces introducidos y de otras especies foráneas que no están adaptadas a estas fluctuaciones con periodos prolongados de sequía.

## B I B L I O G R A F Í A

- Beebee, T.J.C. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman & Hall. London.
- Braña, F., Frechilla, L. and Orizaola, G. 1996. Effects of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal* 6: 145-148.
- Brönmark, C. and Edenhamn, P. 1994. Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)? *Conservation Biology* 8 (3): 841-845.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Corbet, P.S. 1999. Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata. Harley Book. U.K.
- Cruz, M. J., Pascoal, S., Tejado, M. And Rebelo, R. 2006. Predation by an Exotic Crayfish, *Procambarus clarkii*, on Natterjack Toad, *Bufo calamita*, Embryos: Its Role on the Exclusion of this Amphibian from its Breeding Ponds. *Copeia*, 2006, pp. 274-280.
- DeMaynadier, P.G. and Hunter, M.L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: A review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230-261.
- Denton, J.S., Hitchings, S.P. Beebee, T.J. and Gent, A. 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1353.
- Diamond, J.M. 1996. A- bombs against amphibians. *Nature*, 383:386-387
- Gibbs, J.P. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13:25-31.
- Hitchings, S.P. and Beebee, T.J. 1997. Genetic structuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79: 117-127.
- Marsh, D.M. and Trenham, P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1): 40-49.
- McComb, W.C.K., McGarigal, K. and Anthony, R.G. 1993. Small mammal and amphibian abundance in streamside and upslope habitats of mature Douglas-fir stands, western Oregon. *Northwest Science* 67:7-15.
- Murphy, D.D., Freas, K.E. and Weiss, S.B. 1990. An environment metapopulation approach to population viability analysis for a threatened vertebrate. *Conservation Biology* 4: 41-51.
- National Research Council, 2001. Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. National Academy Press. Washington, D.C.
- Pechmann, J.H.K. Estes, R.A. Scott and Gibbons, J.W. 2001. Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands* 21: 93-111.
- Rudolph, D.C. and Dickson, J.G., 1990. Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. *Southwestern Naturalist* 35: 472-476.
- Reques, R. 2005. Conservación de la Biodiversidad en los Humedales de Andalucía. (2ª ed.) Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 328 pp.
- Semlitsch, R.D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans for aquatic breeding amphibians. *Conservation Biology* 16: 619-629.
- Semlitsch, R.D. and Bodie, J.R. 1998. Are small isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133.
- Semlitsch, R.D. and Rothermel, B.B. 2003. A foundation for conservation and management of amphibians. En *Amphibian Conservation* (Semlitsch, R.D. and Wake, D.B. eds). Smithsonian Institution. Washington and London.
- Sinsch, U. 1992. Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.
- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency). 2000. Ponds, pools and lochans. Guidance on good practice in the management and creation of small waterbodies in Scotland.
- Skelly, D.K., Werner, E.E. and Cortwright, S. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology* 80: 2326-2337.
- Snodgrass, J.W, Komoroski, M.J., Bryan JR, A.L. and Burger J. 2000. Relationship among isolated wetland size, hidroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology* 14(2): 414-419.



LA INCIDENCIA DEL  
CORREDOR VERDE  
EN LA REALIDAD  
SOCIOECONÓMICA DE LA  
CUENCA DEL GUADIAMAR

**A. FERNÁNDEZ TABALES, L. DOMÍNGUEZ, I. MERCADO Y G. OROZCO**

UNIVERSIDAD DE SEVILLA.  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA FÍSICA Y ANÁLISIS GEOGRÁFICO REGIONAL.

## Resumen

El texto se propone analizar y diagnosticar las relaciones socioeconómicas del Corredor Verde del Guadamar con su entorno territorial, destacando los principales factores de complementariedad entre ambos espacios, así como las fuentes de conflicto más destacadas. Por último, se intenta plantear algunas líneas de actuación en relación a los temas tratados.

**Palabras clave:** Desarrollo local sostenible, Rentabilidad social del capital natural, Crecimiento de aglomeraciones urbanas, Turismo de naturaleza, Política paisajística, Ordenación del Territorio.

## Abstract

The text proposes to analyze and to diagnose the socioeconomic relations of the Guadamar Green Corridor with his territorial context, emphasizing the principal factors of complementarities between spaces, as well as the more out-standing sources of conflict. Finally, it tries to raise some lines of action in relation to the treated topics.

**Key words:** Local sustainable development, Social profitability of the natural capital, Growth of urban agglomerations, Tourism of nature; Landscape Politics, Regional planning.

## Introducción

**E**ste capítulo se plantea presentar de forma sintética cuáles serían, a partir de los análisis y diagnósticos efectuados en el transcurso del Proyecto SECOVER, los ejes esenciales de la relación entre el Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadamar y su territorio circundante, desde el enfoque socioeconómico.

- Diagnosticar y evaluar los principales factores de tensión en la relación entre el Paisaje Protegido y su entorno socioeconómico, en especial los derivados del desarrollo urbanístico de dicho entorno.
- Concretar las aportaciones, desde el punto de vista socioeconómico, del Paisaje Protegido a su entorno, fundamentalmente las derivadas de las actividades turísticas y de ocio.



## M E T O D O L O G Í A

**Para el Resultado A:** Cuantificación y localización del crecimiento de la urbanización en dirección al Corredor Verde, y precisar las orientaciones futuras de desarrollo urbanístico de dicho entorno.

Para ello, se ha procedido a localizar cartográficamente y a cuantificar en metros cuadrados el crecimiento de la edificación en el entorno del Corredor, identificando asimismo el tipo de edificación (industrial, equipamiento, residencial distinguiendo en sus diferentes variables, etc.). Para ello se han utilizado las ortofotografías disponibles para el área referidas a los años 1998, 2002 y 2004; digitalizando las modificaciones habidas entre esas fechas (figura 1, página siguiente).

En relación al mismo resultado, se ha analizado el planeamiento urbanístico de los municipios del Corredor. La metodología para ello ha consistido en la realización de sendas entrevistas con los responsables del urbanismo en cada uno de ellos, con el objeto de obtener informaciones y valoraciones acerca de las previsiones de

crecimiento urbano en dirección al Paisaje Protegido, y las consecuencias que de ello se pudieran derivar.

Igualmente se ha procedido a la consulta, análisis y valoración de los documentos de planeamiento vigentes para cada municipio (Normas Subsidiarias en todos los casos, con la excepción del PGOU aprobado en el municipio de Olivares), con el fin de precisar las previsiones de crecimiento previstas.

**Para el Resultado B:** Establecimiento de un Sistema de Indicadores de Desarrollo Socioeconómico Sostenible del ámbito.

Se establece un Sistema de Indicadores, realizando un seguimiento y análisis de los mismos para la serie temporal establecida. Igualmente, este Sistema de Indicadores permitirá proyectar hacia el futuro el seguimiento de los procesos de desarrollo, constituyendo un instrumento permanente de evaluación de tendencias en el ámbito.

25

## O B J E T I V O S

- Analizar la evolución socioeconómica del ámbito de estudio desde 1998, obteniendo conclusiones a partir de la utilización de indicadores de desarrollo.

Como resultados, se planteó obtener:

A) Cuantificación y localización del crecimiento de la urbanización en dirección al Corredor Verde, una vez identificado como principal factor de tensión en su entorno. Asimismo, precisar las orientaciones futuras de

desarrollo urbanístico de dicho entorno a partir de lo previsto en el planeamiento vigente y en elaboración.

B) Establecimiento de un Sistema de Indicadores de Desarrollo Socioeconómico Sostenible del ámbito.

C) Profundización en las potencialidades turísticas y recreativas del Corredor Verde, así como aproximación a los rasgos de los productos turísticos que pudieran generarse en el mismo.

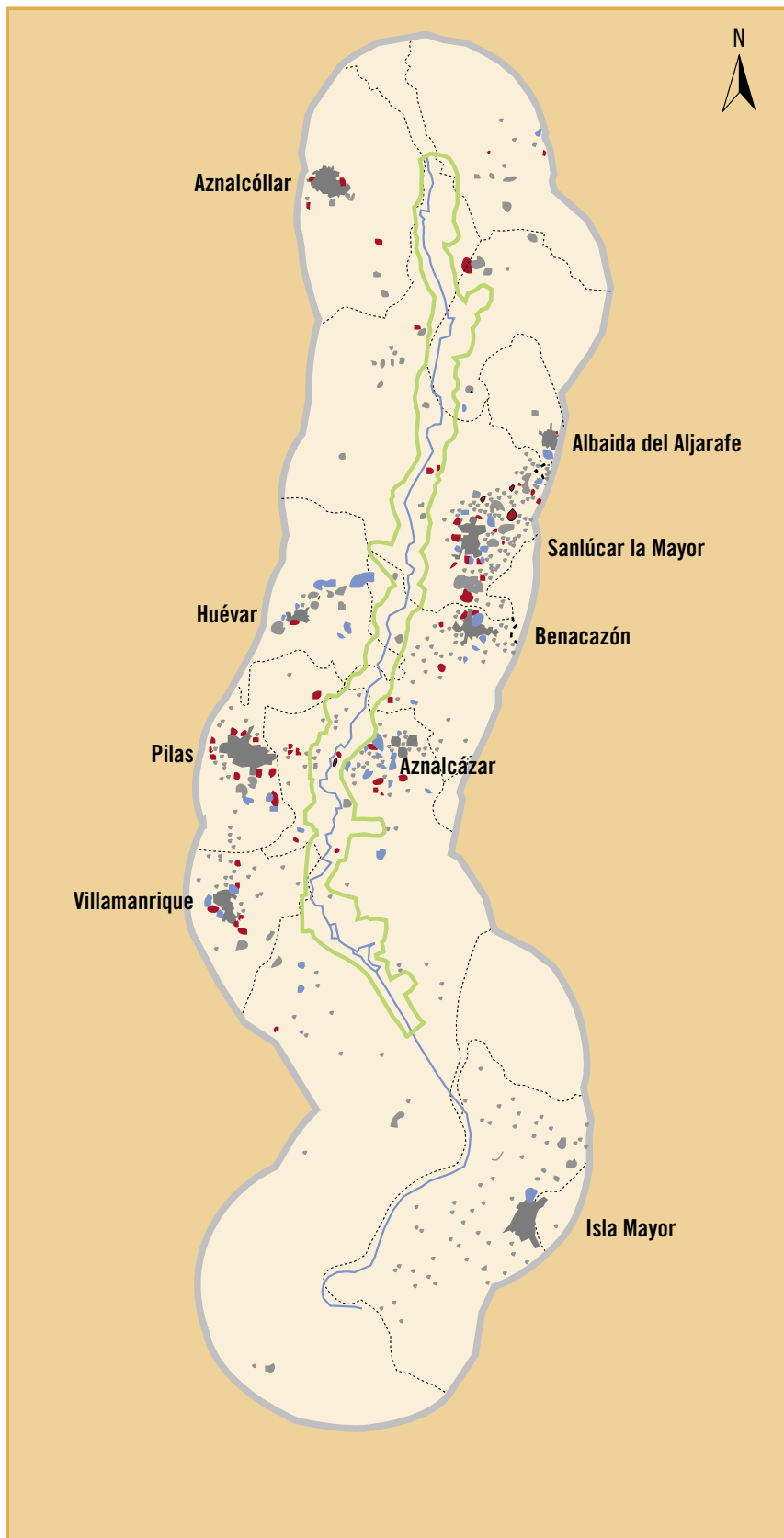
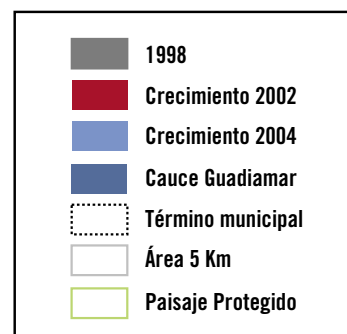


Figura 1. Crecimiento urbanístico en un área de 5 km desde el cauce (1998-2002-2004).

Figure 1. Urban development growth in an area of 5 km from the riverbed (1998-2002-2004).



**Para el Resultado C:** Profundización en las potencialidades turísticas y recreativas del Corredor Verde, así como aproximación a los rasgos de los productos turísticos que pudieran generarse en el mismo.

A este respecto, se ha realizado una serie de entrevistas a interlocutores cualificados, tanto ofertantes priva-

dos de productos turísticos en el ámbito como agentes públicos especializados en la gestión turística, consultores y profesores de universidad; en relación a las actividades actualmente desarrolladas en el Corredor, así como las orientaciones a su juicio más adecuadas para la optimización de las potencialidades del Corredor a través del desarrollo de estrategias turísticas sostenibles.

## R E S U L T A D O S Y D I S C U S I Ó N

Las relaciones socioeconómicas del Corredor Verde con su territorio circundante pueden estructurarse en dos líneas esenciales: A) Aportaciones del Paisaje Protegido Corredor Verde a su entorno, desde un punto de vista socioeconómico, y B) Factores de tensión en la relación Paisaje Protegido–entorno.

25

### **A. APORTACIONES DEL PAISAJE PROTEGIDO CORREDOR VERDE A SU ENTORNO, DESDE UN PUNTO DE VISTA SOCIOECONÓMICO**

#### **A.1) Aportación de calidad de vida a los habitantes del entorno**

Este aspecto no se limita únicamente a los aspectos de confortabilidad o mejora de las condiciones de vida de la población circundante, sino que el contar con un entorno de calidad, o la proximidad de espacios singulares caracterizados por su reconocimiento ambiental, se han convertido actualmente en elementos utilizables en las estrategias de “marketing urbano” con las que las localidades y comarcas intentan distinguirse en un escenario productivo cada vez más competitivo.

Así, estos espacios de calidad mejoran sus posibilidades de captación de actividades, inversiones y segmentos de población de rentas altas que buscan nuevos entornos de vida singularizados (sin que este factor deba confundirse con los peligros de la extensión desordenada de usos residenciales a la que se hará referencia más tarde).

#### **A.2) El valor paisajístico del Corredor Verde**

Es éste un aspecto cada vez más debatido en el campo

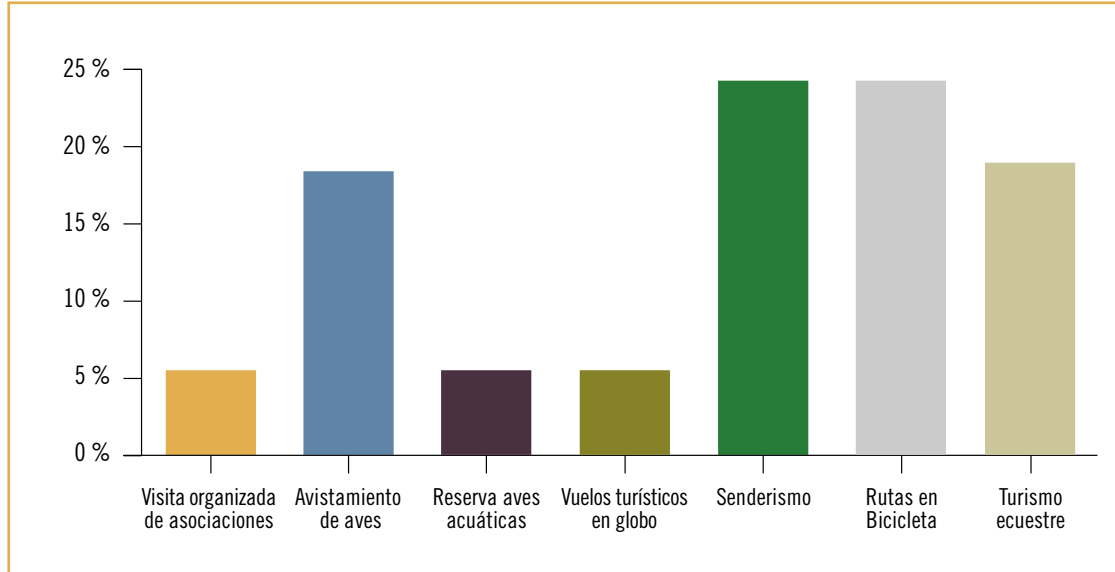


Figura 2. Actividades realizadas en la actualidad.

Figure 2. Detected activities nowadays in the Guadamar Green Corridor.

de la relación entre ciencias naturales y sociales, centrándose en la dificultad de otorgar un valor a aquellos elementos de la realidad (como el paisaje) que no tienen precio de mercado, pese a existir un creciente consenso cultural e institucional acerca de su importancia para la vida social, establecido incluso en documentos de carácter oficial suscritos por nuestras administraciones (Convención Europea del Paisaje, aprobada por el Consejo de Europa en el año 2000).

Dicha dificultad de otorgar valor tangible puede intentar ser salvada a través de métodos de estimación aproximativa, entre los cuales la Metodología de Valoración Contingente, basada en el tratamiento estadístico de opiniones tomadas a los usuarios de un bien, es quizás la más conocida. Esta posibilidad presenta como inconveniente una serie de problemas metodológicos ya testados en casos similares, no obstante presenta como gran ventaja el ofrecer a las autoridades públicas la posibilidad de mostrar ante la sociedad la utilidad, no sólo social sino también económica, de la iniciativa tomada con la declaración del Paisaje Protegido. En

este sentido, no puede olvidarse en la gestión pública de estas temáticas la necesidad de realizar una pedagogía social en la valoración del medio ambiente, que puede verse reforzada ante la posibilidad de plantear una estimación en valor monetario de la existencia del Corredor Verde.

### A.3) Usos recreativos y turísticos

Es ésta sin duda la potencialidad socioeconómica más evidente y rentable del Corredor Verde, y así ha sido puesta de manifiesto en las entrevistas a agentes locales y especialistas del sector realizadas (en la Figura 2 se representa la variedad y frecuencia de actividades turísticas y recreativas actualmente realizadas en el Corredor, a partir de la información obtenida en las entrevistas citadas).

En el curso de las entrevistas a agentes públicos y privados especialistas en la materia (empresarios turísticos, consultores, profesores de universidad, gestores de administraciones públicas, ...) se les solicitó igual-

mente que valorasen las potencialidades para el desarrollo de actividades turísticas y recreativas que se les mostraban, otorgándole una valoración del 1 al 5. Aquéllas a las que valoraran con un 1 serían a las que los encuestados les dan una importancia mínima y por lo contrario, aquellas valoradas con un 5 son las consideradas como más importantes en la proyección de futuro de los usos turísticos y/o recreativos del Corredor.

Para un correcto entendimiento de la variable en cuestión, se detallan las potencialidades descritas a los encuestados, con su ponderación, en la Tabla 1.

Una vez descritas las potencialidades, las valoraciones medias que obtuvo cada modalidad fueron las siguientes (Tabla 2, página siguiente).

Para que estas potencialidades se plasmen entendemos que debe partirse de dos postulados de partida:

- Vincular todas las actuaciones e instrumentos promocionales del Guadiamar a la imagen de Doñana, asociación que de hecho funcionó en sentido negativo en el momento del vertido. De esta forma, la potencia

Sería preciso vincular todas las actuaciones e instrumentos promocionales del Guadiamar a la imagen de Doñana, asociación que de hecho funcionó en sentido negativo en el momento del vertido

icónica de Doñana sería la cubierta promocional sobre la que se puede cimentar la imagen, obviamente con menor capacidad de captación de demanda, del Corredor Verde; con lo que la idea-fuerza a través de la cual actuar sería conformar el Guadiamar como otra puerta de entrada al ámbito de Doñana, en este caso desde la aglomeración urbana de Sevilla y con unos rasgos de puerta o acceso “blando” a diferencia de otros más usuales (renunciando a medios a motor, etc.).

- Un segundo postulado sería no abandonar como estrategia de actuación, también en lo turístico-

Tabla 1. Potencialidades para el desarrollo de actividades turísticas y recreativas.

Table 1. Potentialities for the development of tourist and recreational activities.

| CÓDIGO | DESCRIPCIÓN  | VALOR MEDIO |
|--------|--|-------------|
| 1.6.1  | Las especies vegetales   | 3,58        |
| 1.6.2  | La fauna   | 3,36        |
| 1.6.3  | El paisaje en su conjunto  | 4,45        |
| 1.6.4  | La cercanía a la demanda de La Aglomeración Urbana de Sevilla  | 4,26        |
| 1.6.5  | La cercanía a la oferta de alojamientos de Sevilla   | 2,75        |
| 1.6.6  | La cercanía a los medios de transporte de Sevilla(Aeropuerto, AVE, Autovías..)   | 2,84        |
| 1.6.7  | La proximidad del tramo norte del Corredor Verde al Parque Natural Sierra Norte de Sevilla   | 3,28        |
| 1.6.8  | La proximidad del tramo sur del Corredor Verde a Doñana  | 3,95        |
| 1.6.9  | La ubicación del Corredor Verde como unión entre Sierra Norte y Doñana.  | 3,91        |
| 1.6.10 | La proximidad de recursos culturales o patrimoniales en los municipios cercanos al Corredor Verde                                  | 3,64        |
| 1.6.11 | La posibilidad de realización de actividades recreativas y deportivas en la naturaleza.  | 3,82        |
| 1.6.12 | La posibilidad de realización de actividades de educación ambiental.   | 4,26        |
| 1.6.13 | La potencialidad de cara al Turismo Accesible (para discapacitados), dada la topografía predominantemente llana del Corredor Verde | 2,55        |

Tabla 2. Restricciones.

Table 2. Restrictions.

| CÓDIGO | DESCRIPCIÓN  | VALOR MEDIO |
|--------|--|-------------|
| 1.7.1  | La pervivencia de una imagen pública negativa asociada al desastre minero de 1998  | 2,73        |
| 1.7.2  | La insuficiencia de inversiones públicas para los usos de ocio en el Corredor Verde  | 3,7         |
| 1.7.3  | La escasa cultura empresarial en los municipios próximos al Corredor Verde   | 3,73        |
| 1.7.4  | Las dificultades de acceso al espacio protegido  | 3,45        |
| 1.7.5  | Las restricciones de uso establecidas por las normativas de protección ambiental   | 2,09        |
| 1.7.6  | La escasa valoración que las poblaciones locales circundantes otorgan al Corredor Verde  | 3,18        |
| 1.7.7  | El avance de la urbanización hacia el Corredor Verde en algunos municipios próximos  | 2,09        |
| 1.7.8  | El escaso conocimiento de la realidad del Corredor Verde en los posibles usuarios potenciales  | 4,18        |
| 1.7.9  | El escaso atractivo por sí mismos de los recursos naturales del Corredor Verde   | 2,64        |
| 1.7.10 | La competencia que representan otros Espacios Naturales Protegidos cercanos  | 2,45        |
| 1.7.11 | La instalación del Parque de Actividades Medioambientales de Andalucía, con varias plantas de tratamientos de residuos, en terrenos del término de Aznalcóllar colindantes con el Paisaje Protegido Corredor Verde | 2,27        |

recreativo, el principio inspirador del Corredor como eje de conexión con Sierra Morena. En este sentido se han pronunciado agentes locales muy cualificados apuntando expresamente la conveniencia de ampliar el Paisaje Protegido hacia los montes públicos situados al norte del mismo, lo cual facilitaría una promoción integrada de todo el eje a efectos de circuitos de largo recorrido.

Una vez establecidos estos postulados, la principal línea estratégica de actuación parece apuntar a dirigir los esfuerzos hacia segmentos concretos de la demanda de turismo y ocio, ya que no es válida una apelación generalizante al “turismo de naturaleza” ante la dificultad de competir con la proximidad de destinos como Sierra Norte o Doñana, indudablemente con mayor atractivo genérico. Así pues, se plantea como clave de actuación ofertar productos concretos a segmentos igualmente concretos. Éstos serían:

- **Oferta de servicios**, con establecimiento de precios, a la demanda próxima perteneciente a la aglomeración urbana de Sevilla (visitas guiadas, alquiler de bicicletas y/o caballos, otros servicios o exposiciones en los centros de Visitantes, pequeños establecimientos de bebidas y comidas para los usuarios del Corredor, etc.).

- Utilización del Corredor como **ruta de turismo ecuestre**, ofertada por las haciendas, cortijos y casas rurales rehabilitados para uso turístico en sus proximidades.

- Inclusión del Corredor Verde dentro de los **circuitos de turismo ecuestre** ya existentes en el **entorno de Doñana**, diseñando productos más amplios que contemplen circuitos Doñana – Guadiamar – Sierra Norte.

