



SITUACION DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN EL
CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR A PARTIR DEL
SEGUIMIENTO DEL MEDIO FISICO Y LOS SERES VIVOS

Abril 2005

El presente documento ha sido confeccionado por la *Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadiamar* a partir de los datos aportados por el Laboratorio de Calidad Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente en Huelva y de los siguientes investigadores adscritos al Programa de Seguimiento Ecorregional del Corredor Verde del Guadiamar (SECOVER):

José Antonio Carreira de la Fuente, Universidad de Jaén

José Manuel Murillo, Teodoro Marañón, Maite Domínguez, Centro de Recursos Naturales CSIC, Sevilla

Julia Toja Santillana, Elizabeth Reyes, Universidad de Sevilla

Ángel Baltanás, Paloma Alcorlo, Universidad Autónoma de Madrid

Manuel Ferreras, Maribel Rubio, Universidad Pablo de Olavide, Sevilla

Ricardo Reques, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Sevilla

Carlos Fernández, Teresa Saldaña, Universidad de Córdoba

Santiago Reyes Peña, G. Liébanas, , J. Albolafia y P. Guerrero, Universidad de Jaén

Domingo Jiménez y R. Murillo, Universidad de Córdoba

Ana María Cárdenas, Universidad de Córdoba

Juan Manuel Pleguezuelos, Rocío Márquez Ferrando, Universidad de Granada

Alejandro Rodríguez, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Sevilla

INDICE

Introducción

A) EVOLUCION DE LOS PARÁMETROS RELATIVOS AL MEDIO FÍSICO

A.1.- Suelos

A.2.- Agua y sedimentos fluviales

B) EVOLUCION DE LOS PARAMETROS DE SEGUIMIENTO DE LOS SERES VIVOS

B.1.- Plantas

B.2.- Actividad biológica del suelo. Nematodos

B.3.- Plancton y Perifiton

B.4.- Macroinvertebrados del río. Odonatos

B.5.- Invertebrados del suelo. Coleópteros

B.6.- Cangrejo rojo americano

B.7.- Anfibios

B.8.- Reptiles

B.9.- Peces

B.10.- Mesomamíferos

B.11.- Aves

C) PROPUESTAS DE GESTIÓN

C.1) en el medio terrestre

C.2) en el medio acuático

SITUACION DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR A PARTIR DEL SEGUIMIENTO DEL MEDIO FISICO Y LOS SERES VIVOS

Introducción

Toda la cuenca del río Guadiamar ha estado sometida a la acción humana de la mano de la minería, la agricultura y la ganadería de manera secular. La rotura de la balsa minera de Aznalcóllar, en abril del año 1998, marcó un punto de inflexión en el deterioro del entorno que provocó un alto impacto en el lecho y el agua de los ríos Agrio y Guadiamar, así como en las tierras adyacentes, las cuales fueron cubiertas por lodos y aguas ácidas cargadas de metales pesados y arsénico. Desde el primer día en que se produjo el vertido, en el marco de sus competencias, la administración autonómica puso en marcha un amplio dispositivo de vigilancia de la contaminación en suelos, sedimentos, aguas y seres vivos del río Guadiamar, marisma afectada y estuario del Guadalquivir. Esta tarea de vigilancia de la contaminación se ha venido desarrollando a través de dos líneas de trabajo complementarias. Por un lado, la Consejería de Medio Ambiente, con medios propios, ha venido desarrollando un *Plan de Seguimiento de la Calidad Ambiental*, y por otro lado, se ha servido de los resultados 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 organismos; el PICOVER ve su continuación natural en el vigente Programa de *Seguimiento Ecorregional del Paisaje Protegido Corredor Verde del Guadiamar (SECOVER)*.

En lo que respecta al Plan de Seguimiento desarrollado directamente por la Consejería, éste se ha ido reajustando a las necesidades de conocimiento de acuerdo con la evolución favorable de los parámetros de contaminación. 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 (figura 1). Actualmente, una vez minimizados los efectos adversos sobre el medio físico y las comunidades biológicas, se mantiene una red estable de vigilancia reducida de catorce estaciones (figura 2) con una frecuencia mensual, prestando no sólo atención a la contaminación minera procedente del vertido o del fondo regional que pudiera existir en la zona, sino también a otras posibles fuentes como la urbana o la agrícola.

Prosiguen los estudios sobre suelos, vegetación, aguas y microorganismos del cauce, así como los procesos de recolonización de la fauna desde focos emisores. Los resultados obtenidos hasta ahora permiten afirmar que hoy en día el problema de la contaminación causada por el vertido minero sólo persiste, de forma clara, en el sector norte de la zona afectada, concentrada sobre todo en el tramo del río Agrio entre la balsa y su unión con el río Guadiamar. Los efectos ambientales, sin embargo y de manera ocasional, pueden llegar a manifestarse en las aguas hasta el puente de las Doblas. En el resto del área los efectos del vertido están por lo general superados o solo existen a un nivel no preocupante. Aparte de esta contaminación residual siguen pendientes de solucionar otras fuentes de contaminación importantes (especialmente de la industria de aderezo de aceituna) cuyos episodios de contaminación, coincidiendo con los períodos de máxima actividad de esta actividad industrial, pueden considerarse como un serio impedimento para la recuperación ambiental del río y su área de influencia. Además existen problemas de mal funcionamiento de las depuradoras de la zona, lo que está en el origen de episodios de contaminación urbana.