- Orientación a segmentos específicos pero con potencial de crecimiento. De éstos pueden destacarse por su interés, entre otros, los siguientes:

- **Turismo Accesible**, de notable demanda y en crecimiento (demanda potencial de 50 millones de discapacitados y personas con movilidad reducida en la Unión Europea), y que gracias a la topografía suave de la mayor parte del curso del Guadiamar, así como a su proximidad a ejes de comunicación pueden encontrar en el Paisaje Protegido un hecho diferencial favorable frente a otros Espacios Naturales Protegidos. A lo que se sumaría la disponibilidad de importantes ayudas públicas y privadas para facilitar la implantación de esta modalidad.

- **Turismo Ornitológico**, igualmente muy vincula-

do a la imagen próxima de Doñana, y que presenta como ventaja comparativa el buscar un producto muy concreto, para un número de visitantes no masivo y con alto nivel de gasto.

No obstante, también pueden ser detectadas **restricciones** en el Corredor para el desarrollo de estas potencialidades turísticas y recreativas. De hecho, en la serie de entrevistas ya citada, y al igual que se hiciera

para las potencialidades, se valoraron las restricciones aportando a cada una de ellas un valor mínimo de 1, cuando se pensara que no limita de ningún modo el desarrollo de las actividades, y valor máximo de 5 cuando se opinara que realmente restringe sus posibilidades.

En la Tabla 2 se detallan las posibles restricciones que se les ofrecieron a los encuestados para su valoración.

## B. FACTORES DE TENSION EN LA RELACIÓN PAISAJE PROTEGIDO – ENTORNO

Fundamentalmente se pueden citar tres, sobre los que han girado algunos de los principales debates en fases sucesivas del Proyecto.

### B.1) Desinterés e incluso frustración generalizada en la población

Parece observarse a través de la observación directa y la realización de entrevistas con los agentes locales, que se ha ido instalando un progresivo desinterés en lo que concierne al Corredor Verde en los núcleos circundantes, pese a que se constata paralelamente una progresiva afluencia de visitantes pertenecientes al resto de la aglomeración urbana. Incluso, en los casos más extremos parece percibirse el peligro de que algunos equipamientos ligados al Corredor sean concebidos como “patio trasero marginal” de los núcleos, y que se ha traducido ya en actos de vandalismo. Realidades todas ellas que chocarían frontalmente con los objetivos de optimización social y económica del Paisaje Protegido apuntados anteriormente.

### B.2) Repercusiones ambientales y de imagen de nuevas actividades a implantar

A este respecto, el caso más significativo es el del Par-

que de Actividades Medioambientales de Andalucía (PAMA) de Aznalcóllar, el cual parece configurarse como el principal centro de tratamiento de residuos de Andalucía. Al igual que para otros puntos puede plantearse, como uno de los ejes de debate, si esta implantación se corresponde con los objetivos como corredor ecológico y turístico del Guadiamar que aquí se vienen manteniendo, debate en el que podrá profundizarse a medida que se amplíe la información disponible sobre el PAMA, que actualmente es aún escasa.

### B.3) Riesgo de expansión residencial, a medio y largo plazo

En consonancia con el explosivo crecimiento de la urbanización (fundamentalmente en su aspecto residencial) del vecino Aljarafe, cuya línea de expansión se dirige hacia el oeste con una celeridad difícilmente previsible hace escasos años; expansión ésta que incluso podría utilizar el reclamo paisajístico del corredor verde como factor de atracción. Esta situación afectaría inevitablemente a la calidad paisajística del entorno, y a sus posibilidades ya sea como corredor ecológico o como espacio turístico y de ocio; a lo que se sumaría el agravamiento de los problemas vinculados a la depuración de las aguas residuales generadas por dichos espacios residenciales.



Foto 1. Ejemplo de desarrollo urbanístico desordenado en el área de influencia del paisaje protegido Corredor Verde del Guadiamar.

*Photo 1. Example of disordered urban development in the influence area of protected landscape Green Corridor of the Guadiamar.*





El explosivo crecimiento de la urbanización del vecino Aljarafe afectaría inevitablemente a la calidad paisajística del entorno, y a sus posibilidades ya sea como corredor ecológico o como espacio turístico y de ocio; a lo que se sumaría el agravamiento de los problemas vinculados a la depuración de las aguas residuales generadas por dichos espacios residenciales

25

El análisis realizado muestra la realidad actual de este problema en el tramo central del Paisaje Protegido (el segmento más próximo a Sevilla capital); así como la posibilidad de que la problemática se extienda al tramo sur, al dirigirse hacia éste algunas líneas de crecimiento urbanizador de los municipios implicados.

Por otra parte, se concreta un nuevo escenario de planificación que debe intentar dar respuesta a estos problemas, al haberse hecho público que el Plan de Ordenación del Territorio de la Aglomeración Urbana de Sevilla, en proceso de elaboración, extiende su ámbito de aplicación hasta abarcar la totalidad de El Aljarafe, hasta su límite con el propio río Guadamar; por lo que en dicho documento se recogerán necesariamente las determinaciones que aborden esta problemática en los próximos años.

## Recomendaciones de gestión

- Intensificar las relaciones entre la administración gestora del Paisaje Protegido (Consejería Medio Ambiente) y los agentes locales, tanto públicos como privados, con vistas a potenciar y coordinar iniciativas de desarrollo vinculadas al Espacio.
- Establecer un marco estable de coordinación con la administración competente (Consejería de Obras Públicas y Transportes) para la prevención de crecimientos urbanos desmesurados en las cercanías del Corredor Verde, que pudieran mermar la calidad ambiental y paisajística del mismo. En este sentido, resulta de gran trascendencia la inclusión de este espacio en el ámbito de aplicación del Plan de Ordenación del Territorio de la Aglomeración Urbana de Sevilla, documento que debe marcar las pautas para una integración armónica del Corredor en un contexto territorial que experimenta una rápida expansión urbana.
- Continuar los esfuerzos realizados conjuntamente con las administraciones de carácter turístico (en este caso PRODETUR, a nivel de la Provincia de Sevilla) para la promoción del Corredor Verde como un espacio válido para la práctica del turismo de naturaleza.
- Extremar los controles en relación a los posibles impactos, incluyendo los paisajísticos, que el Parque de Actividades Medioambientales de Andalucía (PAMA) pudiera ejercer sobre la funcionalidad del Paisaje Protegido como corredor ecológico y recreativo.

## BIBLIOGRAFÍA

- A.E.C.I. 2006. Manual de Turismo Sostenible Araucaria XXI. Fundamentos y buenas prácticas, Agencia Española de Cooperación Internacional, Ministerio de Asuntos Exteriores y Cooperación.
- Consejo de Europa. 2000. Convención Europea del Paisaje.
- Consejería de Turismo, Comercio y Deporte. 2007. Plan General de Turismo Sostenible de Andalucía 2008-2013. Consejería de Turismo, Comercio y Deporte de la Junta de Andalucía.
- Fernández Durán, R. 2006. "El tsunami urbanizador español y mundial". En <http://www.ecologistasenaccion.org> (18-2-2007)
- García Bellido, J. 2005. "Por una urbanización del paradigma urbanístico español: el tsunami urbanístico que arrasará el territorio". En Ciudad y Territorio-Estudios Territoriales, XXXVII (144).
- Marcos, C.; Carpintero, O.- Naredo, J.M. 2005. El patrimonio inmobiliario en España y el Balance Nacional 1991-2004, Madrid, FUNCAS. Colección Ensayos
- Muñoz López, J.A. 2003. El sector inmobiliario en Andalucía: situación y perspectivas. Málaga, Analistas Económicos de Andalucía.
- Naredo, J.M. 1996. "Sobre la insostenibilidad de las actuales conurbaciones y su incidencia ambiental" Primer Catálogo Español de Buenas Práctica, Madrid, MOPTMA
- Naredo, J. M. 2006. "Mitos inmobiliarios de nuestro tiempo". En El Ecologista, nº 46, invierno 2005/2006.
- Secretaría General de Turismo. 2004. El turismo de naturaleza en España y su Plan de Impulso. S.G.T. del Ministerio de Industria, Comercio y Turismo.



CAPÍTULO

# 26

## LA EXPERIENCIA DE LA PARTICIPACIÓN SOCIAL EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

**J. ESCALERA**

DPTO DE TRABAJO SOCIAL Y CIENCIAS SOCIALES.  
UNIVERSIDAD PABLO DE OLAVIDE

## Resumen

En este trabajo se efectúa un análisis crítico del proceso participativo llevado a cabo en el marco del proyecto del Corredor Verde del Guadamar, aprovechando la experiencia para aprender algunas lecciones que sirvan de cara a otros procesos que puedan plantearse en la misma o en otras zonas. A la luz de dicha experiencia, nos interesa reflexionar sobre la escasa respuesta de la ciudadanía ante este proceso, y sobre las condiciones que dificultan la identificación de la población con el espacio del Corredor Verde como consecuencia de las características geográficas, socioeconómicas, culturales e identitarias de la zona, y sobre como todo ello juega en contra de la resiliencia socioecológica de este espacio, de cara a superar futuras crisis y a su cristalización como el territorio que hoy por hoy no llega a ser.

**Palabras clave:** participación social, resiliencia socioecológica, identificaciones colectivas

## Abstract

This paper makes a critical analysis about the participative process carried out in the framework of the project of the Green Corridor of the Guadamar River, taking chance from this experience for learning some lessons looking to future processes in the same or other zones. In sight of this experience, we are interested to reflect on the scarce answer of the citizenship for this process, and on the conditions that make difficult the identification of the population with the space of the Green Corridor as a result of the cultural, socioeconomic, geographical and identitarian characteristics of the zone, and on as all it plays against the socioecological resilience of this space, with the purpose for surpassing future crisis and for contributing to its crystallization as the territory that isn't today because its lack of articulation.

**Key words:** social participation, socioecological resilience, collective identifications

## Introducción

**E**l proceso de participación que, con un lapso entre 2003 y 2004, hemos venido dinamizando en el Corredor Verde del Guadamar, arranca en el año 2000, por lo tanto más de dos años después de ocurrida la catástrofe que, más allá de las operaciones de limpieza de los lodos tóxicos y las labores de restauración medioambiental, dio lugar al proyecto de crear un pasillo de conexión ecológica entre la marisma de Doñana, al sur, y Sierra Morena, al norte. La participación estuvo inicialmente planteada de cara a la elaboración del PDS que debería haber acompañado al establecimiento del Corredor, con un carácter propositivo, por lo tanto. El

cambio de la idea inicial hizo que la participación haya tenido un carácter casi exclusivamente consultivo, lo que sin duda ha influido en la pérdida de interés por la misma de algunos sectores de la población local.

A parte de otras razones de índole político y técnico que deben de tenerse en cuenta para explicar la debilidad de la participación, aquí nos centraremos en los factores que en el caso del Corredor Verde del Guadamar han incidido en ella de la parte de la teórica protagonista de esa participación, de la sociedad local; no para "echarle las culpas" a la población, como con frecuencia suele suceder, sino para tratar de superar sus causas y vencer sus resistencias.

## R E F L E X I O N E S

A la luz de la experiencia, con el fin de que pueda servir como referencia para otros casos y territorios, y para superar las dificultades y debilidades observadas en el mismo en un futuro e hipotético relanzamiento del proceso en el mismo Guadamar, nos interesa reflexionar sobre la escasa respuesta de la ciudadanía ante este proceso, y sobre las condiciones que dificultan la identificación de la población con el espacio del Corredor Verde como consecuencia de las características geográficas, socioeconómicas, culturales e identitarias de la zona, y sobre como ello juega en contra de la resiliencia socioecológica de este espacio de cara a superar futuras crisis y cristalizar como el territorio que hoy por hoy no llega a ser.

La primera cuestión que debe señalarse es precisamente la falta de entidad territorial del espacio del que el Corredor Verde, en concreto, y de manera más amplia el río Guadamar, constituye su eje. El Guadamar recorre de norte a sur al menos tres zonas claramente diferenciadas no sólo geográfica y ecológicamente, sino sobre todo desde el punto de vista humano, que es el que nos interesa a nosotros. Y ello no es nuevo, viene de antiguo, aunque en los últimos tiempos estas diferencias se hayan acentuado.

Aunque el Paisaje Protegido del Corredor Verde se circunscribe a la zona afectada por el vertido de lodos tóxicos procedentes de la rotura de la balsa de la Mina de Boliden Apirsa S.A. en abril de 1998, este espacio y su desarrollo es evidente que no pueden considerarse de manera aislada con respecto al contexto territorial sobre el que se inscriben los límites de esta figura administrativa de protección. Si desde un punto de vista geográfico la unidad estructural podría considerarse la cuenca del río Guadamar, desde el punto de vista humano y utilizando como criterio los usos y la vinculación efectiva con el río de parte de la población de su entorno, las unidades estructurales son tres, cada una de ellas escenario de uno de los tres foros de participación sobre los que constituimos el dispositivo participativo.

En este sentido el espacio relevante con respecto al Corredor Verde está integrado por 15 municipios, todos pertenecientes a la provincia de Sevilla: Albaida, Aznalcázar, Aznalcóllar, Benacazón, El Castillo de las Guardas, El Garrobo, Gerena, Huévar, Isla Mayor, El Madroño, Olivares, La Puebla del Río, Pilas, Sanlúcar la Mayor y Villamanrique de la Condesa. Algunos con una vinculación muy débil con el río, como es el caso de El Madroño, relacionado con el Guadamar sólo por algunas pequeñas aldeas de su término y a través de alguno de sus afluentes de cabecera, como el río Agrio, pero que aparece como un espacio de transición, vinculado a la zona minera y conexión con el nuevo Paisaje Protegido del Río Tinto. En el caso de La Puebla del Río, una pequeña parte de su extenso término fue afectada por la inundación y forma parte del Corredor Verde, aunque su núcleo cabecera y con él la gran mayoría de su población están muy alejados del mismo, siendo muy débil su relación con el río Guadamar.

La zona en su conjunto tiene una extensión de 2065 km<sup>2</sup>, de los que una parte sustancial corresponden al término de La Puebla (377), lo que distorsiona algo su dimensión.

De esta extensión, 999 km<sup>2</sup> (622 si se excluye el término de La Puebla), forman el sector sur de la zona. Se trata de un espacio de transición entre el Aljarafe y la Marisma, actuando como conexión con el Espacio Natural de Doñana. Este sector está integrado por los términos municipales de Aznalcázar, Isla Mayor, La Puebla del Río y Villamanrique de la Condesa, y constituye casi la mitad del conjunto de la zona, o algo más de su tercera parte si se excluye el término de La Puebla.

Otros 736 km<sup>2</sup> corresponden al sector norte del curso alto del Guadamar, de transición entre la Sierra Morena y el Aljarafe, actuando de conexión con el PN Sierra de Aracena y Picos de Aroche y el PN Sierra Norte de Sevilla. Este sector está integrado por los términos municipales de Aznalcóllar, El Castillo de las Guardas, El Ga-

robo, Gerena y El Madroño. Marcado por la presencia de la minería, actualmente paralizada, y por unos usos principalmente ganaderos y forestales del territorio, supone algo más de la tercera parte de la zona, incluida La Puebla.

Finalmente, el sector central, correspondiente a la parte centro-occidental de la comarca del Aljarafe, con una extensión de 330 km<sup>2</sup>, incluye los términos municipales de Albaida, Benacazón, Huévar, Olivares, Pilas y Sanlúcar la Mayor. Es el sector que, aunque ocupa poco más de la sexta parte del conjunto de la zona, presenta una mayor densidad de población y una mayor cercanía física al río Guadiamar, aunque paradójicamente, también es en el que su población tiene menos vinculación con él actualmente. Su tradicional carácter agrícola está sufriendo un importante y rápido cambio debido a su conversión en parte de la segunda corona metropolitana de la ciudad de Sevilla, y a su cada vez mayor y más intensa articulación en un eje este-oeste que, determinado por la autovía Sevilla-Huelva, rompe la orientación meridional del Guadiamar, desvinculándolo de los sectores norte y sur de la zona.

Desde el punto de vista demográfico, la zona tenía, según el Padrón Municipal de 2004, una población de 80.654 habitantes, incluyendo los 11.032 de La Puebla que, aunque distorsionan algo el dato -ya que el 95% de la misma reside en el núcleo principal, muy alejado física y socialmente de la zona del Guadiamar-, aún excluyéndola, no deja de ser una población relativamente importante que, contrariamente al aparente carácter rural de gran parte de la zona, y a la tónica que parece general a este tipo de espacios, presenta un crecimiento notable que puede cifrarse en el 5'8% respecto a los datos del Padrón de 1996<sup>1</sup>. Este hecho refleja claramente la ten-

dencia al desarrollo urbanístico que está experimentando la zona, de manera particularmente intensa su sector central, correspondiente a la cornisa occidental del Aljarafe, dentro de la antes mencionada expansión de la segunda corona metropolitana de Sevilla. El crecimiento aquí alcanza el 9'8%, llegando a cotas del 17'16% en Albaida, el 13% en Benacazón, el 12'74% en Olivares y el 10'6% en Sanlúcar, sin que aún aparezca contabilizado el espectacular crecimiento que está sufriendo Huévar en los últimos dos años, como efecto de una de las mayores operaciones urbanísticas de la zona.

En este sector vivía una población de 41.966 personas en 2004, lo que supone más de la mitad del total de la zona, incluyendo la población de La Puebla<sup>2</sup>. Ello da una clara idea del peso y la trascendencia que la participación de esta población tiene para la consolidación y el desarrollo del Corredor Verde, en concreto, y de manera más amplia para la potenciación de la resiliencia de este territorio en el marco de una estrategia global que pretenda la conexión y articulación del sistema Sierra-Aljarafe-Marismas.

Otro dato que acentúa la desvinculación de buena parte de la población local con respecto al territorio en el que vive, en general, y al río Guadiamar, más específicamente, es el comparativamente bajo número de sus integrantes que son originarios del mismo municipio en el que residen. Según los datos del Padrón de 2004<sup>3</sup> éstos sólo suponían el 55'6% del total, lo que, a pesar de suponer más de la mitad de la población actualmente residente, constituye un descenso de más de dos puntos (2'1) en apenas 8 años (Padrón de 1996) y es sensiblemente más bajo en comparación con la ciudad de Sevilla, donde el 66'9% de su población es originaria del mismo mu-

1. Crecimiento que experimenta además una aceleración, tal como se deduce si comparamos este dato con el del crecimiento ocurrido entre el Censo de 1991 y el de 2001 que ya era de 2'2%. La comparación con el crecimiento de la ciudad de Sevilla, prácticamente estancado entre 1996 y 2004 con sólo un 0'96%, es altamente revelador.

2. Si se excluyera la misma, el peso demográfico de este sector central ascendería a casi las dos terceras partes de la población.

3. En este dato está excluida La Isla Mayor, dado que lo reciente de su constitución como municipio independiente, en 1994, los datos de los Padrones de 1996 y 2004 sobre nacidos en el mismo municipio de residencia solo recogen a los nacimientos inscritos a partir de esa fecha, apareciendo los nacidos con anterioridad como originarios del municipio matriz, La Puebla del Río.



Foto 1. Talleres del proceso participativo en el Guadamar.

Photo 1. Participative workshop in the Guadamar.

nicipio sevillano, habiendo además experimentado un leve incremento de 0'5 puntos entre 1996 y 2004.

Independientemente de que una parte de los residentes no originarios lo sean de otros municipios de la zona, no cabe duda de que el mismo refleja la llegada de un número importante de personas nacidas fuera del territorio y, por lo tanto, sin ningún tipo de vinculación material o afectiva con el Guadamar. Este extremo lo confirma el hecho de que el mayor porcentaje en la reducción de la autoctonía entre 1996 y 2004 se da en el sector central, donde se ha producido el mayor crecimiento demográfico, situándose en el 4'3%.

Junto a lo anterior, otro aspecto que podemos tomar como indicativo del alejamiento de la población local con respecto al territorio en el que vive y particularmente con

respecto al río, es el cambio en las actividades económicas de buena parte de la misma. Según el Censo de 2001, en 7 de los 15 municipios de la zona la actividad económica en la que trabaja el mayor porcentaje de su población ocupada es diferente a las que cabría esperar, pues supone un contacto más directo con el medio físico y con el uso del territorio, como puedan ser la agricultura, la ganadería y otras actividades extractivas, excluida la minería. De esos siete municipios, en seis casos la actividad que ocupa mayor número de personas es la construcción, oscilando entre un 17'8% y un 33'7% (casi una cuarta parte como media), lo que concuerda con el proceso de crecimiento urbanístico que vive la zona. Tampoco sorprende que tres de esos municipios pertenezcan al sector central de la zona, y que en el caso de un cuarto de ellos sea la industria la actividad con más contingente de población ocupada.

Por el contrario, la zona más agrícola, es decir en la que sus municipios presentan a las actividades agrícolas y ganaderas como las que ocupan al mayor porcentaje de su población ocupada, es el sector sur, donde, si excluyésemos también en este caso a La Puebla, donde aparece la construcción como actividad más frecuente, el predominio de las actividades primarias sería general. Ello explicaría, entre otros factores -como por ejemplo la incidencia que tuvieron en esta zona las expropiaciones de tierras inundadas o la afectación que sufrieron actividades como la pesca- el que, comparativamente con respecto al Aljarafe, sea en este sector donde percibe una identificación relativamente mayor con el espacio y con el río.

De todas maneras, y abundando en la pérdida del carácter agrario de la economía de la mayor parte de los municipios incluidos en la zona, son significativos los datos que aporta el equipo encargado del análisis económico dentro del SECOVER (Guerrero, 2003:348), en los que se comprueba cómo, en sólo dos de los quince, el sector de actividad agrícola, ganadera y de la pesca ocupa a más de la mitad de su población: Villamanrique de la Condesa (73%) y El Madroño (61%). En el resto de los municipios la población ocupada en actividades no agroganaderas y extractivas oscila entre el 52% y el 89%, siendo la media del 71%. En cinco casos el grupo de

personas ocupadas en la agricultura, la ganadería y la pesca no superaba el 25% del total.

Los anteriores son algunos de los aspectos que dificultan la identificación de la población local con el territorio, convirtiéndose, por lo tanto, en importantes obstáculos para la participación efectiva de la misma. Otro factor que incide negativamente es la falta de articulación de las poblaciones incluidas en cada uno de los tres sectores, y sobre todo de éstos entre sí.

Si alguna vez en el pasado la zona del Guadiamar constituyó un territorio vertebrado, hace tiempo que ello no sucede. Las características específicas de cada uno de los tres sectores desde el punto de vista ecológico, pero sobre todo socioeconómico y cultural, han actuado en el pasado y crecientemente actúan hoy como obstáculos para el establecimiento de relaciones sociales entre las respectivas poblaciones lo bastante frecuentes, diversas e intensas como para generar una conciencia de pertenencia compartida a un territorio común. La lógica de desarrollo que domina actualmente en la zona no sólo no favorecen la corrección de esa tendencia, sino que la acrecientan, y ello se da en los tres sectores, aunque señaladamente en el correspondiente a la comarca aljarafeña de manera más importante y profunda.

## L E C C I O N E S A P R E N D I D A S

De todo lo anterior se desprende que la consolidación del Corredor Verde y la viabilidad de la estrategia de la recuperación de su función de articulación, no sólo de conexión con los ecosistemas de la sierra y la marisma, dependen fundamentalmente de la construcción de una amplia y sólida identificación del conjunto de la población de lo que hoy es una zona desarticulada, con el espacio en el que vive. Se trata, ni más ni menos, de la construcción de un territorio en el sentido global e integral del término. Es-

to no es algo que se pueda lograr desde fuera de la sociedad local y de un día para otro, ni sólo a través de la propaganda y la imagen. Hace falta potenciar los elementos internos que puedan generar vínculos y relaciones entre las poblaciones de la zona. Es imprescindible propiciar la participación como estrategia de desarrollo del tejido social y de producción de identificación colectiva con respecto a un territorio y a un proyecto común. Para empezar a lograrlo nada mejor que la búsqueda por parte de los pro-





Foto 2. Talleres del proceso participativo en el Guadamar.

Photo 2. Participative workshop in the Guadamar.

pios actores locales de esos elementos, problemas, necesidades, intereses y referentes comunes que puedan servir como cimientos de esa necesaria articulación y que, al mismo tiempo, puedan potenciar la participación cada vez más amplia, profunda y efectiva de la población.

Este es el mejor modo de alimentar la resiliencia social y ecológica de dicho territorio, no sólo para superar creativamente futuras crisis, sino para promover la construcción de un territorio que coadyuve decisivamente al objetivo de esa articulación entre ecosistemas.

Es un reto importante dada las notables dificultades que presenta la zona para conseguir estos objetivos. En todo caso es un empeño en el que las prisas son siempre negativas. Debemos asumir que se trata de un proceso lento, a medio y largo plazo, en el que el protagonismo debe ser de la sociedad local y donde los responsables políticos y técnicos deben tener el papel de promotores, animadores y facilitadores no directivos del proceso y también de garantes de la igualdad de oportunidades en evitación de la

monopolización e instrumentalización que puedan intentar hacer del proceso grupos e intereses concretos. El convencimiento de la importancia fundamental de la participación no debe llevarnos a la ingenuidad de pensar que todo el "mundo es bueno" y de que no existen intereses egoístas en la "sociedad civil", en la que, como apuntábamos, los pseudovalores individualistas y consumistas están ampliamente difundidos. Los poderes públicos deben actuar como elemento equilibrador para que los mismos no perviertan el carácter de los procesos participativos.

La urgencia por razones de agenda política y justificación de expedientes administrativos suelen dar lugar a errores que tienen graves consecuencias, siempre contrarios a los objetivos que se supone pretendían lograrse, de lo que tenemos ejemplos como el del Parque Natural de Los Alcornocales, otro "pseudoterritorio", con el que no existe identificación común por parte del conjunto de poblaciones locales, creado por la administración sobre la gran diversidad socioeconómica y cultural existente en las distintas comarcas sobre la que se superponen los límites del espacio pro-

tegido, y cuya existencia artificial se ha pretendido crear a través de actuaciones de arriba abajo y de carácter casi exclusivamente propagandístico, que han llegado al extremo de inventar una “cultura y una identidad “alcornocalesñas”, con “pasaporte” incluido.

Volviendo al caso del Corredor Verde del Guadiamar y pensando en fórmulas que puedan contribuir a la construcción del territorio, a modo de ejemplo, señalaremos la posible colaboración de los propietarios de las fincas colindantes con el Corredor en el proyecto de creación de charcas forestadas para propiciar la recuperación y dispersión de las especies de anfibios características del Guadiamar, como propone Ricardo Reques (en este volumen, capítulo 24), con los efectos añadidos que ello tendría sobre el conjunto del ecosistema. Lograr la participación efectiva de estos propietarios constituiría un importante factor de reforzamiento de la identificación y el sentimiento de pertenencia de los mismos con respecto al territorio, sentido como propio más allá del terreno que poseen, y a partir de esta participación redundaría indudablemente en alimentar la resiliencia del socio-ecosistema en su conjunto.

Finalmente, de cara al posible y necesario desarrollo futuro del proceso participativo en el Corredor Verde, a partir del autoanálisis crítico del que hasta el momento se ha desarrollado y teniendo en cuenta las opiniones recogidas de una amplia representación de la población local a través del trabajo previo a la realización de las sesiones de trabajo de los Foros, así como del resultado de estos mismos, extraemos algunas consideraciones generales que consideramos deben tenerse en cuenta.

En primer lugar, se constata claramente el escaso conocimiento del Corredor Verde por parte de amplios sectores de la población local y, consecuentemente, una muy débil implicación en el mismo. El Corredor Verde del Guadiamar es vivido y percibido por la mayoría como algo ajeno a la vida de las sociedades locales. Esta actitud se explica, en parte, por la poca incidencia social que han tenido los instrumentos y canales a través de los que se ha intentado difundir la información sobre el mismo y motivar la implicación en su desarrollo. Sin embargo, siendo la información y la comunicación aspectos imprescindibles, la lejanía y fal-

ta de interés de la población se explica, según opinión de buena parte de los miembros de los foros y según nuestra propia apreciación, sobre todo, por las escasas posibilidades que se han dado a la población de participar real y efectivamente en el establecimiento y desenvolvimiento del proyecto, confundiéndose la información y la comunicación, con las dificultades que han tenido las acciones con las que se han intentado llevar a cabo, como queda dicho, con lo que es participación.

No obstante, junto a las limitaciones que hayan podido existir para la participación real y efectiva de la población en el Corredor Verde, un factor explicativo fundamental que ayuda a entender su bajo nivel ha sido el desapego y alejamiento que encontramos en la mayor parte de la población actual del entorno con respecto al río Guadiamar.

El río, al menos desde treinta o cuarenta años antes de la catástrofe, y consecuentemente el Corredor en la actualidad, han significado y significan muy poco, en términos generales, para la mayor parte de esa población. No debemos olvidar que la situación medioambiental del río era muy deficiente antes del vertido minero debido al uso creciente que se ha venido haciendo del río como auténtica cloaca por parte de las poblaciones, las explotaciones agrícolas y ganaderas y las industrias de su entorno, como la de aderezo de aceitunas.

Los procesos de “desarrollo” insostenible a los que de manera cada vez más intensa se ve sometida la zona, particularmente, aunque no sólo, en el sector de la misma correspondiente al Aljarafe, -sobre el que incide de lleno la expansión urbanizadora que, con la autovía Sevilla-Huelva como eje, rompe la articulación tradicional norte-sur de la comarca y provoca la aceleración exponencial de los cambios de usos del territorio y de la composición de su población-, son un factor decisivo para explicar esa falta de vinculación. Buena parte de la población actual de la zona central es de muy reciente residencia en la misma, sus actividades y sus focos de atracción, como también los de la gran mayoría de la población autóctona son cada vez más ajenos al río y su entorno.

Si este desapego de la población es notable con respecto

al sector del río-corredor correspondiente a la zona de pertenencia de las tres que se definen en el territorio que abarca el mismo en función de criterios de carácter geográfico, socioeconómico, cultural e identitario, esa actitud es mucho mayor con respecto al conjunto del espacio protegido. El grado de conciencia de las poblaciones de cada una de los tres sectores de formar parte de un mismo ámbito territorial y ecológico-cultural, que vendría definido por el carácter que geográfica e históricamente ha tenido de transición y conexión entre la sierra y la marisma (conciencia ya de por sí difícil de conseguir debido a la notable diversidad interna del mismo), es mínimo. Actitud que no dudamos debe ser considerada como uno de los factores que está en el origen de la catástrofe minera, no en cuanto a su responsabilidad directa, pero sí en cuanto que la falta de interés por el río pudo repercutir en la despreocupación social ante el estado del Guadamar y la acumulación de factores de riesgo sobre el mismo.

Lo anterior aparece, indudablemente, como un obstáculo muy poderoso para una implicación activa de la gran mayoría de la población local. Uno no se implica ni participa,

incluso aunque verbalmente lo reclame y aún cuando pudiese tener oportunidad real de hacerlo, en algo que no siente ni considera como propio, de lo que vive al margen, cuando no de espaldas. Actitud que también se ha podido ver alimentada por la intervención de las administraciones a raíz de la catástrofe que, quizás debido al intento de justificar su papel ante un acontecimiento que vio acrecentada exponencialmente su repercusión mediática y política debido a la proximidad de Doñana, asumieron todo el protagonismo en las actuaciones, sin contar ni solicitar la colaboración de los agentes sociales ni de las instituciones locales. Lo cual ha podido más bien alimentar la pasividad de los mismos, dándoles argumentos para hacer dejación de sus propias responsabilidades y achacar todos los males a la actuación de aquéllas.

El desapego de la población y la desarticulación socioeconómica, cultural e identitaria del territorio son factores que inciden negativamente en las posibilidades para “reconstruir” un territorio, condición *sine qua non* para conseguir la consolidación del proyecto del Corredor Verde y su conexión efectiva con los territorios aledaños, marisma y sierra.

26

## Conclusiones y recomendaciones

Sobre la base de todo lo anterior y de cara a la potenciación de un proceso participativo que considere imprescindible para la viabilidad del propio Corredor Verde, se me plantean algunas propuestas.

El trabajo colectivo de recuperación de la memoria perdida con respecto al río por parte de la mayoría de la población actual, de la importancia que el mismo ha tenido en la historia de las poblaciones comarcanas y en su existencia presente, como ya se ha revelado en otros casos y otros lugares, puede ser una buena estrategia para iniciar el proceso de toma de conciencia colectiva que es imprescindible para lograr los objetivos que se pretenden.

Por otra parte, y a la vista de los problemas identificados que dificultan la participación, se hace necesario un replanteamiento de la continuación del proceso participativo. De la evaluación, el diagnóstico y la formulación de ideas, debería pasarse a una fase propositiva de acciones que tengan como objetivo no único, pero sí fundamental, conseguir esa “reconstrucción” y articulación territorial a escala del Guadamar, desde la sierra a la marisma, más allá del propio espacio protegido del Corredor Verde, aunque teniéndolo como eje y aprovechándolo como denominador común directa e indirectamente para todas las poblaciones que forman parte de su entorno y que están o deberían estar implicadas en él.

Para conseguirlo se hace preciso un cambio metodológico consistente en que, sin abandonar los espacios de participación de ámbito local, potenciar la constitución de un espacio a nivel del conjunto del territorio. En cierto modo, el dispositivo constituido a partir del proceso iniciado en el PICOVER, sustentado sobre el establecimiento de tres foros diferenciados en cada uno de los sectores, intentando adecuarse a la diversa realidad geográfica, socioeconómica, cultural e identitaria sobre la que el Corredor se superpone, acrecentada por la escasa vinculación de las poblaciones locales con el mismo, si bien tenía como objetivo facilitar la participación y favorecer la profundización en los temas y problemas que afectan de manera específica a cada una de las zonas (lo que era imprescindible para no caer en las simplificaciones y homogeneizacio-

nes ficticias a las que tiende la lógica de la “eficacia administrativa”), no ha contribuido precisamente a la superación de la fragmentación y desarticulación que hemos identificado como un factor de bloqueo fundamental. Incluso en cierta forma puede haber contribuido a ellas.

El resultado de estos foros locales creemos ha sido muy productivo, generando una importante cantidad de conocimiento de gran valor cualitativo que nos permite evaluar lo realizado hasta el momento en el Corredor y, sobre todo, creando una masa crítica de actores sociales que constituye el principal capital con el que contamos de cara al desarrollo futuro del proceso.

Ahora sería necesario aprovechar ese conocimiento y ese capital social para acometer una fase del proceso que debe tener como finalidad la elaboración de propuestas de acción orientadas hacia el objetivo central de articulación, “reconstrucción” y conexión territorial, lo cual significa buscar elementos que propicien la identificación con el conjunto del territorio y toma de conciencia colectiva de la común pertenencia al mismo, más allá de los intereses particulares, y los problemas y situaciones específicos de cada zona o de cada colectivo.

Evidentemente, para conseguir esto es fundamental la existencia de una clara y decidida voluntad de potenciar la participación real y efectiva de la población por parte de la administración, no sólo a nivel de tener en cuenta sus opiniones, sino como copartícipe en la toma de decisiones y en la ejecución de las mismas. Para empezar, y a pesar del panorama no demasiado halagüeño que presenta a estos efectos la sociedad local, es importante no quedarse en los aspectos exclusivamente negativos que en los diagnósticos se suelen asociar al factor humano. Se señalan los problemas, los impactos, los deterioros que causan algunos usos de las poblaciones locales, y se proponen medidas de carácter principal-

**La consolidación del Corredor Verde y la viabilidad de la estrategia de la recuperación de su función de articulación con los ecosistemas de la sierra y la marisma dependen de la construcción de una amplia y sólida identificación del conjunto de la población de lo que hoy es una zona desarticulada, con el espacio en el que vive. Para ello es imprescindible propiciar la participación como estrategia de desarrollo del tejido social y de producción de identificación colectiva. Este es el mejor modo de alimentar la resiliencia social y ecológica de dicho territorio, no sólo para superar creativamente futuras crisis, sino para promover la construcción de un territorio que coadyuve decisivamente al objetivo de esa articulación entre ecosistemas**

mente represivo y sancionador para controlarlos o eliminarlos, pero se hacen pocos intentos por buscar elementos positivos, recursos, potencialidades que puedan ser aprovechados, fomentados, animados para conseguir los objetivos de futuro.

Asimismo, como es imprescindible en el arranque de todo proceso participativo, es necesario el establecimiento de una propuesta inicial de *ideas fuerza* a partir de las cuales, como provocación, los participantes en el proceso puedan construir, ampliando, profundizando, planteando alternativas que sean asumidas de manera conjunta por todos los implicados. A continuación planteamos, a nivel de sugerencia, algunas de esas *ideas fuerza* que surgen en muchos casos de las expresadas por los participantes a lo largo del trabajo de los foros y talleres, y en otros de nuestro análisis del resultado del trabajo de campo realizado.

La demanda de implicación de los ayuntamientos en el desarrollo del Corredor Verde parece que debería ser un objetivo estratégico. Para ello sería importante constituir un ente que canalice y vehicule la participación de los municipios para la consecución de esa escala de conjunto, lo que aparece como esencial. Al no estar contemplada la existencia en la figura del Paisaje Protegido de Consejo Rector, ni ningún otro

organismo similar, y sin que ello tenga que impedir su creación, sería conveniente constituir un marco en el que todos los consistorios locales estén representados y donde conjuntamente con los responsables políticos, técnicos y la participación de los ciudadanos se puedan plantear propuestas, acordar acciones comunes y establecer estrategias compartidas.

Frente a los medios empleados hasta ahora para la difusión de la información sobre el Corredor Verde del Guadamar y muy particularmente pensando en la necesidad de conseguir la identificación del conjunto de la población con el territorio, se hace imprescindible desarrollar una más estrecha relación con los medios locales (TV, radios, prensa) que son los que de manera más directa y continuada llega a sectores amplios de esa población, para difundir a través de ellos, la información, los mensajes, las *ideas fuerza* a través de las que conseguir esa toma de conciencia y esa identificación.

La generación de esas *ideas fuerza* que puedan actuar como motores de la reconstrucción del territorio y en la consolidación de la identificación del conjunto de la población con el mismo no debe realizarse de arriba abajo, sino que fundamentalmente deben partir y ser extraídas de la propia población local como resultado de un proceso participativo.

26

## B I B L I O G R A F Í A

Boisier S. 1994. "Post-modernismo territorial y globalización: regiones pivota-les y regiones virtuales". Ciudad y Territorio y Estudios Territoriales, nº 102.

"El vuelo de una cometa. Una metáfora para una teoría del desarrollo territorial". 1997. Revista de Estudios Regionales, nº 48

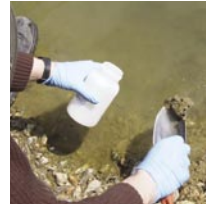
"El desarrollo territorial a partir de la construcción de capital sinérgico". 1999. Estudios Sociales, nº 99

Folke, Carl y otros. 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations, Stockholm

Guerrero, F.M. y otros. 2003. "Análisis económico y desarrollo sostenible en los municipios de la cuenca del Guadamar". En Ciencia y Restauración del Río Guadamar. Picover 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 538-558.

Olsson, Per. 2003. Building capacity for resilience in socioecological systems. Department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm

Olsson, Per & Folke, Carl. 2004. "Adaptive Comanagement for Building Resilience in Social-Ecological Systems". Environmental Management Vol. 34, No. 1, pp. 75-90.



# EVOLUCIÓN DE LOS PRINCIPALES INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADAMAR

**F. CARRASCAL<sup>1</sup>, J.M. ARENAS<sup>2</sup>, M. RAMOS Y C. MONTES<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> TRAGSATEC (ANDALUCÍA, ÁREA DE MEDIO NATURAL)

<sup>2</sup> EGMASA

<sup>3</sup> DPTO. ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID, E-28049 MADRID, SPAIN

# EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

## A N T E C E D E N T E S

**L**a calidad ambiental del río Guadiamar se vio gravemente afectada por el vertido minero, destruyéndose cualquier vestigio de vida acuática en su cauce y buena parte de su llanura de inundación. Fue fundamental llevar a cabo actuaciones encaminadas a minimizar y controlar el deterioro ambiental causado, de forma que los efectos sobre el medio natural fueran remediados a la mayor brevedad posible. Dichas actuaciones incluyeron medidas directas sobre los recursos hídricos y otras que, aplicadas sobre otros medios (por ejemplo los suelos o la vegetación), influyeron indirectamente sobre las aguas; de entre ellas destacó con claridad la rápida y eficaz retirada de los lodos tóxicos.

De manera sintética se puede afirmar que la evolución seguida de contenidos en elementos traza de aguas, suelos y sedimentos fluviales, así como de otros parámetros indicadores de calidad ambiental han puesto de manifiesto a lo largo del tiempo una sostenida recuperación

de un territorio que como sabemos fue profundamente afectado por la riada tóxica, y que aún antes ya poseía claros indicadores de deterioro ambiental.

Los estudios sobre suelos, vegetación, aguas y microorganismos del cauce (Foto 1), así como los procesos de recolonización de la fauna desde áreas naturales próximas al Corredor Verde del Guadiamar permiten afirmar que a partir del año 2000 se produce un importante punto de inflexión en la evolución de los principales signos indicadores de restitución natural del área afectada. El problema de la contaminación minera ha quedado desde entonces restringida a los primeros kilómetros de la zona siniestrada, correspondiente al tramo del río Agrio entre la balsa y su unión con el río Guadiamar. Zona directamente influida por las tradicionales actividades mineras y por un sustrato geológico rico en metales pesados y otros elementos traza como el arsénico. Los efectos ambientales, de manera ocasional, pueden llegar a manifestarse hasta la zona del puente de las Doblas. En el resto del área la incidencia ambiental está por lo general superada o solo existen a un nivel no preocupante. Siguen pendientes de solucionar otras fuentes de polución ocasionales pero de incuestionable importancia ambiental, especialmente desde la industria de aderezo de aceituna, cuyos episodios contaminantes, coincidiendo con los períodos de máxima producción de esta actividad industrial, pueden considerarse como un serio impedimento para la recuperación ambiental del río y su área de influencia. Además, se siguen produciendo episodios de deterioro ambiental por vertidos urbanos, que suelen detectarse con mayor claridad en los momentos de caudales bajos. Las actividades agrícolas en el tramo del río más cercano a Doñana influyen el tramo bajo del Guadiamar, marcando valores que definen signos de menor calidad ambiental como la presencia de Cu con origen en los productos fitosanitarios empleados en la agricultura del arroz.



Foto 1. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el río Guadiamar.





## AVES

La estratégica ubicación del río Guadamar, a las puertas de Doñana, generó una fundada alarma por los efectos que sobre este notable espacio natural pudieran producirse. Además, Doñana es conocida a nivel internacional por su generosa biodiversidad en aves, quizás por ello desde un principio buena parte de los esfuerzos en el seguimiento de la calidad ambiental tras el accidente minero se centraron en este



Foto 2. Ánsar común (*Anser anser*). Foto: H. Garrido.

Como muestra de la merma de calidad de las aguas del río Guadamar tras el accidente minero baste recordar que en los primeros días después del vertido se alcanzaron concentraciones muy elevadas de algunos elementos traza, como los 463 mg/l de Zn, los 230 mg/l de Fe o los

grupo de vertebrados. Los estudios valoraron tanto la posible incidencia sobre sus poblaciones como determinaron la evolución seguida por los contenidos de metales pesados en sus tejidos.

Las conclusiones que se obtuvieron tranquilizaron a la administración y al entorno conservacionista al constatare que no hubo una incidencia directa sobre las poblaciones de acuáticas invernantes. Tampoco los estudios demográficos sobre cigüeñas (*Ciconia ciconia*) y milanos (*Milvus migrans*) demostraron incidencia sobre el tamaño de las puestas o su éxito reproductor. Los resultados de los análisis de elementos traza en tejidos mostraban que, una vez finalizadas las tareas de limpieza de la zona de Entremuros, los contenidos eran equivalentes a los que presentaban aves provenientes de zonas no contaminadas claramente alejadas del río Guadamar y su zona de influencia (como Madrid o Toledo). Aunque se detectaban niveles de contaminación para algunas especies y determinados períodos del año, probablemente éstos estaban relacionados con otras fuentes de contaminación ajenas al vertido de lodos.

Una vez se entendió que la situación estaba normalizada, cesaron los estudios sobre la incidencia del vertido en las aves de este singular espacio natural y su área de influencia.

111 mg/l de Mn (Tabla 1). El oxígeno disuelto desapareció casi por completo, siendo inferior a 1 mg/l el día 25 de abril, a lo largo de prácticamente todo el cauce afectado. Los valores de pH más ácidos se registraron en el tramo norte, en torno a 4. Como era de esperar, los sólidos en suspensión presentaron valores muy altos durante los primeros días en los puntos más altos del cauce, registrándose concentraciones cercanas a los 30.000 mg/l.

En el tramo alto y medio los niveles de oxígeno disuelto se restablecieron a partir del día siguiente al vertido, así como los de pH, aunque de manera más lenta. Las

Tabla 1. Valores más desfavorables alcanzados de pH, oxígeno disuelto, Zn y Mn en el frente contaminante y en el día anterior al accidente.

|  | pH  | O.D. (mgO <sub>2</sub> /l) | Zn (mg/l) | Mn (mg/l) |
|--|-----|----------------------------|-----------|-----------|
| Día anterior al accidente (24/4/98)  | 7,8 | 5-7                        | 0,6       | 0,4       |
| Valores más desfavorables registrados en el Guadamar durante el avance del frente contaminante | 4,5 | 0,04                       | 463       | 111       |

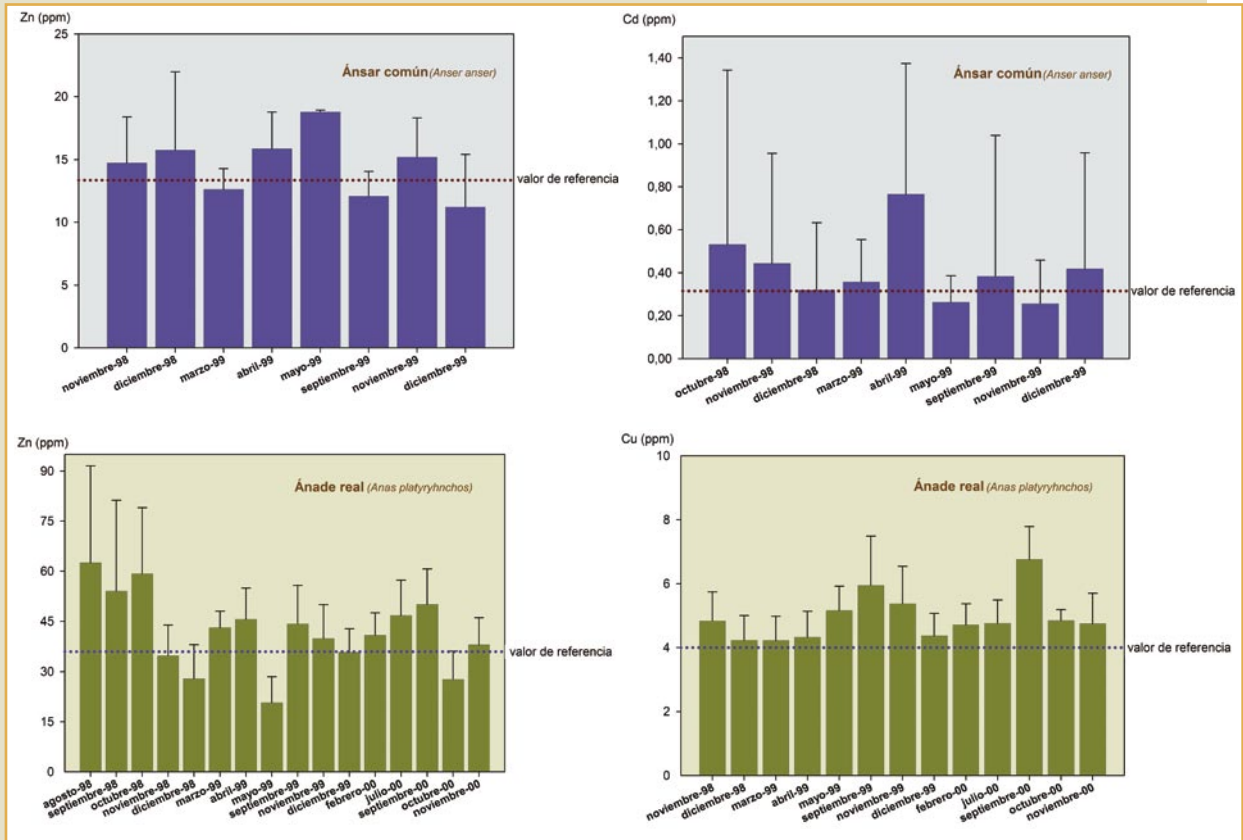


Figura 1. Zn músculo y Cd hígado de ánsar común y Zn hígado y Cu músculo de ánade real.

concentraciones de elementos traza disminuyeron también de forma similar, existiendo valores residuales del orden de 5 mg/l para Zn y Mn en determinados puntos, tres semanas después.

Desde el primer día en que se produjo el accidente, en el marco de sus competencias, la administración autonómica andaluza puso en marcha un amplio dispositivo de vigilancia de la contaminación en la zona afectada y el estuario del Guadalquivir. Esta tarea de vigilancia se desarrolló a través de dos líneas de trabajo complementarias. Por un lado, la Consejería de Medio Ambiente, con medios propios, mediante el Plan de Seguimiento de la Calidad Ambiental, (Foto 3) y por otro, con los resultados



Foto 3. Labores de investigación en laboratorio. Foto: CMA.



Foto 4. Labores de recogida de muestras de aguas. Foto: C.M.A.

aportados por los distintos grupos de investigación que participaron en el Programa de Investigación del Corredor Verde (PICOVER), analizando la evolución de los efectos del vertido tanto en el medio físico como en los seres vivos. Desde octubre de 2004 hasta diciembre de 2006 se inició una nueva fase de trabajo, en lo que se vino a denominar Programa de Seguimiento Ecorregional del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadiamar (SECOVER), complementaria de la anterior y con objetivo básico en reforzar la visión ecosistémica del seguimiento de los ecosistemas emergentes en el cauce y vega del río.

El Plan de Seguimiento de la Calidad Ambiental se organizó en cuatro subprogramas, de tal modo que se conseguirían una serie de objetivos: incluir planos con localizaciones de zonas de muestreo por subprogramas (Figura 2).

- Subprograma de Control y seguimiento de la calidad atmosférica, para las zonas donde se llevaron a cabo acciones de retirada de lodos y en las poblaciones situadas en su entorno.
- Subprograma de vigilancia de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.
- Subprograma de vigilancia de los suelos y sedimentos afectados.

- Subprograma de seguimiento de fauna y flora, con el que seleccionar especies de animales y vegetales que pudieran servir de bioindicadoras sobre el estado de evolución de los ecosistemas emergentes del Corredor Verde del Guadiamar.

### **Evolución de la calidad del agua del cauce**

En lo que respecta al Plan de Seguimiento sobre aguas del río Guadiamar desarrollado directamente por la Consejería, éste se fue reajustando a las necesidades de acuerdo con la evolución favorable de los parámetros de contaminación detectados en el medio natural. Así, en los primeros meses los muestreos fueron muy intensos llegando a considerar más de 70 puntos de control a lo largo del río Guadiamar y la desembocadura del Guadalquivir. Una vez minimizados los efectos adversos sobre el medio físico y las comunidades biológicas se mantuvo una red estable de vigilancia reducida a catorce estaciones con una frecuencia de muestreos mensual (Foto 4).

La caracterización física y química del medio acuático de los ríos Agrio y Guadiamar incluyó, además del análisis de las concentraciones de metales pesados, el seguimiento de parámetros característicos de los sistemas acuáticos fundamentales desde el punto de vista de la ecología de las masas de agua epicontinentales (pH, conductividad eléctrica, sólidos en suspensión, oxígeno disuelto, etc).

Resulta paradójico pensar que estudios llevados a cabo por grupos de investigación de la Universidad de Huelva y la Universidad Pablo de Olavide de Sevilla, ponían de manifiesto como la evolución seguida por los parámetros de calidad en aguas desde los años 80 hasta fechas recientes en la estación del Guijo (en la zona norte del Río Guadiamar), marcaron los menores valores de pH y las más altas concentraciones de metales pesados y otros elementos traza a principios de este periodo, años antes de la rotura de la balsa minera de Aznalcóllar. Indicadores claros de que las condiciones ambientales en la Cuenca del Guadiamar eran deficitarias aun antes del vertido minero de 1998.

De la red de seguimiento inicial se mantuvo en el tiempo una serie de estaciones con series históricas com-

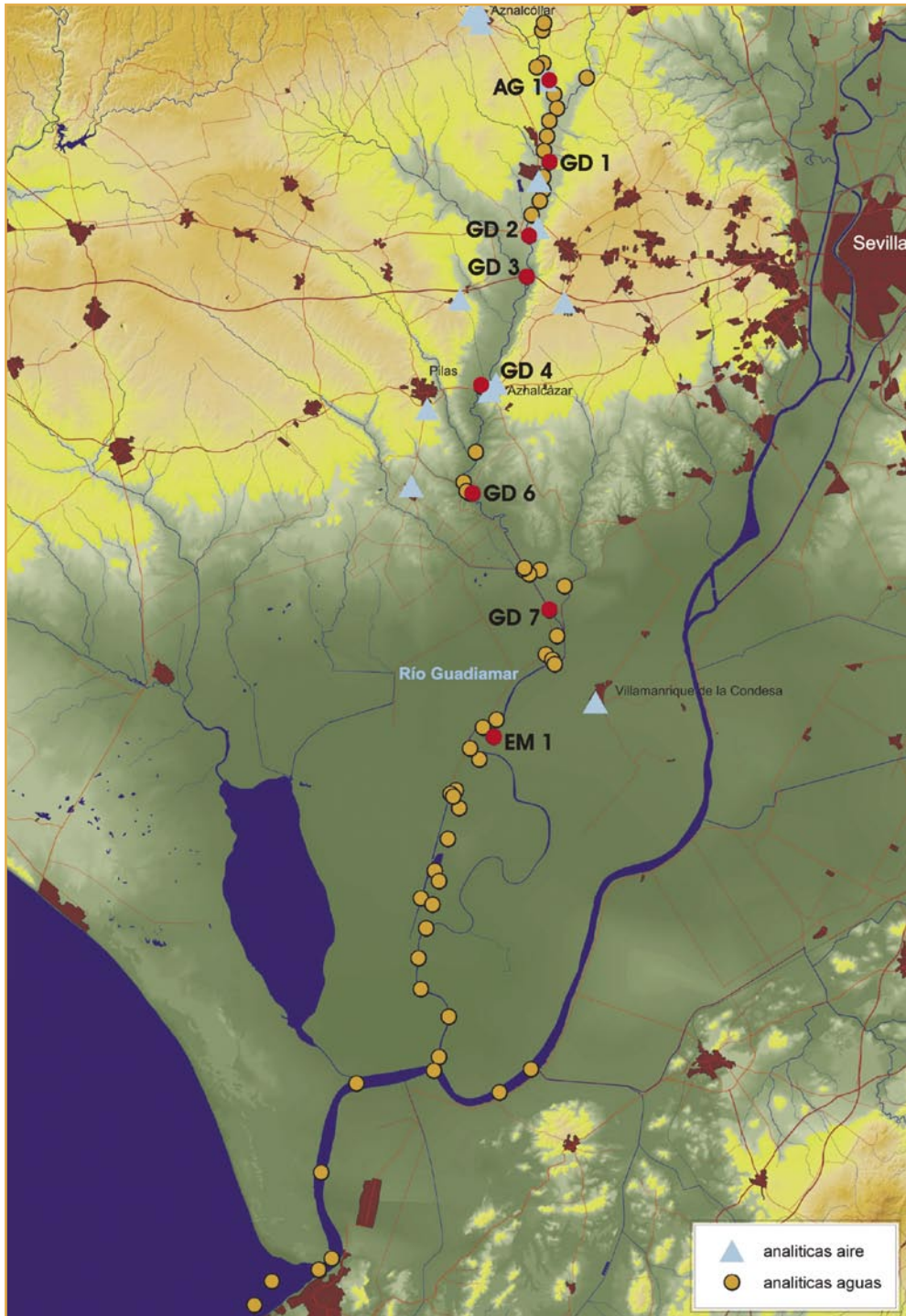


Figura 2. Localización de las estaciones de referencia para analíticas de aguas y aire. Series históricas de aguas y sedimentos fluviales en rojo.

pletas, cubriendo de manera ininterrumpida el periodo de abril de 1998 hasta diciembre de 2006 (Tabla 2 y Figura 2). Además se contó con información útil de varios puntos no afectados por el vertido tóxico (GD-0 o FR-0) que fueron empleados como blancos de referencia.

La distribución a lo largo del tiempo de parámetros como el pH, la conductividad eléctrica, la reserva alcalina o las concentraciones de elementos traza han servido para valorar la incidencia de la rotura de la balsa, primero, y las actuaciones de limpieza y remediación medioambiental, después. Como ya se ha apuntado, el efecto ambiental de los residuos mineros en las aguas todavía son observables en la zona, desde la mina hasta el puente de las Doblas. Desde esta localización hacia el sur, el pH se encuentra cerca de la neutralidad, mientras que la concentración de elementos traza disminuye de manera ostensible. Así, puede observarse con claridad en la figura 3 cómo a partir del año 2002 las tendencias de pH convergen en todas las estaciones de seguimiento, ajustándose a un rango de variabilidad próximo a la normalidad, de 6 a 9. De hecho, y según el criterio aportado por la literatura especializada, los rangos encontrados en aguas continentales deben ajustarse a la horquilla de mayor de 5 (menos sería

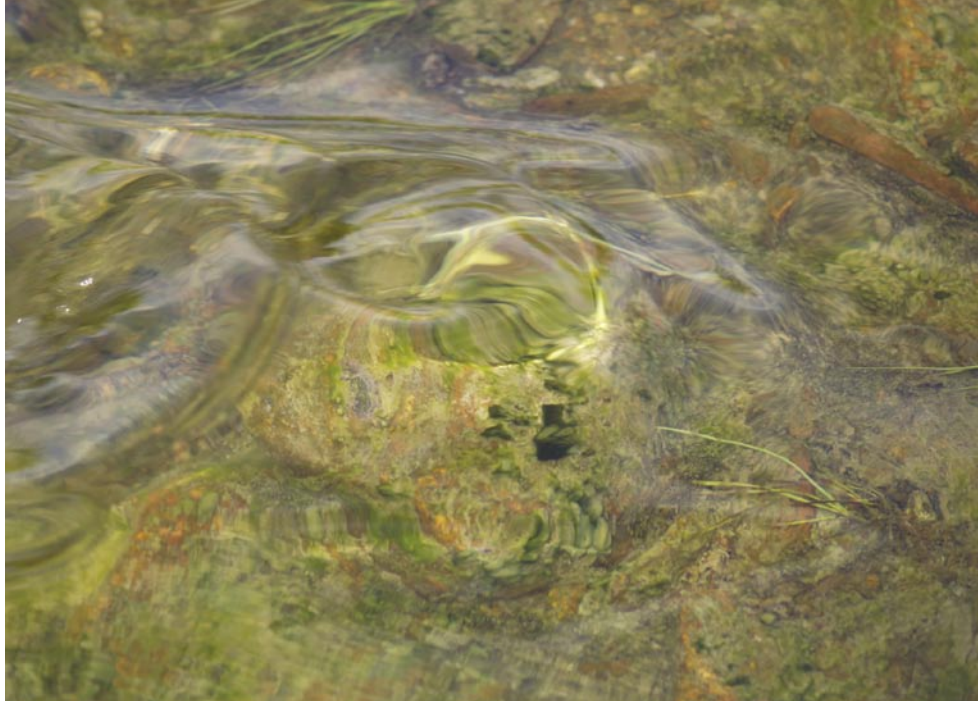


Foto 5. Aguas del río Agrio. Foto: F. Carrascal.

pH con acidez fuerte) hasta pH igual a 9 (alcalinidad media). La EPA (Environmental Protection Agency) considera extremos de pH de 7.2 a 9.2 como valores compatibles con condiciones normalizadas para la vida acuática. También es preciso tener en cuenta que los rangos de oscilación están muy influenciados por la dureza del agua, que en el caso del Río Guadiamar es alta.

El Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en su Anexo 3 sobre Calidad Exigible a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la

Tabla 2. Estaciones de seguimiento con series históricas de la calidad ambiental de las aguas superficiales del río Guadiamar (coordenadas en UTM, huso 30).

| ESTACIÓN | COORDENADA X | COORDENADA Y | LOCALIZACIÓN   |
|----------|--------------|--------------|--|
| AG-1     | 215600       | 4153700      | Río Agrio. Frente al extremo Sur de la balsa, altura Cortijo Crispin |
| GD-1     | 215650       | 4148470      | Río Guadiamar. Aforador de C.H.G. (100 metros agua arriba)           |
| GD-2     | 214350       | 4143720      | Río Guadiamar. Puente de Sanlúcar (200 metros agua abajo)            |
| GD-3     | 214200       | 4141100      | Río Guadiamar. Puente de la autovía A-49 (50 metros agua abajo)      |
| GD-4     | 211300       | 4134050      | Río Guadiamar. Norte puente Aznalcázar-Pilas (frente Casa Buitrago)  |
| GD-6     | 210530       | 4127200      | Río Guadiamar. Vado del Quema (frente a Virgen)                      |
| GD-7     | 215650       | 4119700      | Río Guadiamar-Entremuros. Puente de Don Simón (margen derecha)       |
| EM-1     | 212070       | 4111550      | Entremuros. Margen izquierda Casa Beca (Norte Vuelta de la Arena)    |

vida de los peces establece un rango adecuado de pH tanto para aguas salmonícolas como ciprínícolas de 6 a 9. El pH puede descender tanto por un aumento de caudal como por un aumento de carga orgánica, provocando malos olores.

Otras variables como la conductividad eléctrica sirven para poner de manifiesto, entre otros aspectos, la cantidad de sustancias y sales disueltas en el medio acuático (sobre todo cloruros y sulfatos). Es una variable muy relacionada con el régimen hidráulico, aumentando con el contenido en sales disueltas. Se asume que un agua en estado puro no debería presentar carácter conductor.

Una mineralización excesiva (por encima de los 1000 microS/cm) puede tener efectos negativos sobre las condiciones de habitabilidad para muchas especies de organismos acuáticos (el agua potable suele tener en torno a 400 microS/cm). La conductividad eléctrica también varía con la temperatura, así que se toma como temperatura de referencia los 25°C.

La figura 4 (página siguiente) muestra con claridad como en todas las estaciones de seguimiento se observa un patrón, claramente marcado a partir del año 2000, en el que los máximos de conductividad coinciden con los momentos en los que el río posee un menor caudal (por efecto de concentración). Este es un patrón claramente esperable en ríos con régimen mediterráneo. Dicho comportamiento es más claro en las estaciones próximas a la marisma, como GD-7, en las que la presencia de suelos salinos se deja notar. En términos generales, los valores alcanzados de conductividad en el agua del río Guadamar son bastante elevados; sin embargo, este comportamiento debe ser entendido en el marco de un río en proceso de recuperación desde unas condiciones de partida de deterioro ambiental muy severas.

De especial significado para valorar la incidencia de la contaminación orgánica en los sistemas acuáticos resulta medir el contenido en oxígeno disuelto, en un doble sentido: como indicador de fuentes de contaminación antrópica como vertidos urbanos o industriales (aderezo

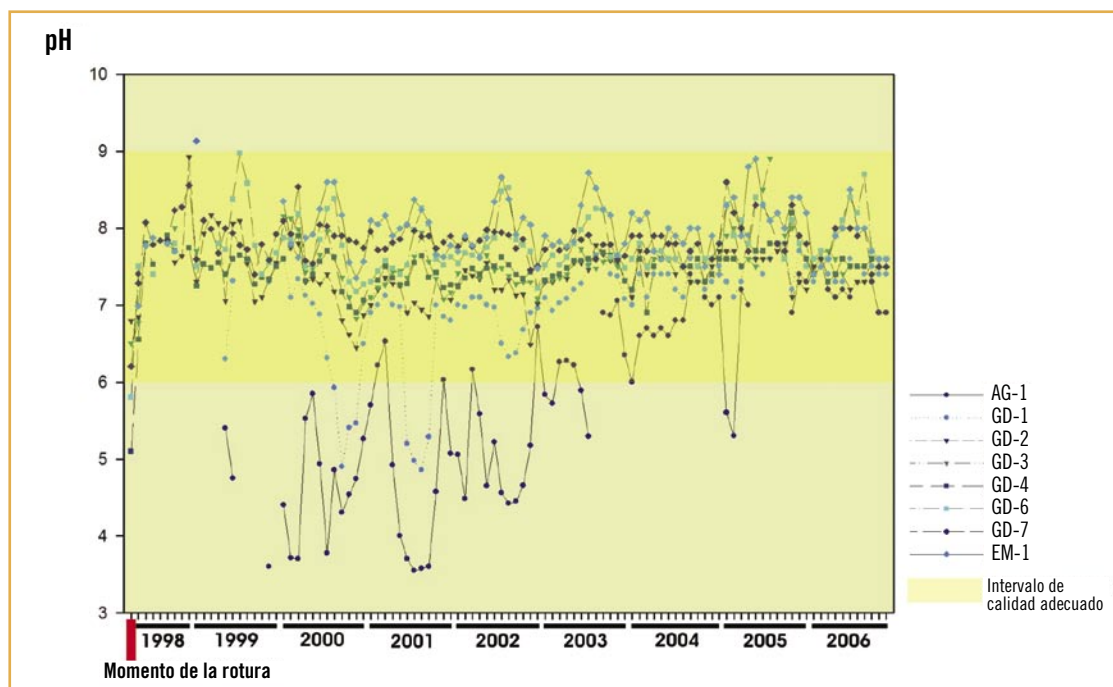


Figura 3. Evolución del pH en las ocho estaciones de seguimiento con serie histórica completa Fuente: elaboración propia.

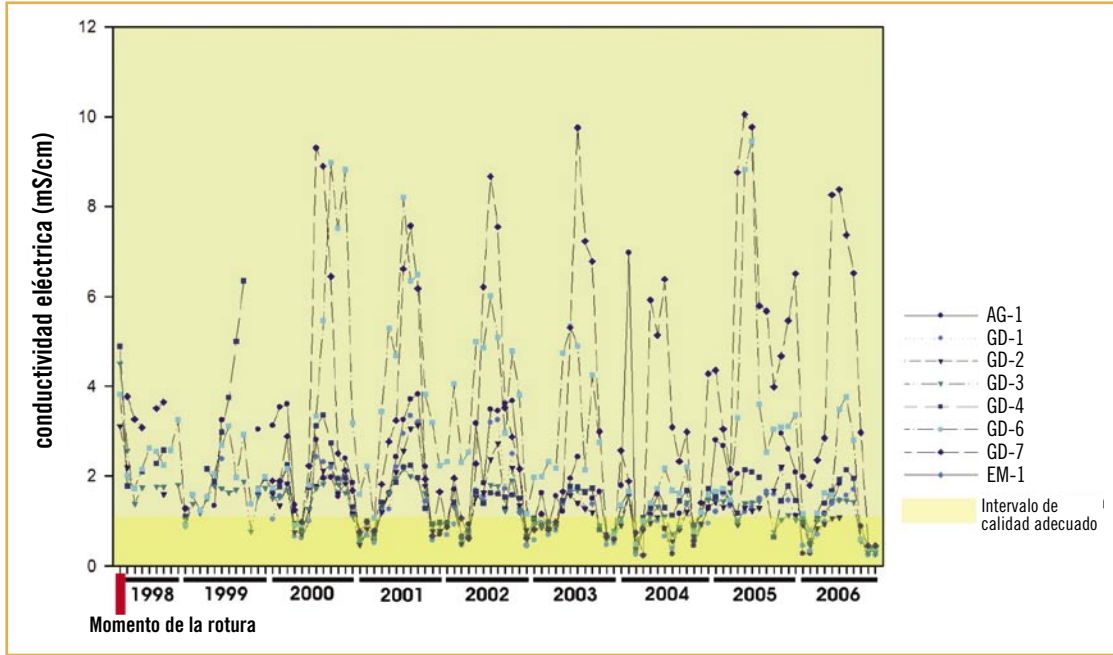


Figura 4. Evolución de la conductividad eléctrica en las ocho estaciones con serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

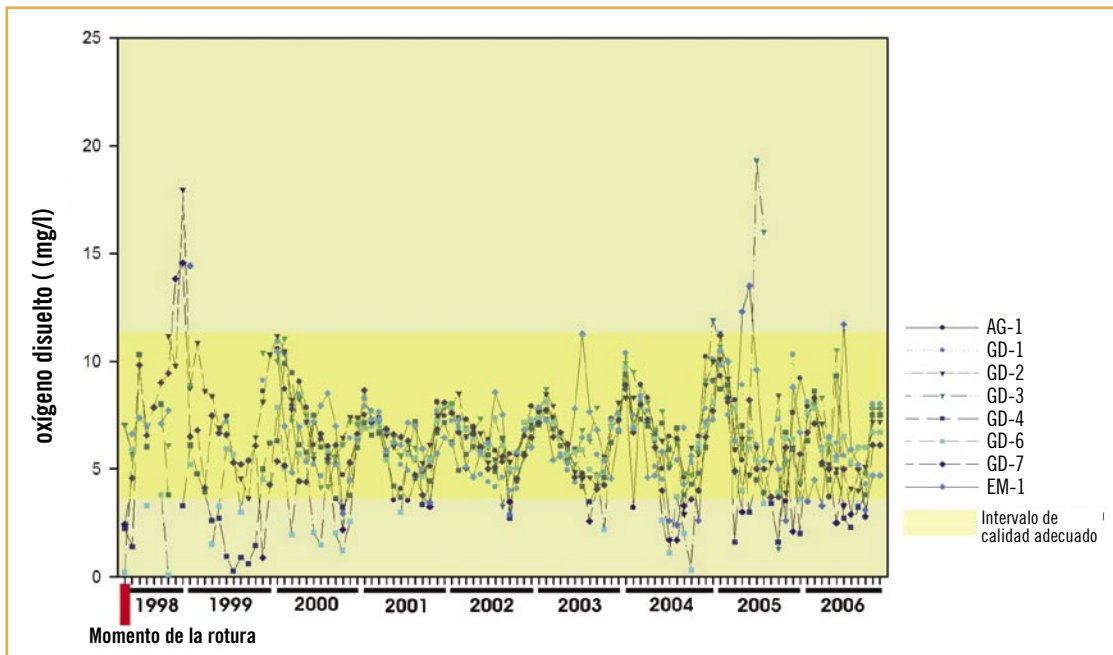


Figura 5. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en las ocho estaciones con serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

de la aceituna), y como indicador de recuperación ambiental por su trascendencia en la biología de las especies de plantas y animales que viven en estos ecosistemas. Así, concentraciones superiores a los 2 mg/l de oxígeno disuelto ya permiten la vida en las aguas, y valores superiores a los 9 mg/l (a 20°C de temperatura) se enmarcan en rango de saturación. El Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en su Anexo 3 sobre Calidad Exigible a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces establece como margen de seguridad un rango de concentraciones de oxígeno en el agua de entre 4 a 6 mgO<sub>2</sub>/l, según las aguas sean salmonícolas o ciprinícolas.

Como valores de referencia (blanco) se puede referir el valor medio encontrado en la estación FR-0 (río de lo Frailes, en la zona norte del Río Guadamar no afectada) para los últimos años igual a 7.99 mg/l (equiparable a un agua apta para la vida de la trucha, agua de montaña).

Las concentraciones encontradas, sobre todo a partir del año 2000, se corresponden con aguas adecuadamente oxigenadas (por encima de los 4 mg/l) para ríos en sus tramos medios y bajos. El comportamiento de las medidas de oxígeno disuelto para las ocho estaciones (Figura 5) comienzan a converger a partir del otoño de ese año, de forma que a partir de esta fecha los patrones encontrados de descensos en momentos de estío y aumentos en momentos invernales, tras lluvias, se repiten para todas las estaciones con algunas excepciones (próximas a la marisma y en la estación GD-6, Vado del Quema). Esta última localización sufre recurrentes episodios de contaminación orgánica como consecuencia de vertidos procedentes de la industria de la aceituna, así como por vertidos no controlados con origen en entornos urbanos. Así, por los motivos reseñados, se alcanzan mínimos de oxígeno disuelto en todo el período analizado, especialmente en los otoños del 2003 y del año 2004. Ya en 2005 y 2006 los mínimos alcanzados son menos pronunciados. No hay que descartar el efecto beneficioso de las depuradoras instaladas en la zona, lo que también se refleja en concentraciones relativamente bajas detectadas de amonio y, sobre todo, fosfatos.

La presencia de material particulado (sólidos en suspensión) en el Río Guadamar es considerablemente alta para todo el periodo objeto de estudio y para todas las estaciones de seguimiento. El hecho de que buena parte del curso del río transcurra por zonas en las que todavía se espera una paulatina recuperación de su vegetación contribuirá de seguro a que estos niveles se vayan normalizando de manera continuada en el futuro, por el importante efecto de retención de los suelos que las plantas protagonizan. Buenos indicadores de presencia de sólidos en suspensión en el agua pueden ser la turbidez, el color, el sabor, el olor o la presencia de espuma. Todas estas variables están muy relacionadas con el régimen hidráulico.

El Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en su Anexo 3 sobre Calidad Exigible a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces establece una cifra como conveniente en cuanto a la presencia de sólidos en suspensión de menos de 25 mg/l. Un agua que pretenda ser apta para la vida de barbos no debería superar los 60mg/l, mientras que una que quiera albergar carpas no debe superar los 100mg/l.

Analizando la figura 6 (página siguiente) se observa con claridad como suelen aparecer repuntes en los meses lluviosos o poco después de ellos, como consecuencia de los procesos de arrastrado de materiales por las corrientes y arroyos. Dicho comportamiento es más nítido en las estaciones más próximas a la marisma, al encontrarse en la porción más baja del río, cerca de la desembocadura del río Guadamar en los ambientes marismesños, y recibir por tanto los materiales transportados por los tramos medio y superior.

En soluciones lo suficientemente diluidas suele existir una buena relación entre la conductividad y los sólidos en suspensión, poniendo de manifiesto como a valores de conductividad altos se dan valores altos de contenidos de sólidos en suspensión en el agua. Esta circunstancia se constata con claridad en los resultados obtenidos del seguimiento en el río Guadamar.



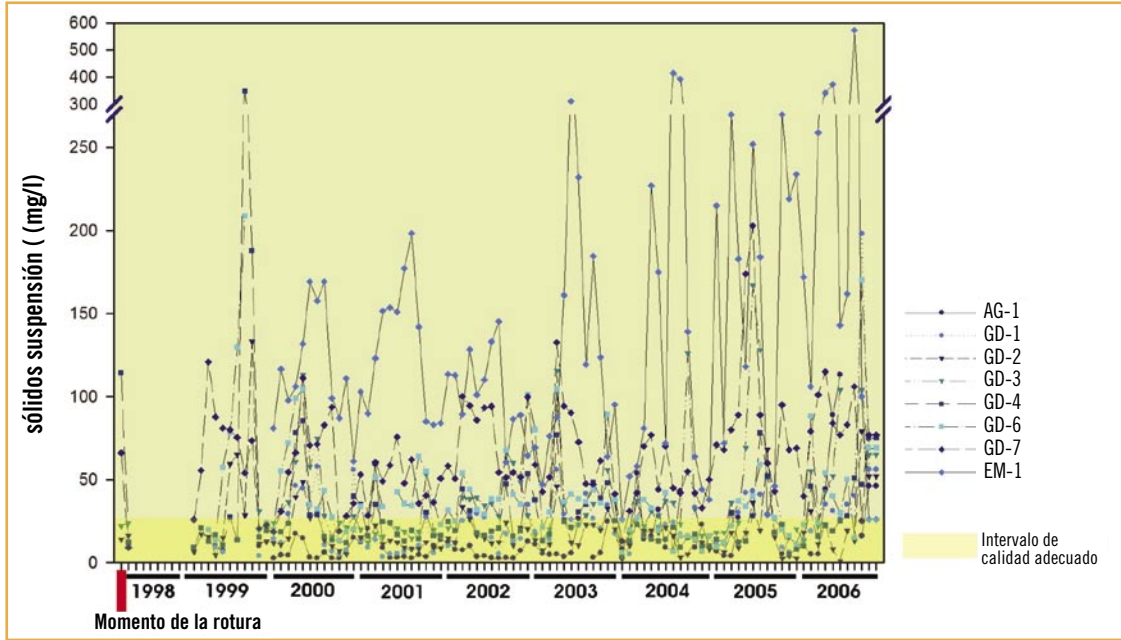


Figura 6. Evolución de la concentración de sólidos en suspensión en las ocho estaciones con serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

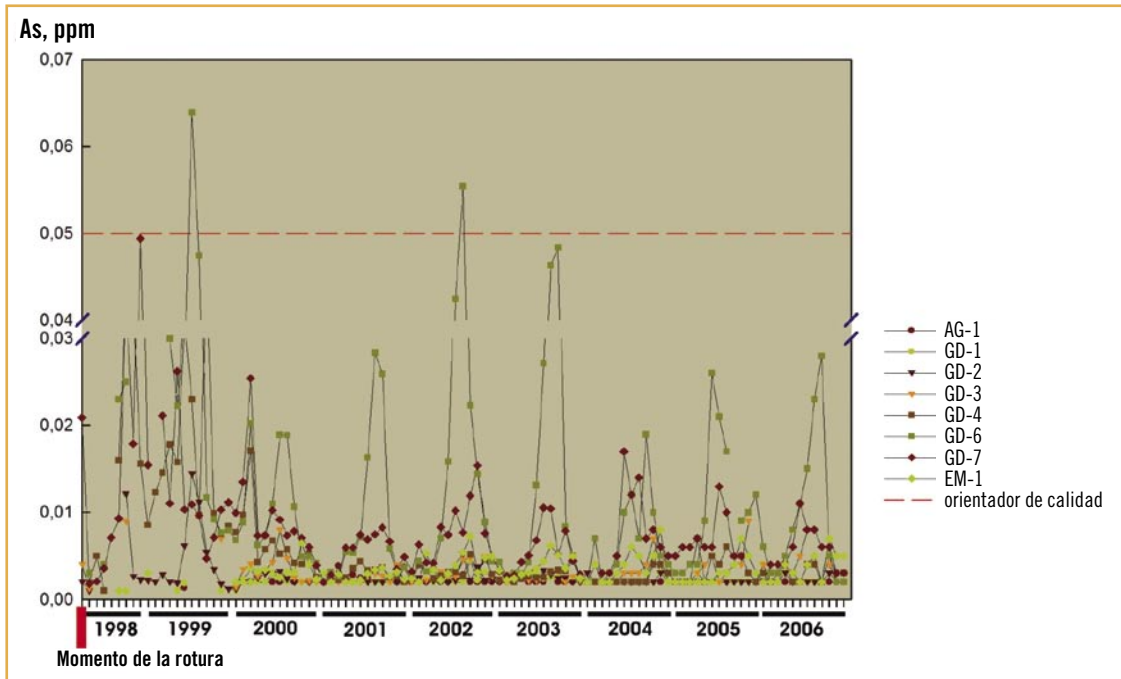


Figura 7. Evolución del As disuelto en aguas superficiales para las ocho estaciones de serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

Con respecto a la evolución seguida por los elementos traza como metales pesados o arsénico, sirve de ilustrativo ejemplo el caso del As o del Zn (Figuras 7, 8, 9 y 10, página siguiente), elementos químicos de referencia en seguimientos de calidad ambiental de zonas mineras. Durante el mes de abril de 1998 (justo después del vertido) se alcanzaron concentraciones de arsénico en agua de más de 0.06 mg/l en algunas localizaciones, sin embargo unos años después (2002) sólo se superó el orientador de calidad de 0.05 mg/l (Real Decreto 995/2000, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril) de manera puntual y tan sólo en aquellas localizaciones cercanas a la mina y la balsa sellada. Aparte de estos sucesos puntuales, las concentraciones encontradas en las aguas del río han sido muy bajas. Al considerar la evolución seguida de los valores medios anuales (VMA) de As se denota con claridad las tendencias positivas de descenso desde 1998 hasta 2006 (Figura 8, página siguiente).

Al igual que con el arsénico, en abril de 1998 se alcanzaron altos niveles de Zn (más de 350 mg/l). Sin embargo, en el mismo año no se superaron los 2 mg/l en ninguno de los muestreos realizados; mientras que en las estaciones más alejadas a la balsa de Aznalcóllar los valores registrados han sido en todo momento muy inferiores.

La tabla 3 muestra los valores medio anuales (VMA) de As y la serie de cinco metales pesados para el año 2006. La información reflejada puede servir a modo de orientación para valorar la calidad de las aguas del río Guadamar en el momento presente. Al tiempo, se muestran valores de referencia en la legislación vigente (RD 995/2000, RD 927/1998, y otras), siempre tomando los valores en relación a aguas con dureza elevada, como suele ser habitual en las aguas del río Guadamar. Puede observarse como para el Cd los VMA encontrados en todas las estaciones están muy por debajo de los valores de referencia que aparecen en la legislación consultada. Este elemento traza supera el valor orientativo de las 5 ppb sólo en la estación más cercana a la balsa sellada. En el caso del Cu se encuentra el mismo esquema, aunque algo menos acusado en la estación AG-1. El metal Zn presenta un comportamiento diferente, ya que en las tres estaciones más cercanas a la zona minera sí se superan de forma clara (sobre todo en AG-1) los límites recomendados en la normativa consultada. Algo semejante ocurre con el metal Mn, aunque en este caso en todas las estaciones. Por último, el metal Fe supera también en la estación antes referida el valor de 50 ppb, aunque en las demás estarían comprendidos en la horquilla 50-200 ppb. En síntesis, se ve como tan sólo los VMA para cuatro de los seis elementos traza se superan con respecto a los valores de referencia recogidos de la legislación en las estaciones más cercanas a la balsa sellada, localiza-

27

Tabla 3. Valor Medio Anual (VMA) para el año 2006 de As, Cu, Zn, Cd, Fe y Mn en las aguas superficiales del río Guadamar.

| VMA 2006 | AG-1 | GG-1 | GD-2 | GD-3 | GD-4 | GD-6 | GD-7 | RD 955/2000 | RD 927/1998 | OTRAS<br>NORMATIVAS | US EPA |
|----------|------|------|------|------|------|------|------|-------------|-------------|---------------------|--------|
|          | As   | 2    | 2    | 2    | 4    | 3    | 7    | 5           | 50          | -                   | 50     |
| Cu       | 12   | 9    | 9    | 8    | 8    | 8    | 8    | 120         | 122         | 100                 | 1000   |
| Zn       | 1235 | 149  | 207  | 71   | 46   | 38   | 35   | 500         | 2000        | -                   | 5000   |
| Cd       | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | -           | -           | 5                   | 10     |
| Fe       | 51   | 46   | 44   | 45   | 45   | 46   | 46   | -           | -           | 50-200              | -      |
| Mn       | 326  | 284  | 215  | 182  | 199  | 57   | 90   | -           | -           | 20-50               | -      |

\* todos los valores están expresados en ppb

\*\* los valores de referencia en legislación se corresponden con aguas duras

\*\*\* VMA= valor medio anual

\*\*\*\* rangos entre orientador de calidad y tolerable

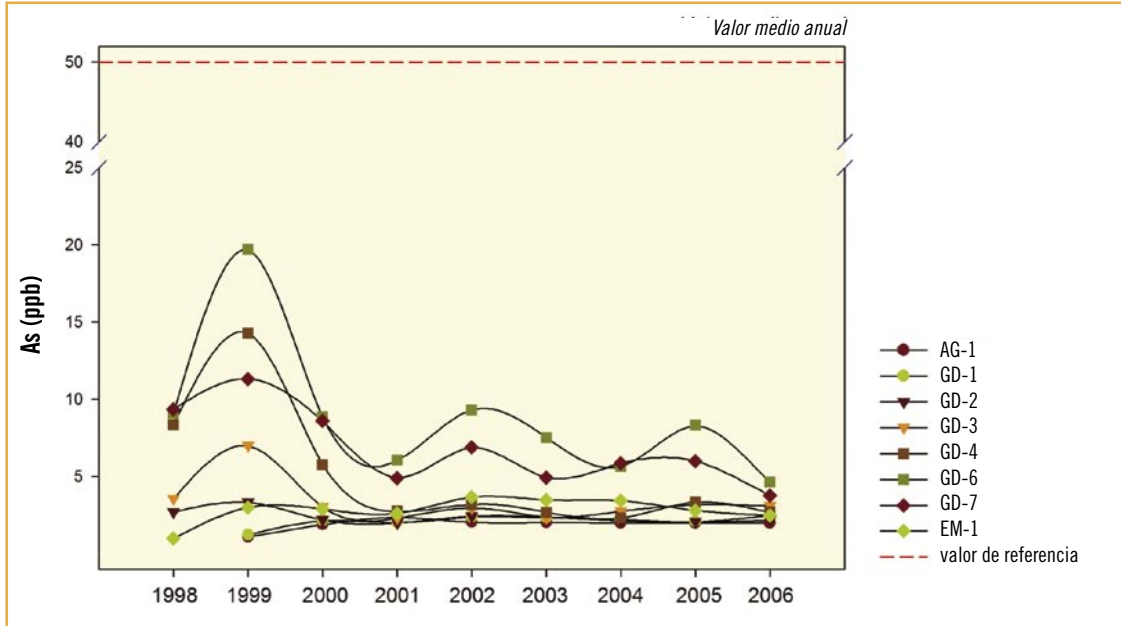


Figura 8. Evolución de los valores medio anuales (VMA) de As en aguas desde 1998 hasta 2006. Fuente: elaboración propia.

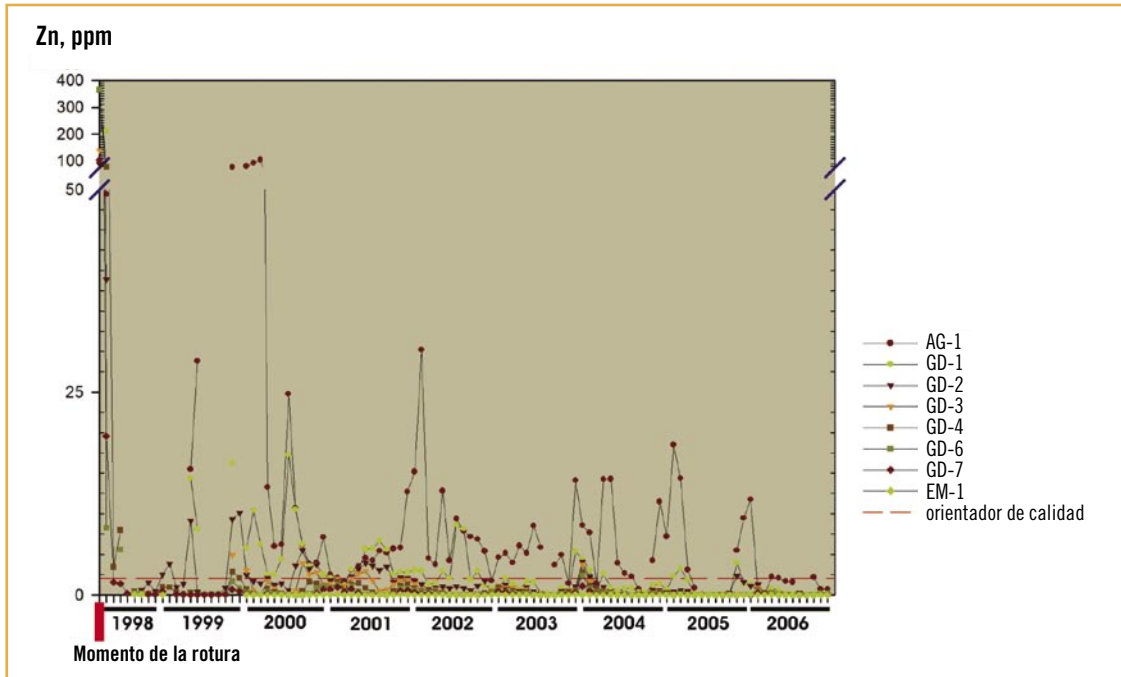


Figura 9. Evolución del Zn disuelto en aguas superficiales para las ocho estaciones de serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

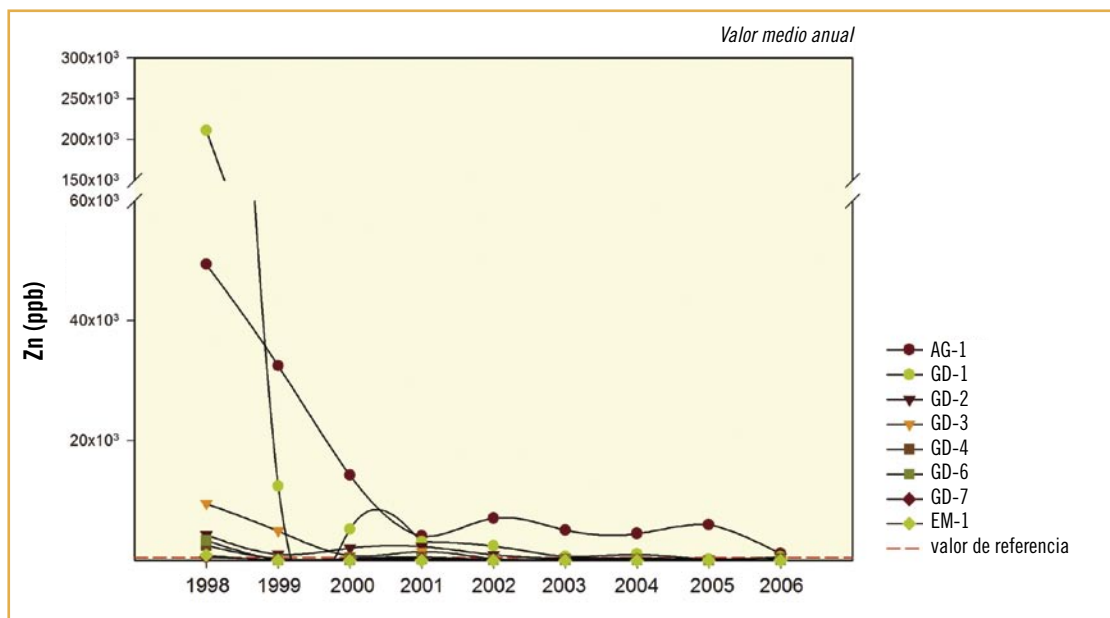


Figura 10. Evolución de los valores medio anuales (VMA) de Zn en aguas desde 1998 hasta 2006. Fuente: elaboración propia.

ciones que poseen un nivel de fondo de contaminación no sólo achacable al vertido minero, sino a décadas e incluso cientos de años de extracciones mineras y en consecuencia de remoción de materiales desde la roca madre.

En síntesis, se puede afirmar como para el As y los otros elementos traza analizados (Cd, Cu, Pb, Mn e Fe) la evolución seguida por los valores medio anuales arrojan un escenario más que aceptable de recuperación de la calidad del agua del río.

A modo de resumen, se podrían destacar las siguientes consideraciones en cuanto a la calidad del agua en el cauce del río Guadamar se refiere:

- El esquema de comportamiento del río se mantiene, en líneas generales, constante en los últimos años (2003-2006).
- El arroyo de los Frailes y el tramo del río Guadamar aguas arriba de la confluencia con el Agrio y, por lo tanto,

no afectado por el accidente minero, tiene una calidad de agua relativamente buena.

- El tramo más cercano a la mina, entre la balsa y la estación de aforo de El Guijo, tiene un pH bajo y sufre un incremento de la salinidad como consecuencia de la acumulación de ión sulfato procedente de la oxidación bacteriana de los sulfuros.
- Entre el Guijo y Aznalcázar se produce una importante normalización de variables como el pH por neutralización del agua tanto por efecto de dilución por entrada de afluentes como por la actividad de los organismos fotosintéticos.
- Entre Aznalcázar y el Puente de los Vaqueros se observa puntualmente el efecto de la contaminación por vertidos urbanos.
- El último tramo del río muestra una cierta autodepuración, aunque está eutrofizado por los nutrientes liberados de la degradación de la materia orgánica.



Foto 6. Vegetación de ribera en tramo bajo del Guadiamar. Foto: F. Carrascal.

## EVOLUCIÓN DEL ESTADO DE LOS SUELOS Y SEDIMENTOS FLUVIALES

### Suelos

Con el objetivo de conocer la contaminación residual existente tras la retirada de los lodos se llevaron a cabo diferentes líneas de trabajo en materia de suelos a través de varios convenios con las universidades de Granada, Sevilla y Huelva, así como con medios propios. En el verano-otoño de 1998 se realizaron trabajos de muestreo para la caracterización de los suelos afectados, cuyos resultados sirvieron para diseñar diversas medidas de corrección (nuevas limpiezas y enmiendas calizas y férricas).

Posteriormente, una vez realizadas las primeras actuaciones de corrección, durante el verano-otoño de 1999 se realizó una segunda toma de muestras. De estos trabajos de caracterización se desprendió que la segunda limpieza disminuyó considerablemente el contenido de metales pesados de los suelos; el contenido de cadmio y cobre no superaba en ningún caso los valores críticos, pudiéndose considerar el área estudiada sin contaminación de estos elementos traza; además, se consideró limpia para plomo y cinc.

Los últimos estudios analíticos realizados sobre suelos (2004) arrojaron los siguientes resultados generales:

- El contenido de azufre residual existente en los suelos se redujo considerablemente desde 1998 tras las operaciones de limpieza. Al mismo tiempo, el potencial de producción de ácidos fue lo suficientemente pequeño como para que pudiera ser neutralizado por los mecanismos tampón del sustrato. A pesar de todo, en ese momento aún queda-

ban parcelas con insuficiente remoción de lodos en las que los niveles de azufre seguían siendo elevados.

- Menos del 40% del azufre presente en los suelos estaba en forma de S-sulfuro, con cierto poder contaminante. El resto de formas azufre (S-sulfato libre o adsorbido) no representaban riesgo de contaminación ácida.

- El contenido en elementos traza (cinc, cobre, cadmio, plomo y arsénico) de los suelos había descendido considerablemente respecto a estudios anteriores, estando por debajo del umbral máximo deseable, aunque los contenidos se elevaban en parcelas que contenían trazas de lodo residual. Una parte importante de la superficie presentaba bajos contenidos de metales pesados como Cu, Zn o Cd, así como bajos riesgos de afección sobre aguas y seres vivos.

- El metal pesado cinc era el elemento predominante en la disolución de equilibrio. Aunque en la mayoría de los lugares se encontraba por debajo de los umbrales críticos establecidos en la legislación española, existían zonas donde estos umbrales se superaban.

- Los suelos presentaban una cierta capacidad de adsorción de metales pesados. Capacidad que dependía, en gran medida del pH existente, aunque también de otras propiedades como el porcentaje y la naturaleza de las arcillas que lo componen.

A modo de referencia, la tabla 4 muestra valores (expresados en mg/kg)



sados en ppm) con los que interpretar la situación de los suelos del Corredor Verde del Guadamar. Por un lado, para concretar el background o nivel de fondo se ha utilizado como estadístico preferente la mediana de los valores hallados en la cuenca. Los análisis efectuados ponen de manifiesto que el contenido de los suelos del aluvial y la marisma está más relacionado con la actividad extractiva de los dos últimos siglos que de la erosión natural del área. Se han considerado también los niveles de referencia en cuanto a fitotoxicidad y los valores fijados como concentraciones límites en los suelos afectados por el accidente minero de zonas menos sensibles no destinadas al Uso Público y con clara vocación forestal (Orden 18/12/1998).

En términos generales, los estudios sobre bioasimilación para Zn, Cu, Pb, Cd y As han puesto de manifiesto el hecho de que desde el año 1999, tras las labores de limpieza, la biodisponibilidad de los elementos traza ha sido escasa, por lo que sólo se ha considerado justificado de manera muy puntual la realización de enmiendas sobre los suelos al ser improbable la introducción de estos contaminantes en las redes tróficas.

Después de estas fechas se dio por adecuado el estado general de los suelos. Las prospecciones también sostuvieron que la evolución de los suelos era la esperable, estando los parámetros ambientales dentro de los rangos deseables para suelos de vocación estrictamente forestal. Así, en el caso del As sí se encuentran localizaciones con valores superiores al umbral de intervención al considerar el arsénico total (Figura 11, página siguiente), sobre todo en las proximidades de la mina y hasta la zona del Vado del Quema. Sin embargo, con respecto a la trascendencia para la posi-

ble difusión del contaminante por las redes tróficas en ninguna localización se alcanza el límite de las 20 ppm de As extraíble con EDTA, y por tanto biodisponible para los seres vivos. Con respecto al Cd total, en ninguna localización se alcanza el nivel de 10 ppm como nivel de intervención ni los 3 ppm como valor de Cd extraíble con EDTA (Figura 12, página siguiente). Tampoco con el Cu se supera el valor de 500 ppm, aunque sí el nivel de 60 ppm de Cu extraíble con EDTA en algunas localizaciones de zonas de marisma, zona influenciada por los tratamientos fitosanitarios de los cultivos de arroz. El caso del Pb es equivalente al de Cd, no superándose ni el umbral de intervención de más de 500 ppm, ni el de más de 100 ppm (Pb extraíble con EDTA). Por último el Zn, elemento profusamente abundante en toda la cuenca, supera el nivel de intervención para zonas no sensibles en algunas localizaciones del tramo bajo del Guadamar, aunque en numerosas localizaciones de los tramos medio y bajo se supera el valor de más de 70 ppm, valor considerado como fitotóxico (Figura 13, página siguiente).

Al objeto de ultimar las labores de remediación de los suelos, en el verano del año 2004 se procedió a hacer aportaciones de materiales calizos en algunas localizaciones que aún contenían algunos restos de contaminación -en la zona más próxima a la balsa-, el objetivo no era otro que el de poder incrementar los valores de pH y conseguir así la inmovilización de los restos de contaminantes que corrían riesgo de movilizarse en medios ácidos.

### Sedimentos fluviales

Los sedimentos fluviales pueden entenderse tanto como sumideros como fuentes de sustancias, entre las que se

27

Tabla 4. Valores de fondo geoquímico en el aluvial y en suelos de marisma de la Cuenca del Río Guadamar, niveles fitotóxicos y umbrales de intervención para zonas forestales (UIZF) para As, Cd, Cu, Pb y Zn. Valores en ppm. Fuente: elaboración propia.

|    | FONDO GEOQUÍMICO EN SUELOS DEL ALUVIAL | FONDO GEOQUÍMICO EN SUELOS DE LA MARISMA | NIVELES FITOTÓXICOS | CONCENTRACIONES LÍMITE EN ZONAS NO SENSIBLES |
|----|--|--|---------------------|--|
| As | <29                                    | <<24                                     | >20                 | 100  |
| Cd | -                                      | -  | >3                  | 10   |
| Cu | 26                                     | 39                                       | >60                 | 500  |
| Pb | 40                                     | 36                                       | >100                | 500  |
| Zn | 74                                     | 106                                      | >70                 | 1200   |

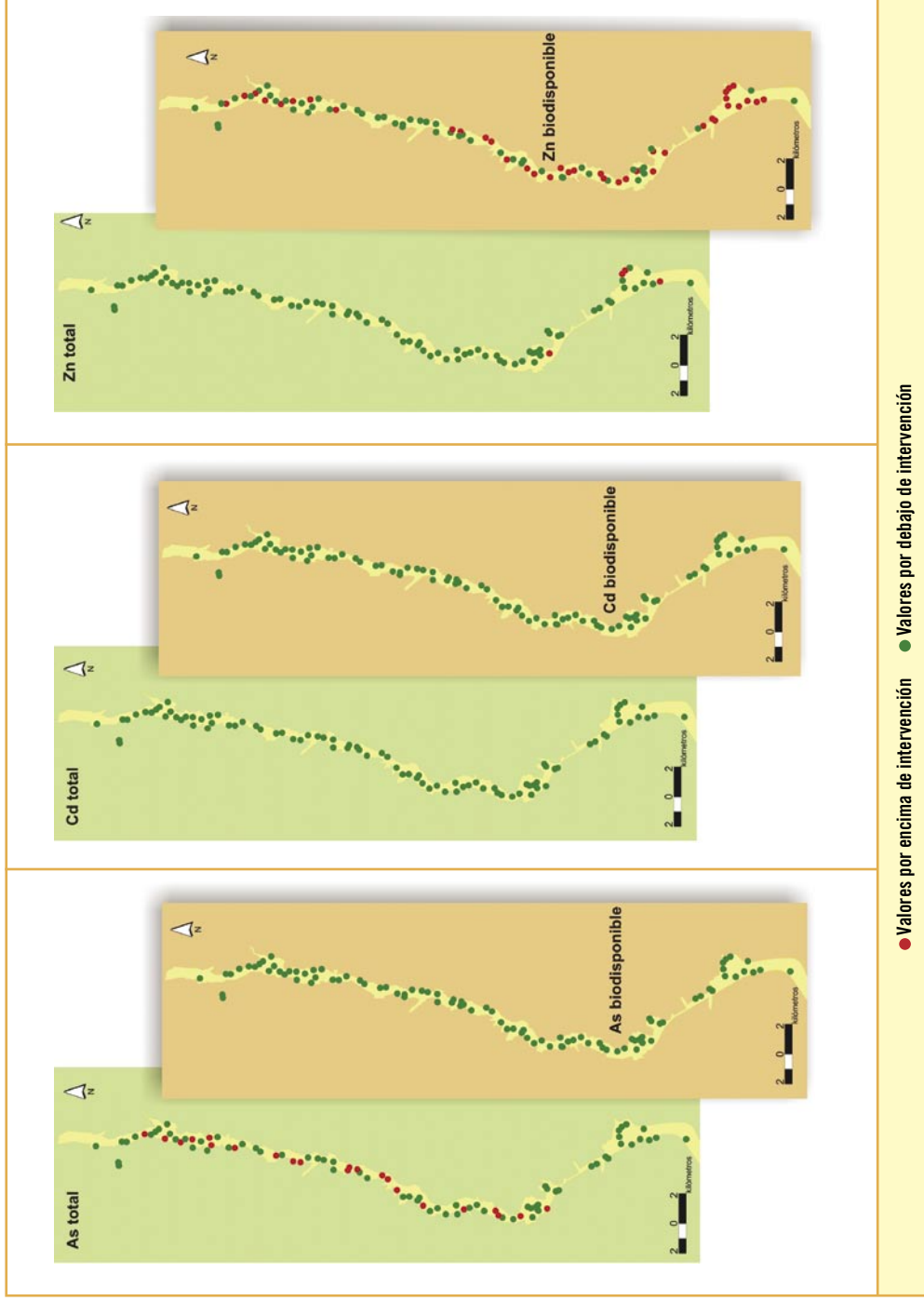


Figura 11. Localización de puntos de muestreo para análisis de As total y extraíble con EDTA (biodisponible) en el Corredor Verde del Guadianamar.

Figura 12. Localización de puntos de muestreo para análisis de Cd total y extraíble con EDTA (biodisponible) en el Corredor Verde del Guadianamar.

Figura 13. Localización de puntos de muestreo para análisis de Zn total y extraíble con EDTA (biodisponible) en el Corredor Verde del Guadianamar.

Tabla 5. Valores medios de elementos traza en sedimentos fluviales para el año 2006 (\*) expresados en ppm Peso Seco para As, Zn, Cu, Fe y Mn en las ocho estaciones de seguimiento y en la estación GD-0, valores NOEC. Fuente: elaboración propia.

|              | As    | Zn   | Cu  | Fe    | Mn  |
|--------------|-------|------|-----|-------|-----|
| <b>NOEC</b>  | 333,0 | 1907 | 167 | -     | -   |
| <b>GD-0</b>  | 17,0  | 29   | 8   | 17246 | 195 |
| <b>AG-1*</b> | 135   | 1355 | 287 | 36933 | 586 |
| <b>GD-1*</b> | 62    | 822  | 99  | 20306 | 400 |
| <b>GD-2*</b> | 115   | 1495 | 180 | 26270 | 774 |
| <b>GD-3*</b> | 50    | 465  | 76  | 13092 | 285 |
| <b>GD-4*</b> | 48    | 829  | 144 | 18320 | 307 |
| <b>GD-6*</b> | 24    | 484  | 68  | 12915 | 262 |
| <b>GD-7*</b> | 38    | 483  | 59  | 27393 | 353 |
| <b>EM-1*</b> | 14    | 365  | 42  | 26078 | 756 |

incluyen elementos traza como metales pesados o metaloides como el As; buena parte de estos elementos se encuentran retenidos en la matriz mineral, antes que disueltos en el agua. Las condiciones ambientales como el pH, el potencial redox, o la temperatura influirán de manera decisiva en que el comportamiento del sedimento se dirija a la condición de emisor o receptor neto de dichas sustancias. Por esta circunstancia, puede afirmarse que permiten recoger la historia geoambiental, reciente o pasada, de los ríos que los albergan, informando de lo que acontece en su zona de influencia (la contaminación en las aguas son indicativas de sucesos puntuales). Las labores de limpieza del cauce del río Guadamar, poco después de la rotura de la balsa de estériles, ha limitado el

análisis a los años transcurridos desde entonces, de manera que para determinar la influencia histórica es preciso muestrear en lugares fuera del ámbito afectado por el vertido. Así, como zona de referencia se ha tomado la estación de seguimiento GD-0 (Figura 2), que se encuentra en el cauce del río Guadamar, aunque aguas arriba del vertido tóxico, y por tanto no afectado por las labores de retirada de lodos. Los valores de referencia encontrados en este punto dan idea del fondo regional de sedimentos fluviales, en una zona -debemos recordar- con una importante tradición minera desde hace cientos de años y pertenecer a la faja pirítica del Macizo Hespérico.

Cuando los niveles de elementos traza exceden los límites que pueden ser tolerados por los seres vivos, comienzan a detectarse efectos tóxicos en éstos. Dicha toxicidad está a su vez influenciada por múltiples factores, tales como la forma del metal pesado en el agua, la presencia de otros elementos potencialmente tóxicos, los factores del medio físico que condicionan la fisiología de los organismos (temperatura, pH, oxígeno disuelto), así como las propias condiciones del organismo (etapa de su ciclo vital, edad y tamaño, sexo, escasez de alimento, capacidad de adaptación a tóxicos ambientales, etc). Mientras determinados elementos, como el Fe o el Cu, son esenciales y sólo tóxicos bajo determinadas condiciones ambientales, otros como el Cd o el Pb son elementos incompatibles con la vida bajo casi cualquier condición ambiental.

No es nada fácil establecer, por tanto, criterios de toxicidad de sedimentos fluviales en calidad de interferente con

Tabla 6. Tendencias significativas en análisis de regresión lineal con respecto al tiempo (\* al 90%, \*\* al 95%, \*\*\* al 99%) en la evolución de contenidos en elementos traza (As, Cu, Zn, Fe y Mn) en sedimentos fluviales del cauce del Río Guadamar desde 1998 hasta 2006. Fuente: elaboración propia.

|             | As             | Cu             | Zn             | Fe             | Mn             |
|-------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| <b>AG-1</b> | descendente**  | sin tendencia  | sin tendencia  | descendente*** | sin tendencia  |
| <b>GD-1</b> | sin tendencia  | descendente**  | sin tendencia  | sin tendencia  | ascendente***  |
| <b>GD-2</b> | sin tendencia  | descendente*** | descendente*** | descendente**  | sin tendencia  |
| <b>GD-3</b> | descendente**  | descendente*   | descendente*** | sin tendencia  | sin tendencia  |
| <b>GD-4</b> | descendente**  | descendente*** | descendente**  | ascendente***  | descendente*** |
| <b>GD-6</b> | descendente*** | descendente*** | descendente*** | descendente*** | sin tendencia  |
| <b>GD-7</b> | sin tendencia  | descendente*   | descendente*   | descendente*   | sin tendencia  |
| <b>EM-1</b> | sin tendencia  | descendente**  | descendente*** | sin tendencia  | descendente*** |



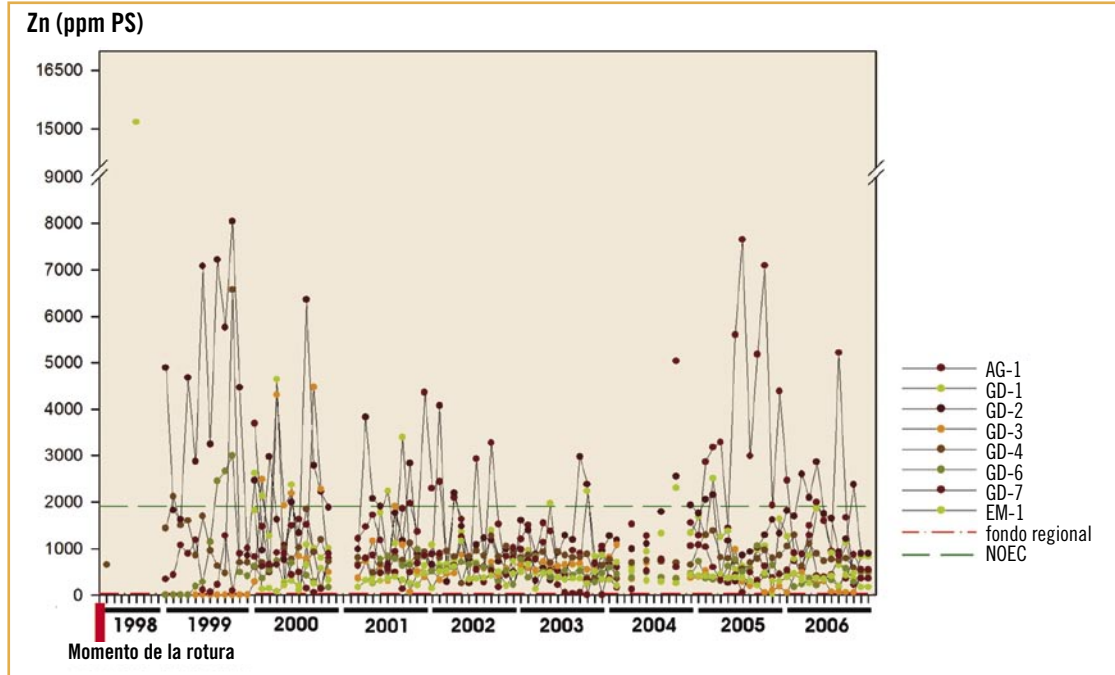


Figura 14. Evolución del Zn contenido en sedimentos fluviales para las ocho estaciones de serie histórica completa. Fuente: elaboración propia.

la vida, en cualquier caso la interacción sedimento-biota será efectiva en la mayoría de los casos en aquellas fracciones biodisponibles de los contaminantes antes que en sus fracciones totales. Por su reconocimiento en la literatura técnica se utilizan como referente (Tabla 5, página anterior) las concentraciones NOEC (concentración más alta en que no se observan efectos adversos), como marco de la previsible toxicidad aguda sobre los seres vivos. Estos niveles nos servirán para obtener un margen de referencia sobre el estado actual y pasado de los sedimentos fluviales del cauce del río Guadiamar, tras las labores de retirada de los lodos tóxicos. En el caso del As y el Zn los valores medios encontrados en los sedimentos en el año 2006 nunca superan los valores NOEC estipulados, aunque en el caso del Cu sí se supera ligeramente en los casos de las estaciones de seguimiento AG-1 y GD-2.

Al observar la figura 14, donde se muestra la evolución global del Zn para las ocho estaciones de seguimiento, se observa un patrón claro de variaciones temporales en

los primeros años posteriores al vertido, siendo menos acusadas conforme nos aproximamos a la actualidad. Con respecto a los valores que superan el NOEC para el Zn, se observa cómo las concentraciones medias para el año 2006 están siempre por debajo de este valor de referencia para la mayoría de las localizaciones. En cuanto a las variaciones estacionales en los contenidos de este metal pesado, salvo excepciones, no se aprecian patrones claros dignos de mención.

Como claro reflejo del proceso de recuperación ambiental tras las labores de recuperación ambiental efectuadas en el territorio, se han analizado las tendencias temporales de contenidos de As y metales pesados desde 1998 hasta 2006 mediante análisis de regresión. La tabla 6 (página anterior) muestra el resumen de estas tendencias, junto con sus intervalos de confianza. Excepto en algunos casos (Fe en GD-4 y Mn en GD-1), se observan patrones claramente descendentes o comportamientos en los que no existen tendencias claras.



Foto 7. Recogida de sedimentos fluviales. Foto: F. Carrascal.

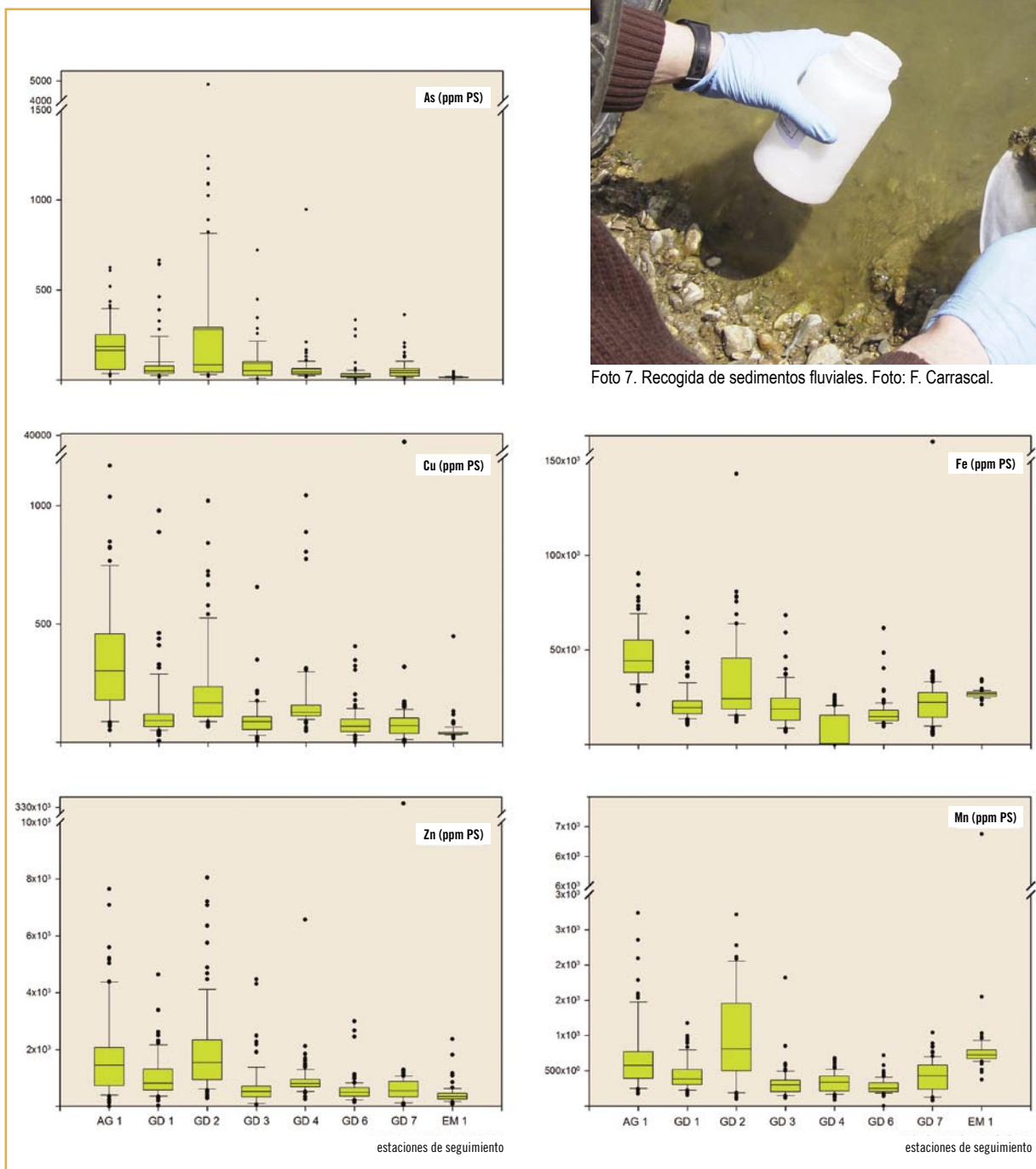


Figura 15. Gráficos de cajas para los contenidos de As, Cu, Fe, Zn y Mn en sedimentos fluviales en las ocho estaciones de seguimiento. Fuente: elaboración propia.

## INTERACCIONES ENTRE LOS SEDIMENTOS FLUVIALES Y EL AGUA ADYACENTE A ÉSTOS

Son conocidas las interacciones entre los sedimentos fluviales y el agua adyacente a éstos, así está ampliamente recogido como en periodos de desoxigenación de las capas profundas del sedimento (en los momentos de estiaje) se produce la reducción química de los óxidos asociados a la fase sólida como pueden ser los compuestos de manganeso o hierro, lo que a su vez puede desencadenar la solubilización de metales pesados como el Zn, absorbidos en el propio sedimento.

Para desvelar las relaciones entre los distintos indicadores ambientales, parece conveniente emplear el cálculo de regresiones lineales con los que obtener la fórmula de una recta que se ajuste de manera idónea a la nube de puntos que surge de enfrentar una variable independiente con otra dependiente. En el caso concreto de que una de las variables sea el pH y la otra la concentración de un determinado elemento traza (As, por ejemplo) una tendencia ascendente de la recta permitirá deducir que ante un incremento de éste (basificación del medio), será mayor la concentración esperable del As disuelto en el agua. El valor de pH de 7.5 parece corresponder con el punto de inflexión del proceso (Figura 16).

Por otro lado, la figura 17 muestra el comportamiento inverso que se registra cuando se enfrenta la concentración de As en el sedimento fluvial con el pH del agua, se observa como a un pH más alcalino la presencia de As en el sedimento se reduce de forma manifiesta.

La lectura conjunta de ambas gráficas parece desvelar una cesión neta de As desde la matriz sedimentaria al agua adyacente a dicho sedimento, con el factor pH como modulador del proceso. Dicho de otra manera: pH alcalinos en el agua adyacente a la fracción superficial de los sedimentos fluviales parecen conducir a efectos de movilización del As desde el sedimento al agua. La relación positiva entre As en agua y sólidos en suspensión pone de manifiesto (figura

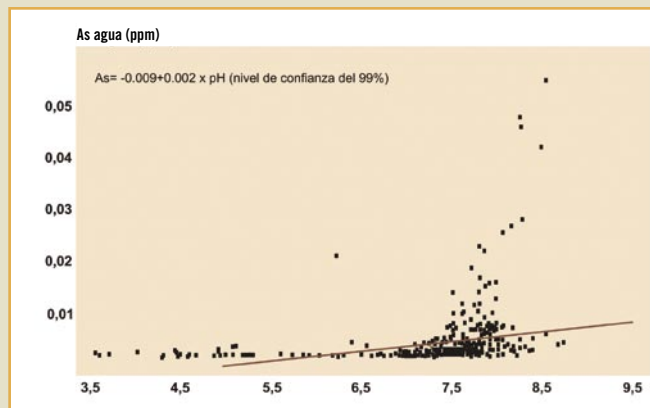


Figura 16. Relación lineal entre concentración de As disuelto en agua y pH. Fuente: elaboración propia.

18) como mayores presencias de material particulado en el agua se corresponden con mayores concentraciones de As en agua, sugiriendo que éstos sean un más que posible vector de transferencia del metaloide al medio natural.

El esquema relativamente claro para el caso del As, deja de serlo en el caso de los metales pesados Cu, Zn, Fe y Mn. Concretamente el Cu disuelto en agua muestra una relación inversa con respecto al pH, esto es: a mayor presencia de Cu disuelto, los niveles de pH son inferiores, o dicho de otro modo más ácidos, en sintonía con el principio de que los pH ácidos tienden a movilizar los metales pesados en el medio natural. ¿Qué ocurre en el sedimento?, pues que a pH ácido éste parece retener mayor cantidad de metales, cediéndolos al medio acuático a pH básicos. Llegados a este punto sería preciso reflexionar sobre qué fuente suministra al agua los metales pesados, aparte del reservorio de sedimentos. Una fuente probable es la del material particulado, y de hecho la información analizada pone de manifiesto que los contenidos de Cu en el agua disuelta descienden cuando son elevados los contenidos en agua de material en suspensión, esta relación parece desvelar que no es el material particulado el vector responsable de la presencia de Cu en el agua. Así, la hipótesis más probable podría ser que la presencia de Cu en el agua, en forma de metal disuelto, provenga de lixiviados y lavados de suelos o por

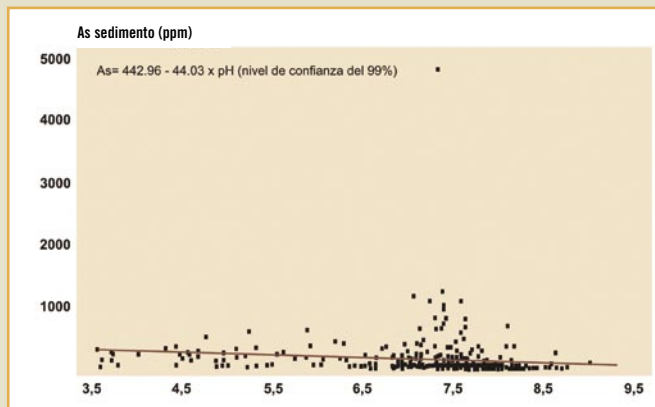


Figura 17. Relación lineal entre concentración de As en sedimento y pH del agua. Fuente: elaboración propia.

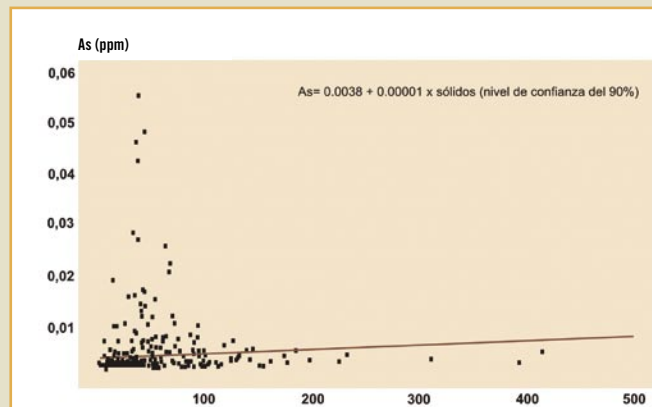


Figura 18. Relación lineal entre concentración de As en agua y sólidos en suspensión. Fuente: elaboración propia.

fuentes antrópicas como actividades agrícolas, industriales o vertidos de origen urbano.

En el caso del metal Zn se repite el mismo esquema que para el Cu, sin embargo en este caso son descartables co-

mo fuentes de metales pesados las de origen agrícola, urbano o industrial, siendo la más probable los lixiviados desde suelos. Suelos que por otro lado cuentan con un fondo importante de Zn en su composición, como ya se ha comentado con anterioridad.

## EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL TOMANDO COMO REFERENCIA LOS SERES VIVOS

### Evaluación de los ecosistemas acuáticos: peces como bioindicadores

Los peces poseen una enorme trascendencia en las redes tróficas de los ríos y arroyos presentes en la Cuenca del Guadamar, pudiéndose considerar como valiosos bioindicadores de la calidad ambiental del agua de sus cauces y exponentes claros del proceso de recuperación ambiental del área.

La mayoría de los metales pesados poseen efectos tóxicos sobre los seres vivos en general y los animales superiores, como los peces, en particular. Sin embargo, el grado de toxicidad no es igual en todos los casos;

metales como el Cd o el Pb, o metaloides como el As se encuentran entre los más tóxicos, mientras otros como el Cu o el Zn lo son, pero en menor intensidad y sólo a concentraciones elevadas. En el caso concreto de los peces, los efectos tóxicos de los metales pesados suelen referirse a asfixia (por acumulación de mucus sobre las branquias como respuesta fisiológica de defensa), lesiones directas sobre las branquias o acumulaciones en órganos vitales como riñones o hígado.

Se han analizado, en músculo e hígado, cuatro metales pesados: cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu) y cinc (Zn) y un metaloide: el arsénico (As). El alto contenido en los



Foto 8. Garza común (*Ardea cinerea*). Foto: H. Garrido.

lodos piríticos y en las aguas ácidas vertidas a los ríos Agrio y Guadiamar, su potencial tóxico y su tendencia a la bioacumulación en los tejidos vivos, aconsejaron esta elección; no en vano, por estos y otros motivos poseen una especial trascendencia en la mayoría de los seguimientos de calidad ambiental de zonas alteradas por episodios de contaminación minera.

Los criterios asumidos a la hora de seleccionar los tejidos objeto de análisis en peces estuvieron en concordancia con los criterios operativos que establecieron los comités científicos que asesoraron inicialmente para el Plan de Se-

guimiento de la Calidad Ambiental, tras el vertido minero en abril del año 1998. La mayor parte del trabajo se realizó sobre dos tejidos clave en estudios de ecotoxicología: músculo e hígado. Por un lado, los músculos son tejidos idóneos como indicadores de efectos de contaminación sub-aguda crónica, al poseer un grado importante de irrigación por sus cometidos desempeñados en la movilidad de los animales. Por el otro, el hígado es un órgano del sistema digestivo en cuyos tejidos tienden a bioacumularse los elementos traza, en buena medida por su función fisiológica de detoxificación, dicho órgano sirve como buen indicador de efectos derivados de contaminación aguda.

## PECES

Los peces, al vivir en el medio acuático, se ven afectados de manera irremediable por la presencia de la contaminación por elementos traza presentes en el medio. Al tiempo, su condición de bioindicadores por acumular dichos elementos sirve para valorar la salud ambiental de un determinado cauce, orientándonos sobre la evolución temporal y zonal de la contaminación residual.

Se considera que existen tres umbrales a tener en cuenta a la hora de interpretar la posible incidencia de los elementos traza para los peces; por un lado si son elementos esenciales (Cu, Zn) la presencia de los contaminantes puede convertirse en un incentivo fisiológico reactivando los procesos metabólicos en modo positivo, si las concentraciones se incrementan se observarán procesos de absorción pasiva donde se apreciará como los metales pesados comienzan a acumularse de manera preferente en algunos órganos, sin embargo si la exposición continúa se dan conflictos serios en forma de efectos subletales o letales. Sin embargo, otros elementos traza (Cd, As) son tóxicos en cualquiera de las concentraciones a las que estén expuestos los organismos.

Los metales pesados tienen tres vías de entrada a los organismos de los peces: la vía principal son las branquias, pero también lo son la ingestión de comida y, de manera menos importante, a través de la superficie corporal. Así mientras unos ingresan a los organismos de manera preferente por las branquias, como el Zn, otros como el Cu suelen entrar por la ingesta de alimentos.

Los niveles de bioconcentración en tejidos de peces pueden llegar a ser importantes. El Zn posee un factor de bioconcentración de hasta 1.000, en el caso del Cd estos valores suelen ser inferiores, del orden de 100, aunque la bibliografía especializada recoge valores de hasta 3.000. El Pb, sin embargo, se concentra en peces de agua dulce de una manera menos intensa, alcanzándose factores de bioconcentración inferiores a 50. El caso del Cu es análogo al del plomo, bioconcentrándo-

se de manera moderada en los tejidos de los peces de agua dulce.

Los metales pesados no se bioacumulan de manera homogénea en los tejidos de estos animales, sino que existen preferencias entre unos y otros. El Zn se suele acumular en las branquias, luego en hígado y riñón, de manera escasa en el músculo. De forma importante se acumula en los huesos, por lo que es el lugar indicado para detectar tendencias de incidencia ambiental con escalas temporales amplias. El Cd se suele bioacumular de manera preferente en los riñones, luego en hígado, branquia y, en menor medida, en músculo. El Pb se acumula preferentemente en el hígado, luego en branquias, riñón y en menor grado en el músculo. El Cu se acumula en hígado y riñón, en menor medida en branquia y poco en músculo; y de hecho se han descubierto mecanismos activos de detoxificación del Cu en estos últimos tejidos, o dicho de otro modo, la fisiología de los organismos impide la absorción y posterior acumulación de este metal pesado en ellos. Por tanto, el patrón parece repetirse para esta serie de metales pesados en peces de aguas dulces: hígado como órgano preferente de bioacumulación, riñones como sistemas filtradores, branquias con cierta importancia en cuanto a la bioacumulación al ser la primera de las barreras que el organismo presenta a la entrada de los elementos traza, por último queda claro como el tejido muscular es el de menor importancia a la hora de que los metales pesados (Cu, Pb, Cd y Zn) se bioconcentren.

Mencionados estos aspectos, parece de interés recordar que existen una serie de factores que influyen de una manera u otra en la incorporación de los contaminantes a los tejidos. La época del año no parece ser un factor importante que influya en la bioacumulación, aunque sí las variaciones que de la dieta se puedan producir a lo largo del año o la concurrencia de lluvias, alterando variables como la presencia de sólidos en suspensión en el agua o facilitando la existencia de metales pesados disueltos. Otro factor destacado es el pH del agua, está ampliamente verificado que a

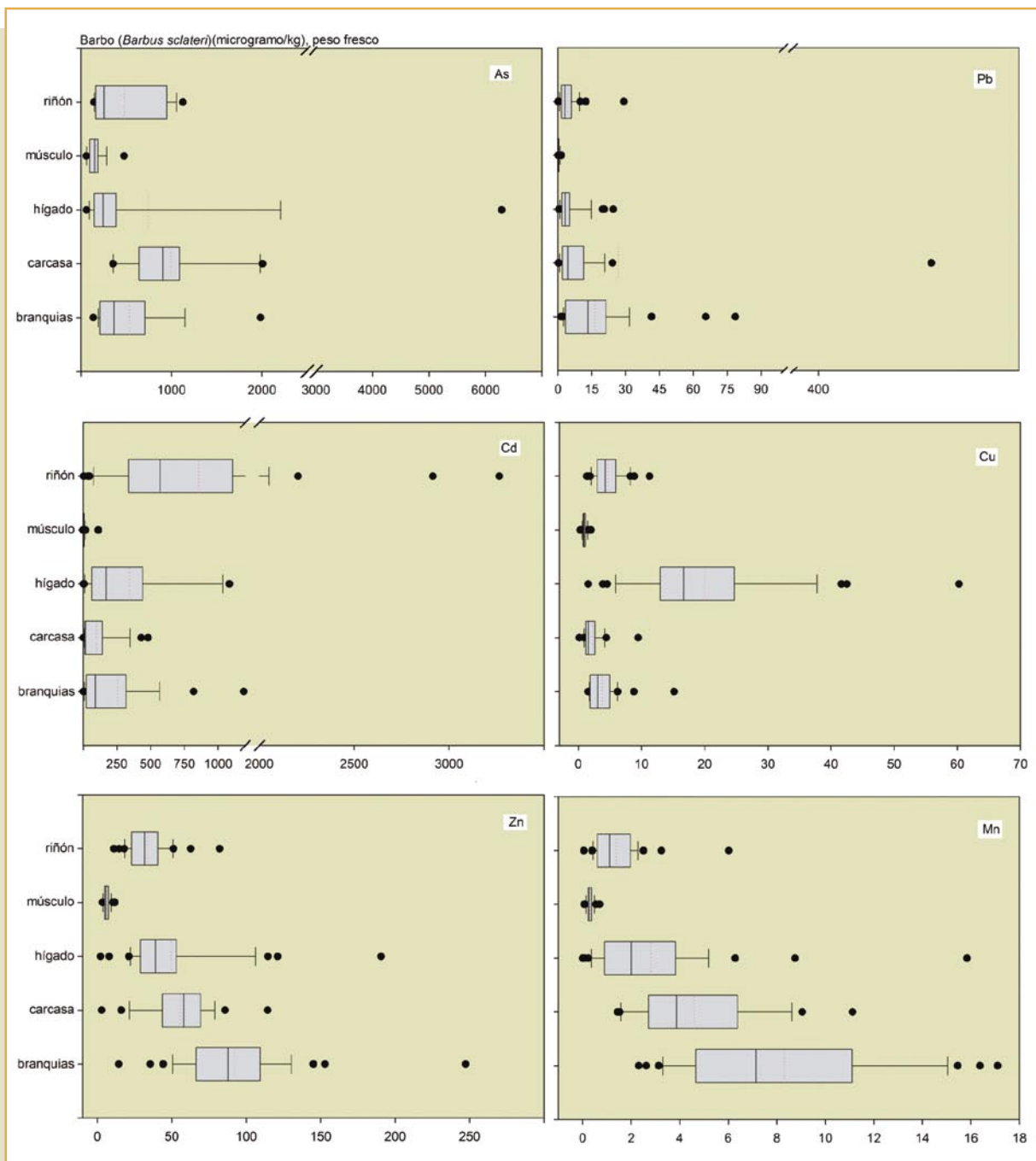


Figura 19. Concentraciones de As, Pb, Cd, Cu, Zn y Mn bioacumuladas en branquias, carcasa, hígado, músculo y riñón de individuos de barbo (*Barbus sclateri*). Fuente: elaboración propia.

pH bajo los metales pesados pasan a formas iónicas más fácilmente absorbibles por los peces y otros organismos acuáticos. La concentración de sales disueltas en las aguas condiciona de manera directa la biodisponibilidad de los tóxicos: a mayor presencia de Ca y Mg en el agua, es decir a mayor dureza, menor será la biodisponibilidad de elementos como el Cu o el Cd, ya que entre ellos se produce un efecto de competencia a nivel celular por los receptores de unión. Este efecto está claramente establecido para Pb, Cd, Zn y Cu en peces de lagos.

Desde una óptica biocéntrica hay otros factores que también deben ser tenidos en cuenta, como las diferencias interespecíficas que son más acusadas según el status trófico que la especie tenga. Además, el sexo parece influir en la bioacumulación y hay que tener en cuenta que en el caso de este grupo animal son muy significativas las diferencias entre machos y hembras en cuanto a fisiología y tasas de crecimiento, hecho que repercute en distinto grado en la manera de depositarse los elementos traza en los tejidos. Estas diferencias son patentes para órganos, como el hígado, que poseen unos niveles de bioacumulación importantes, no detectándose diferencias de género de manera nítida en los tejidos musculares, que suelen acumular metales pesados de una forma menos intensa. El tamaño corporal de los individuos no parece de especial relevancia a la hora de discriminar un distinto comportamiento en cuanto a bioacumulación de metales pesados. Sin embargo, algunos autores encuentran correlaciones negativas entre los tamaños de peces y la carga metálica acumulada en sus tejidos. Trabajando sobre salmónidos, autores como Farag encuentran como causa probable que justifiquen las diferencias en la bioacumulación según el tamaño de los peces los cambios de hábitos de dieta a lo largo de la fase de sus ciclos vitales, así cuando son jóvenes suelen comer insectos y otros invertebrados que de por sí ya bioacumulan contaminantes, mientras que en sus etapas adultas comen otros peces o bien invertebrados de mayo-

Tabla 7. Jerarquía de bioacumulación de As, Pb, Cd, Cu, Zn, Mn e Fe para tejidos de branquias, riñón, hígado y músculo en individuos de barbo (*Barbus sclateri*).

| JERARQUÍA DE BIOACUMULACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA POR ÓRGANOS PARA BARBO ( <i>Barbus sclateri</i> ) |                                       |
|--|---------------------------------------|
| As   | hígado > riñón > branquias > músculo  |
| Pb   | branquias > riñón > hígado > músculo  |
| Cd   | riñón > branquias > hígado > músculo  |
| Cu   | hígado > branquias > riñón > músculo  |
| Zn   | branquias > hígado > riñón > músculo  |
| Mn   | branquias > hígados > riñón > músculo |
| Fe   | branquias > riñón > hígado > músculo  |

Tabla 8. Jerarquía de bioacumulación de As, Pb, Cd, Cu, Zn, Mn e Fe para tejidos de branquias, riñón, hígado y músculo en individuos de carpa (*Cyprinus carpio*).

| JERARQUÍA DE BIOACUMULACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA POR ÓRGANOS PARA CARPA ( <i>Cyprinus carpio</i> ) |                                      |
|--|--------------------------------------|
| As   | branquias > hígado > riñón > músculo |
| Pb   | branquias > hígado > riñón > músculo |
| Cd   | riñón > branquias > hígado > músculo |
| Cu   | hígado > branquias > riñón > músculo |
| Zn   | branquias > riñón > hígado > músculo |
| Mn   | branquias > hígado > riñón > músculo |
| Fe   | hígado > branquias > riñón > músculo |

res tamaños que aportan dosis más bajas de contaminantes (por efecto de dilución en sus tejidos). Otros autores sugieren que cuanto más viejos los animales, éstos poseen menores índices de absorción de metales pesados por el intestino como consecuencia de poseer tasas metabólicas más reducidas, al tiempo que sus rendimientos de excreción suelen ser más eficaces.

Análisis químicos de elementos traza (Fe, As, Pb, Cd, Cu, Zn y Mn) efectuados a ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) y carpa (*Cyprinus carpio*) capturados en el río Guadamar entre los años 1998 y 2001 pusieron de manifiesto diferencias en los patrones de bioacumulación según distintas partes del cuerpo de los animales. Se analizaron los contenidos en branquias, hígado, músculo, riñón y carcasa (resto del organismo una vez eviscerado, en los casos de organismos muy pequeños. En el caso del barbo la tabla 7 (Figura 19) muestra la jerarquía de bioacumulación de mayor a menor. En todos los casos las menores bioacumulaciones se dan en el músculo. Los órganos que más bioacumulan son el hígado para As y Cu, el riñón para el Cd y las branquias para Pb, Zn, Mn e Fe.

En el caso de las carpas (Figura 20, página siguiente, y tabla 8) también las menores bioacumulaciones se dan para el tejido músculo. En cuanto a los que más acumulan: As, Pb, Zn y Mn en las branquias, Cu e Fe en el hígado y Cd, al igual que en el barbo, de manera preferente en el riñón.



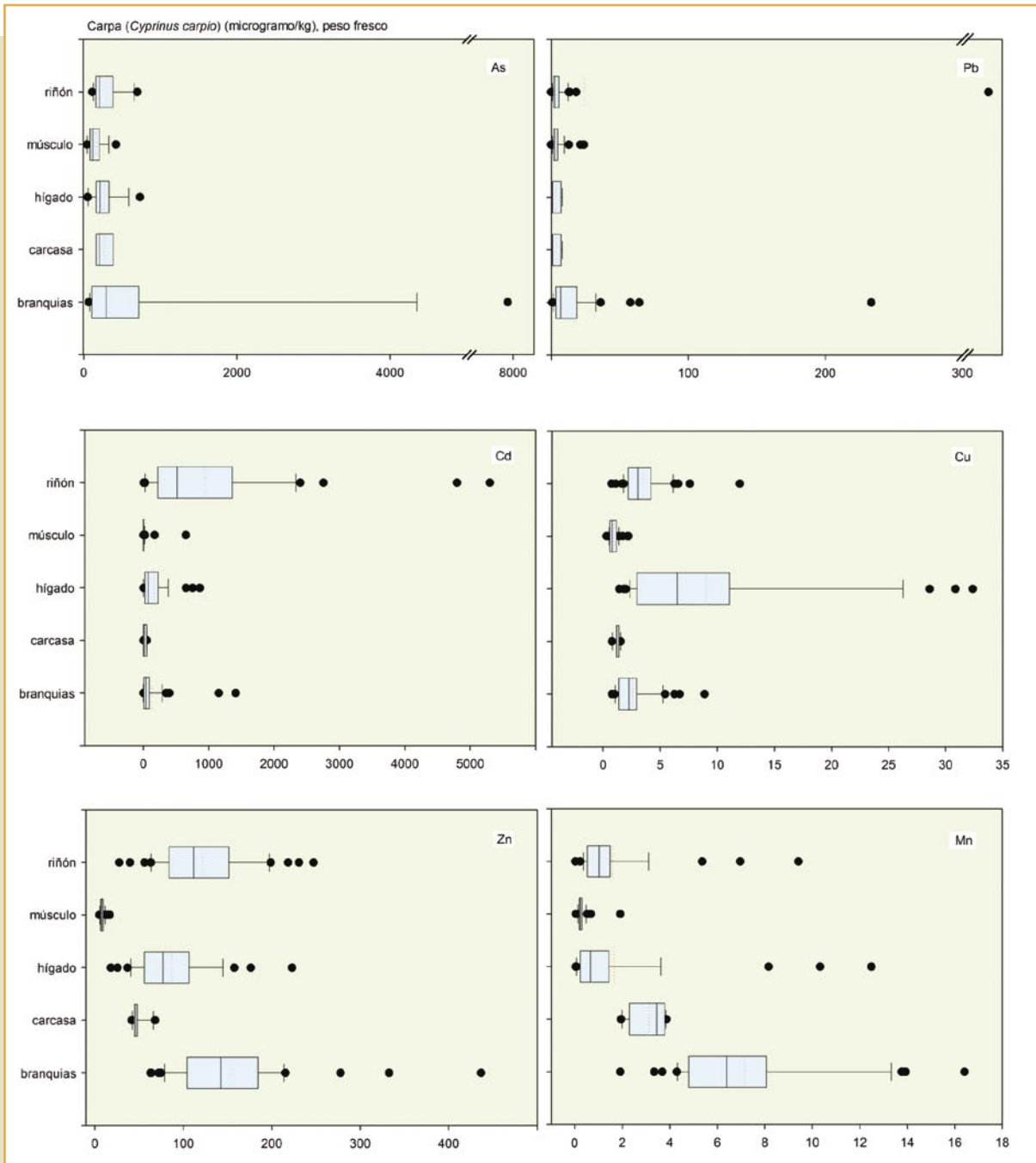


Figura 20. Concentraciones de As, Pb, Cd, Cu, Zn y Mn bioacumuladas en branquias, carcasa, hígado, músculo y riñón de individuos de carpa (*Cyprinus carpio*). Fuente: elaboración propia.

## VALORACIÓN DE LA EVOLUCIÓN TEMPORAL DE CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN PECES

El seguimiento de los contenidos de elementos traza en los peces es una información que puede ser especialmente relevante para vislumbrar el grado de recuperación de los ecosistemas afectados tras las labores de restauración acometidas en el Corredor Verde del Guadamar, por el papel que como bioindicadores de los entornos acuáticos poseen estos animales.

La figura 21 recoge las tendencias de bioacumulación en músculo e hígado de Cu, Zn, As, Pb y Cd en barbos pescados en el río Guadamar desde el año 2001 hasta el 2006. Dichas tendencias muestran una situación de normalidad

con estabilización o ligeros descensos en los contenidos de contaminantes acumulados. Los valores encontrados en el 2006 están por debajo de los niveles de referencia (valores de peces pescados fuera de la zona afectada) en los casos de Zn-hígado y Pb-hígado; en los casos restantes (As-músculo, Zn-músculo, Cu músculo e hígado, Pb-músculo y Cd músculo e hígado) las concentraciones fueron ligeramente superiores a los valores de referencia; tan sólo el caso del metaloide As se aleja algo de esta pauta. Estas circunstancias sugieren una estabilización de la situación ambiental de los ecosistemas acuáticos presentes en el espacio protegido, al menos para estos tres elementos traza.

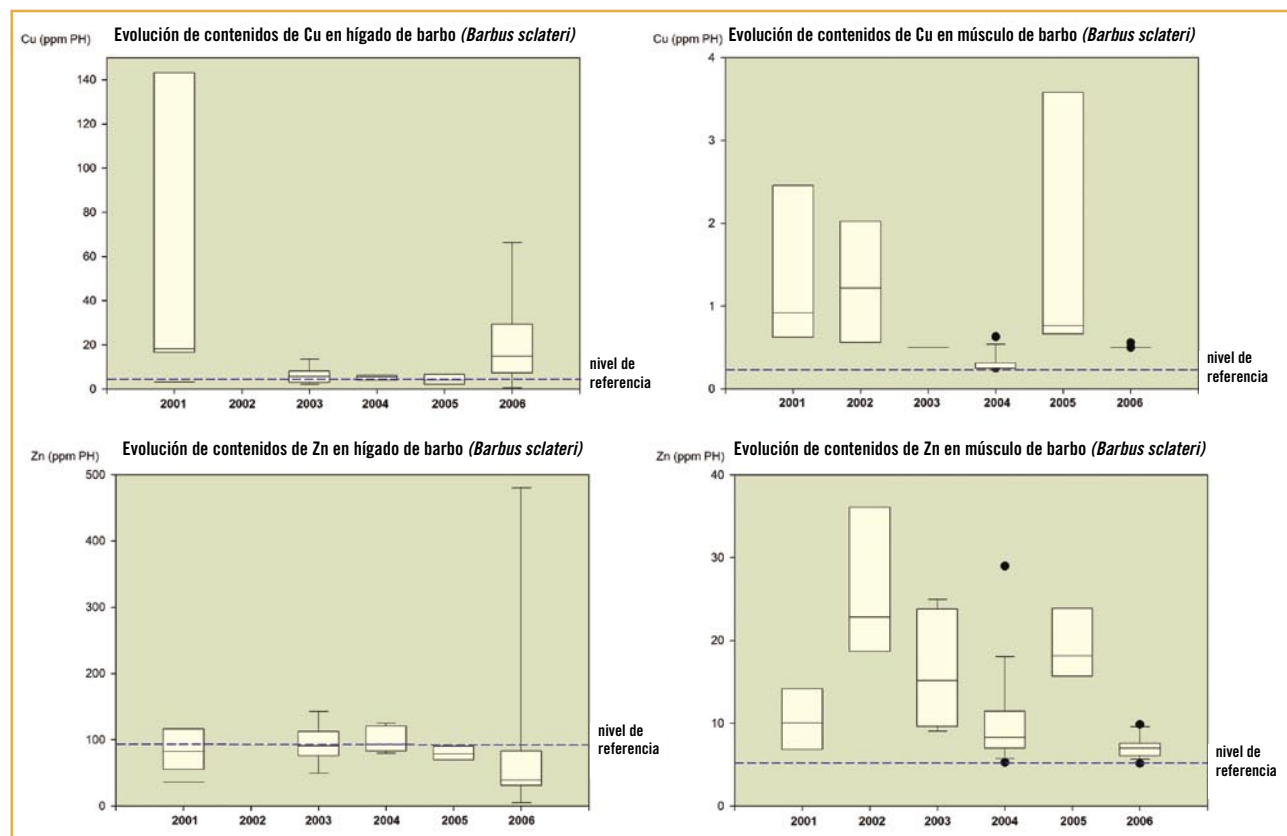


Figura 21. Evolución de las concentraciones de Cu, Zn, As, Pb y Cd en músculo e hígado de ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) del río Guadamar en el verano de 2005. Fuente: elaboración propia.

### Valoración de la evolución espacial de contenidos de metales pesados en peces (verano 2005)

Se realizaron una serie de analíticas sobre ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) durante el año 2005 en 7 zonas del río Guadiamar, una no afectada por el vertido de Aznalcóllar (E-1, Gerena) y otras seis en tramos del cauce afectados (E-2, Confluencia Agrio-Guadiamar; E-3, Puente de las Doblas; E-4, Pilas-Aznalcázar; E-5, Vado del Quema; E-7, Vado de los Vaqueros; y E-11, Vuelta de la Arena). Esta información permite efectuar un análisis zonal de la incidencia ambiental del vertido, 8 años después del vertido minero.

Para el tejido hígado (Figura 22) el As no muestra diferencias importantes entre el punto E-1 (blanco de referencia) y el resto de las zonas de muestreo, que sí fueron afectadas por el vertido minero; tan sólo en la zona E-7 (Vado de los Vaqueros) se observa un patrón de bioacumulación diferente con un incremento medio de más del doble de los valores alcanzados en los contenidos del elemento traza. Los contenidos encontrados en los tejidos de los peces capturados en las zonas E-2, E-3 y E-4 y E-5 no difieren estadísticamente de los encontrados en la estación de referencia E-1.

Para el metal Cd existen diferencias destacables entre E-1 (blanco) y los contenidos encontrados para el resto de las zonas, siendo especialmente diferente para la estación E-2, el punto de muestreo más cercano al punto de vertido. Se observa un gradiente decreciente desde E2 hasta E5, al igual que sucedía para el As, en E-7 (Vado de los Vaqueros) se encuentra un repunte de los contenidos del metal pesado con respecto a los contenidos encontrados en las estaciones próximas.

Salvo para la zona de muestreo E-7, en la que los individuos también bioacumulan de manera preferente al metal Pb en los tejidos de hígado, no se aprecian diferencias importantes en los contenidos acumulados para el resto de las estaciones de muestreo. Los contenidos encontrados en los tejidos de los peces capturados en las zonas E-2, E-3 y E-4, E-5 y E-11 no difieren estadísticamente de los encontrados en la estación de referencia E-1.

En el caso del Cu los contenidos acumulados para la estación de referencia E-1 son ligeramente inferiores que pa-

ra las otras estaciones. Sólo en el caso de E-2 los valores medios de Cu en los tejidos son superiores. Los contenidos encontrados en los tejidos de los peces capturados en las zonas E-4, E-5 y E-11 no difieren estadísticamente de los encontrados en la estación de referencia E-1.

En el caso del Zn los valores encontrados en E-7 son en promedio equivalentes a los encontrados en E-2 y superiores a los del resto de las estaciones. Los contenidos encontrados en los tejidos de los peces capturados en las zonas E-2, E-3 y E-4, E-5 y E-11 no difieren estadísticamente de los encontrados en la estación de referencia E-1.

En el caso del metal Mn existe una clara divergencia en cuanto a los valores encontrados en los tejidos de los peces para la estación E-3 (Puente de las Doblas), con valores en hasta 8 veces superiores a los valores de referencia de E-1. Los contenidos encontrados en los tejidos de los peces capturados en las zonas E-2, E-4, E-5 y E-11 no difieren estadísticamente de los encontrados en la estación de referencia E-1.

En cuanto al seguimiento de los contenidos bioacumulados en tejido de músculo (Figura 23) dos metales, el cadmio y el plomo ofrecen resultados inferiores a los límites de detección de los aparatos de medida (<0,025 mg/kg) y ambos por debajo -en el caso del Pb muy por debajo- de los contenidos máximos admisibles para productos de pesca (Reglamento 466/2001/CE). En el caso del metal Cu, tan sólo la estación más alejada del punto de vertido minero (E-11, Vuelta de la Arena), ya en dominio de marisma, presenta niveles más altos que en el resto de localizaciones aunque sin significar concentraciones de importancia, con un valor medio de 0,25 mg/kg (el rango usual en músculo de pescado, en peso fresco, está entre las 0,2 y las 5,0 mg/kg); éstas no plantean diferencias significativas (fuera del intervalo de confianza) con respecto a la estación de referencia E-1, cuyas aguas no fueron afectadas por el vertido minero. El análisis del comportamiento del Zn y del Mn pone de manifiesto cómo no existen diferencias significativas entre los contenidos bioacumulados por estaciones con respecto a la estación de referencia localizada en Gerena. En cuanto al arsénico, se aprecian valores significativamente más altos en la estación E-3 (Puente de las Doblas), con valores medios en torno a los 0,14 mg/kg.

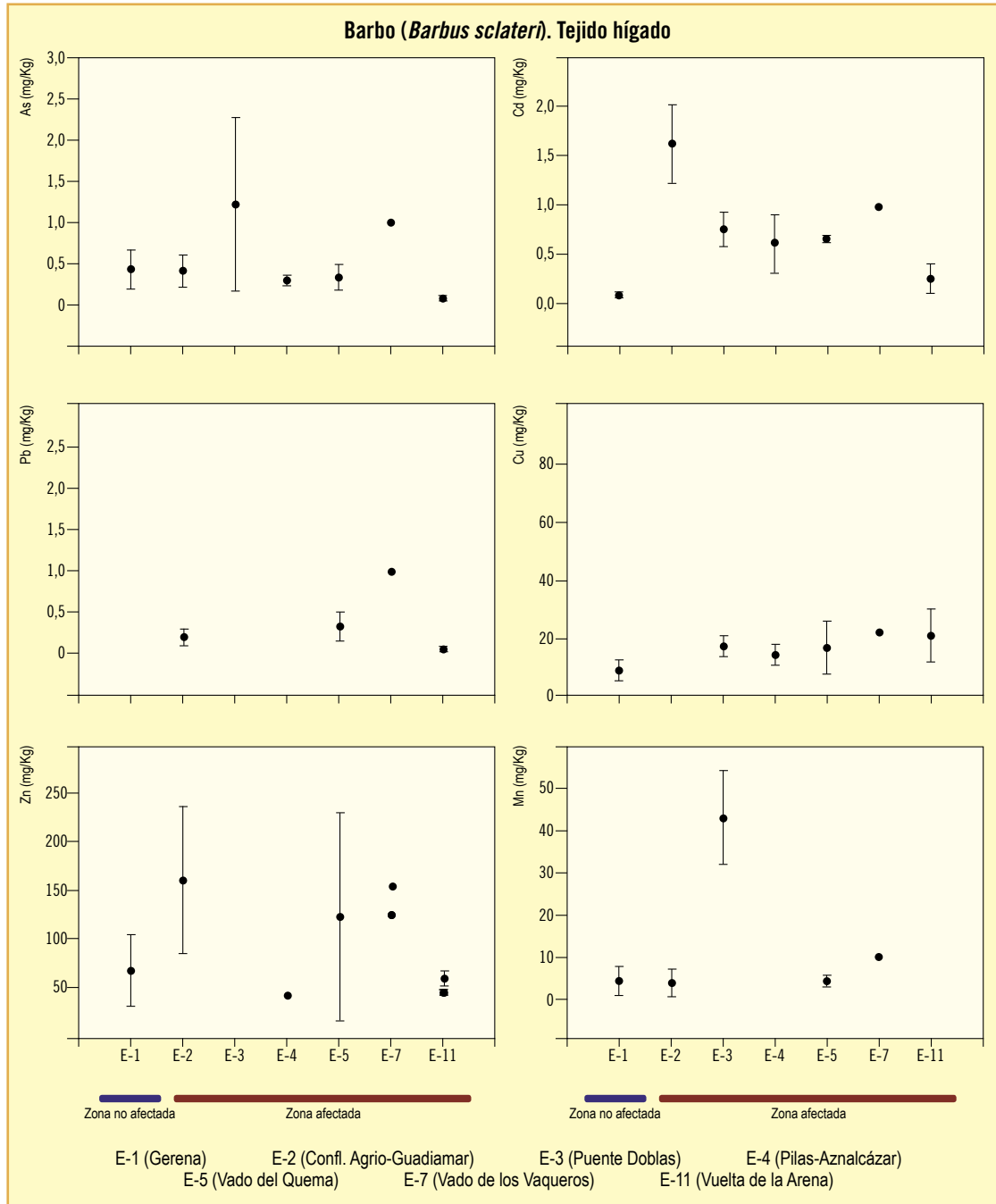


Figura 22. Evolución zonal de las concentraciones de As, Cd, Pb, Cu, Zn y Mn en hígado de ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) capturados en el río Guadimar entre 2001 y 2004. Fuente: elaboración propia.

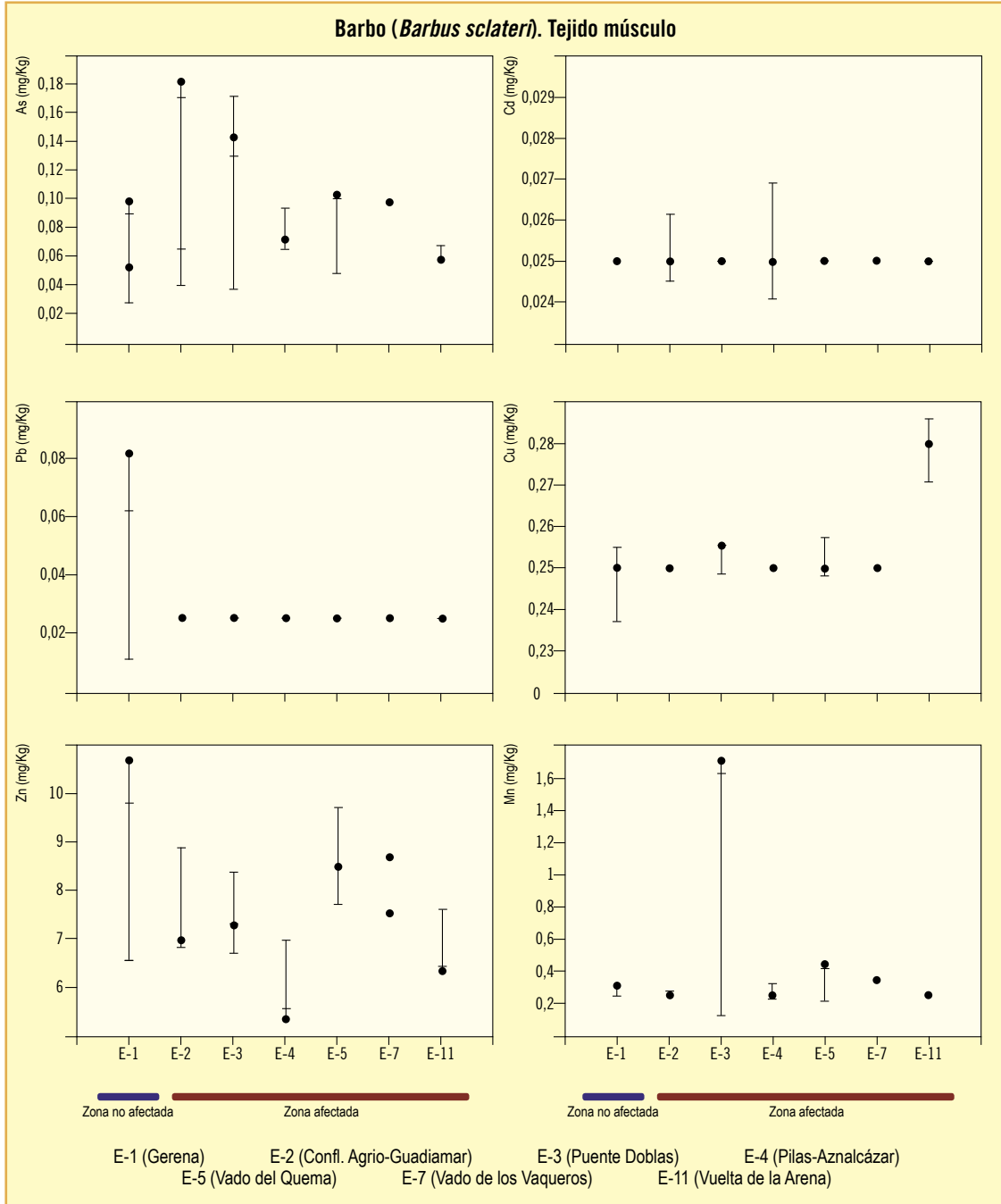


Figura 23. Evolución zonal de las concentraciones de As, Cd, Pb, Cu, Zn y Mn en músculo de ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) capturados en el río Guadiamar entre 2001 y 2004. Fuente: elaboración propia.

## *Consideraciones finales*

### **CORREDOR VERDE DEL GUADAMAR: HISTORIA DE UN PAISAJE EMERGENTE**

Por las dimensiones del ámbito de actuación y las repercusiones ambientales que tuvo el vertido del 25 de abril de 1998, el Corredor Verde del Guadamar destaca por ser uno de los mayores proyectos de restauración ambiental emprendidos a nivel europeo. Convertido en un auténtico laboratorio natural, este singular espacio está permitiendo el desarrollo de programas de trabajo en el medio natural bajo el amparo de ciencias experimentales como la biología, la geomorfología o la ecología. En un principio fue preciso eliminar los principales factores de perturbación al objeto de acceder a unas condiciones ambientales que sirvieran de sólido punto de partida; una vez superadas las fases iniciales de medidas urgentes, se puso en práctica un escaso nivel de intervención en el medio, potenciando la autorregulación de los sistemas naturales.

El grado de recuperación efectiva que ha experimentado tanto el río como su fauna y flora es significativo; para la fauna piscícola ya funciona como zona de cría. La presencia de mamíferos como la nutria atestigua indicadores de salud ambiental más que adecuados en buena parte del curso fluvial.

Su condición de antesala de Doñana ha propiciado que la recuperación de las comunidades de aves sea más que notable, con 144 especies censadas. Al tiempo, de forma lenta pero sostenida, se asiste a la recolonización de anfibios, reptiles y numerosos grupos de invertebrados, entre los que destacan los lepidópteros. Esta situación concede a este corredor ecológico la condición de biocentro fuente de diversidad biológica de enorme trascendencia para el mantenimiento del equilibrio ecológico en la comarca.

La declaración del Corredor Verde del Guadamar como Paisaje Protegido mediante la aprobación del Decreto 112/2003, de 22 de abril, una vez avanzados los trabajos de restauración, abría una nueva etapa en la futura gestión de este espacio y al mismo tiempo, supuso la inauguración de esta figura de protección en el elenco de espacios naturales protegidos de Andalucía. Su declaración estaba implícita desde los inicios del proyecto, como se expuso con claridad en el Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos, celebrado en la ciudad de Sevilla en marzo de 1999, donde se apuntaba -entre sus conclusiones- la necesidad de

27

establecer una figura de protección para el corredor ecológico del Guadiamar que asegurase su funcionalidad y permitiera su inclusión dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA).

Esta declaración añade al conjunto de espacios protegidos de Andalucía un ejemplo singular de bosque de ribera asociado a un río con régimen escasamente regulado, el cual reproduce fielmente las pulsaciones propias del clima mediterráneo. A ello hay que unir las dimensiones del tramo fluvial restaurado (más de 50 Km. de longitud y una anchura variable entre 500-1100 m) abarcando de manera íntegra todos los componentes transversales de este valle fluvial, desde el cauce hasta las terrazas bajas. Una vez que la vegetación alcance un nivel adecuado de desarrollo, en pocos años más, este territorio está invitado a convertirse en un excepcional paisaje de ribera y llanura aluvial caracterizado por su naturalidad y heterogeneidad, en contraste con la uniformidad del paisaje agrícola de la campiña que lo rodea en la mayor parte de su extensión.

Al margen de su declaración como espacio protegido, el Corredor Verde del Guadiamar representa una experiencia pionera en el proceso que está desarrollando la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía de convertir la RENPA en un sistema de áreas protegidas conectadas mediante corredores ecológicos; enlazando, en este caso concreto, dos grandes espacios biogeográficos y Reservas de la Biosfera: Sierra Morena y Doñana. Como no puede ser de otra forma, el proceso de restauración está abierto, es un proceso vivo cuya evolución presente y futura está llamada a marcar un hito en el desarrollo sostenible de la región.



## B I B L I O G R A F Í A

- Alam, MK; Maughan, OE. 1995. "Acute toxicity of heavy metals to common carp (*Cyprinus carpio*)". Journal of environmental Science and Health, Part A, 30 (8); 1807-1816.
- Alonso, C., Antón-Pacheco, C., Baretino, D., Cabrera, F., Fernández, A. M., Fernández, J.E., García-Gutiérrez, M. y otros. The Guadiamar soils: characterization and evolution of soils affected by the pyritic sludge. En Boletín Geológico y Minero. Revista de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. ISSN 0366-0176.
- Alonso, M.L., Benedito, J.L., Miranda M., Castillo C., Hernandez J. y Shore R.F. 2000. Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. Science of the total environment, 246 (2-3): 237-248.
- Amundsen, PA; Staldvik, FJ; Ludin, AA; Kashulin, NA; Popova, OA; Reshetniko. 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. The Science of the Total Environment 201: 211-224.
- Anadon, A; Muñoz, MJ; Ortiz, JA. 1984. Acumulación tisular de Zinc, Plomo, Cobre, Hierro y Cromo en Truchas de Río, *Salmo trutta fario*. Acción ecotoxicológica. An. INIA/Ser. Ganadera nº19.
- Arenas, JM; Carrascal F. Situación medioambiental del Corredor Verde del Guadiamar 6 años después del vertido de Aznalcóllar. Ecosistemas. Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Año XIII N° 3/2004, septiembre-diciembre. I.S.B.N.: 1697-2473.
- Arenas, JM; Montes, C; Borja, F; Martínez, F. 2003. Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 159 pp.
- Callahan MA ; Slimak MW ; Gabel NW ; May IP ; Fowler CF. 1979. "Water-Related Fate of 129. Priority Pollutants Vol I". pp. 9-1 to 9-20, USEPA-440/4-79-029A.
- Camusso, M ; Viganò, L ; Balestrini, R. 1995. Bioconcentration of trace metals in rainbow trout. A field study. Ecotoxicology and environmental safety 31 (2):133-141.
- CMA. 2006. Situación de la calidad ambiental en el Corredor Verde del Guadiamar a partir del seguimiento del medio físico y los seres vivos. Oficina del Corredor Verde del Guadiamar.
- CMA. 2005. Situación de la calidad ambiental en el Corredor Verde del Guadiamar a partir del seguimiento del medio físico y los seres vivos. Oficina del Corredor Verde del Guadiamar.
- CMA. 2004. Situación de la calidad ambiental en el Corredor Verde del Guadiamar a partir del seguimiento del medio físico y los seres vivos. Oficina del Corredor Verde del Guadiamar.
- Carrascal, F; Cano, M; Ramos, M; Arenas, JM. 2005. Contenidos en As, Cd, Pb, Cu y Zn en tejidos de músculo e hígado de liebres (*Lepus europaeus*) de poblaciones localizadas en el Corredor Verde del Guadiamar. Rev. Toxicol. 22 (1) 1-52. Pags 19-24. ISSN: 0212-7113.
- Carrascal, F., JM Arenas y A. Gil. La recuperación de un humedal degradado (la gravera de Las Doblas) mediante la aplicación de técnicas de bioingeniería. Revista del Colegio Oficial de Biólogos de Andalucía. N°7. ISBN 1698-8248.
- Carrascal, F. Alonso, E and Vadillo, I. Aznalcollar Mine mailing dam accident, emerging environment alter a catastrophe, the ecological corridor of the Guadiamar river (Sevilla, south of Spain). 2006, En Biogeochemical dynamics from soil to groundwater. Vadillo, I and Bedbur, E (Eds). ISBN: 84-690-1992-9. Depósito legal: MA-85-2007. pp 190-195.
- Carrascal F, Rodríguez A, and Jiménez C. 1996. Heavy metal bioaccumulation patterns in *Ostrea edulis*. Thalassas, 12, pp 43-51.
- Farag, AM; Woodward, DF; Goldstein, JN; Brumbaugh, W; Meyer, JS. 1998. Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34: 119-127.
- González MªJ; Fernández, MªC; Rico, MªC; Hernández, LM; Baluja, G. 1983. Contaminación metálica del río Guadiamar y su zona de influencia en el Parque de Doñana. V Congreso Nacional de Química Orgánica de Tenerife.
- Griffin, BR; Hobbs, MS; Gollon, JL. 1997. Effect of waterborne copper sulfate exposure on copper content in liver and axial muscle of Channel Catfish. Journal of Aquatic Animal Health 9: 144-150.
- Gümgüm, B; Ünlü, E; Tez, Z; Gösün, Z. 1994. Heavy metal pollution in water, sediment and fish from the Tigris River in Turkey. Chemosphere, vol 29, nº 1: 111-116.
- Höllerer, G.; Coduro, E. Zur Schwermetallkontamination von einheimischen Wild. Z. Lebensm Unters Forsh 1977, 163, 260-266.
- Kennish, MJ. 1994. Marine science series practical handbook of estuarine and marine pollution. CRC Press, INC.: Boca Ratón, Florida, USA
- Kottferová, J and Koréneková. Distribution of Cd and Pb in the tissues and organs of free-living animals in the territory of Slovakia. 1998. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60: 171-176.
- Lam, DL; Ko, PW; Wong, JK; Chan, KM. 1998. Metal toxicity and metallothionein gene expression studies in Common Carp and Tilapia. Marine Environmental research, vol 46, nº1-5, pp. 563-566.
- Labat, R; Pequignot, J; Chatelet, A. 1974. Toxic action of copper on the gills of carp (*Cyprinus carpio*). Ann Limnol; 10 (1): 109-114.



Livonen, P; Piepponen, S; Verta, M. 1992. Factors affecting trace-metal bioaccumulation in Finnish headwater lakes. *Environmental Pollution* 78: 87-95.

Martínez, F; Mora, A; Sánchez, JL; Salas, JM; Cantero JC; Arenas, JM; Álvarez, F. 2003. Corredor Verde del Guadiamar, del desastre ecológico a la declaración de un nuevo espacio natural protegido. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 80 pp.

MMA. 2005. Manual para la identificación de las presiones y análisis del impacto en aguas superficiales. Ministerio de Medio Ambiente.

Montes, C; Borja, F; Arenas, JM; Fraile, P; Moreira, JM. 2000. Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar. PICOVER 1999-2002. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. 192 pp.

Montes, C; Serrano, J; Álvarez, F; Arenas, JM. 2001. Corredor Verde del Guadiamar. Abril 1998-Abril 2001. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 70 pp.

Olías, M; Cerón, J; Moral F; Arenas, J.M. y Carrascal, F. Variaciones de la

calidad del agua a lo largo del río Guadiamar. 2005 en J.A. López-Geta, J.C. Rubio y M. Martín Machuca (Eds.), VI Simposio del Agua en Andalucía. IGME. Pp 1219-1228. ISBN Tomo II: 84-7840-578-X.

Oswiler, G.D.; Carson, T.L.; Buck, W.B.; Van Gelder, G.A. 1985. *Clinical and Diagnostic Veterinary Toxicology*; Kendall/Hunt Publishing Company: Dubuque, Iowa; 494 pp.

Playle, RC; Dixon, G y Burnison, K. 1993. Copper and Cadmium binding to fish gills: modification by dissolved organic carbon and synthetic ligands. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 50.

Saénz, I; Forja, JM; Gómez-Parra, A. 2003. Contaminación por metales pesados en el Estuario del Guadalquivir. Efectos del Accidente minero de Aznalcóllar sobre el medio físico y los organismos marinos. Servicio de Publicaciones, Universidad de Cádiz. 283 pp.

Usero, J; Morillo, J; Gracia, I, Leal, A; Ollero, C.; Fraidías, J y Fernández, P. 2000. Contaminación metálica y toxicidad en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. ISBN: 84-89650-91-8.