A continuación se resumen los principales resultados de la evolución experimentada por los parámetros de control en los diferentes componentes del medio físico y de los seres vivos que se han venido abordando de forma sistemática desde el vertido:

A) EVOLUCION DE LOS PARÁMETROS RELATIVOS AL MEDIO FÍSICO

A.1.- Suelos



Con el objetivo de conocer la posible contaminación residual existente tras la retirada de los lodos, la Consejería de Medio Ambiente inicia diferentes líneas de trabajo en suelos a través de distintos convenios con las universidades de Granada, Sevilla y Huelva, así como con medios propios. En el verano-otoño de 1998 se ejecutan diferentes trabajos de muestreo para el análisis de caracterización de los suelos afectados; como consecuencia se diseñan

y ponen en práctica una serie de medidas de corrección (relimpiezas y enmiendas calizas y férricas).

Posteriormente, una vez que en los suelos se habían realizado las primeras actuaciones de corrección, durante el verano-otoño de 1999 se realizó una segunda toma de muestras. De estos trabajos de caracterización se desprende que la relimpieza disminuyó considerablemente el contenido de metales pesados de los suelos; en general, el contenido de cadmio y cobre no superaba en ninguno de los suelos analizados los valores críticos, pudiéndose considerar el área estudiada sin contaminación de cadmio y cobre; además, discretamente limpia para plomo y cinc.

Los intensos trabajos realizados durante el año 2003, los más recientes, fueron los siguientes:

- El contenido de azufre residual existente en los suelos se ha reducido considerablemente desde 1998 tras las operaciones de limpieza. El potencial de producción de ácidos es suficientemente pequeño como para que pueda ser neutralizado por los mecanismos tampón de los suelos. A pesar de todo, aún quedan numerosas parcelas con insuficiente remoción de lodos en las que los niveles de azufre son elevados.
- Menos del 40% del azufre presente en los suelos presenta riesgo de contaminación, ya que es S-sulfuro. El resto (S-sulfato libre o adsorbido) no representa riesgo de contaminación ácida.
- Existen numerosas parcelas (de pequeño tamaño) en cuyos suelos se han roto los mecanismos tampón y cuyo sulfuro residual puede provocar por oxidación un aumento de la acidez.
- El contenido en metales pesados (cinc, cobre, cadmio, plomo y arsénico) de los suelos ha descendido considerablemente respecto a estudios anteriores, estando por debajo del umbral máximo deseable. Estos contenidos se elevan en parcelas que aún contienen lodo residual.
- El cinc es el elemento predominante en la disolución de equilibrio. Aunque en la mayoría de los lugares se encuentra por debajo de los umbrales críticos establecidos en la legislación española hay zonas donde estos umbrales se superan.
- Los suelos presentan una cierta capacidad de adsorción de metales pesados. Esta capacidad depende en gran medida del pH existente, aunque también de

otras propiedades del suelo como el porcentaje y la naturaleza de las arcillas que lo componen.

Al objeto de ultimar las labores de remediación de los suelos, en algunas localizaciones que aún contenían algunos restos de contaminación, no más de 100 has, en el verano del 2004 se procedió a encalar (aportar materiales calizos al suelo) al objeto de incrementar los valores de pH y conseguir así la inmovilización de los restos de metales pesados que corrían riesgo de movilizarse.

A.2.- Agua y sedimentos fluviales



La caracterización física y química del medio acuático de los ríos Agrio y Guadiamar incluye, además del análisis de las concentraciones de metales pesados y otros elementos traza de interés en seguimientos de la calidad ambiental, otros parámetros característicos de los sistemas acuáticos desde el punto de vista de la ecología del medio (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto).

Para satisfacer este importante objetivo de seguimiento de la calidad ambiental de un río se diseñó una densa red que constaba de 70 puntos de muestreo. Como era previsible, con el paso del tiempo esta tupida red se ha ido rebajando hasta otra formada por unas pocas decenas de puntos localizados de manera estratégica a lo largo de todo el cauce y de las que se dispone de series históricas desde abril del año 1998 (alguna desde algunos años antes) hasta la actualidad.

Al tiempo, también se han establecido estaciones de referencia en lugares no afectados por el vertido como la estación de seguimiento *FR-0*, localizada en el Río de los Frailes, al Norte del cruce crta. Gerena-Aznalcázar (figura 1).

Estación	Coordenada X	Coordenada Y	Localización
AG-1	215600	4153700	Agrio. Frente al extremo Sur de la balsa, altura Cortijo Crispín
GD-1	215650	4148470	Guadiamar. Aforador de C.H.G. (100 metros aguas arriba)
GD-2	214350	4143720	Río Guadiamar. Puente de Sanlúcar (200 metros aguas abajo)
GD-3	214200	4141100	Río Guadiamar. Puente de la autovía A-49 (50 metros aguas abajo)
GD-4	211300	4134050	Río Guadiamar. Norte puente Aznalcazar-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)

Tabla 1. Estaciones de seguimiento de la calidad ambiental de las aguas superficiales del río Guadiamar.

Estudios llevados a cabo por grupos de investigación independientes (Universidad de Huelva y Universidad Pablo de Olavide de Sevilla) ponen de manifiesto como la evolución seguida desde los años 80 hasta la actualidad en la estación del Guijo, en la zona norte del Río Guadiamar, con datos suministrados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, marca como los menores valores de pH y las más altas concentraciones de metales pesados y otros elementos traza se dan a principios de este periodo, mucho antes del episodio ambiental de la rotura de la balsa minera de Aznalcóllar.

En el último año, 2004, el patrón de comportamiento observado en el río Guadiamar ha sido muy similar al de años anteriores, siendo de importancia la influencia directa de aspectos externos como la intensidad de las lluvias o la cantidad de agua almacenada en el embalse del Agrio. Esta circunstancia ha condicionado el hecho de que durante ciertas épocas del año el desembalse haya sido prolongado, por lo que, a partir de la confluencia Agrio-Guadiamar la mayor parte del agua que circulaba por el río Guadiamar procedía de este afluente, tras su paso por la zona minera, lo que también se refleja en los resultados.

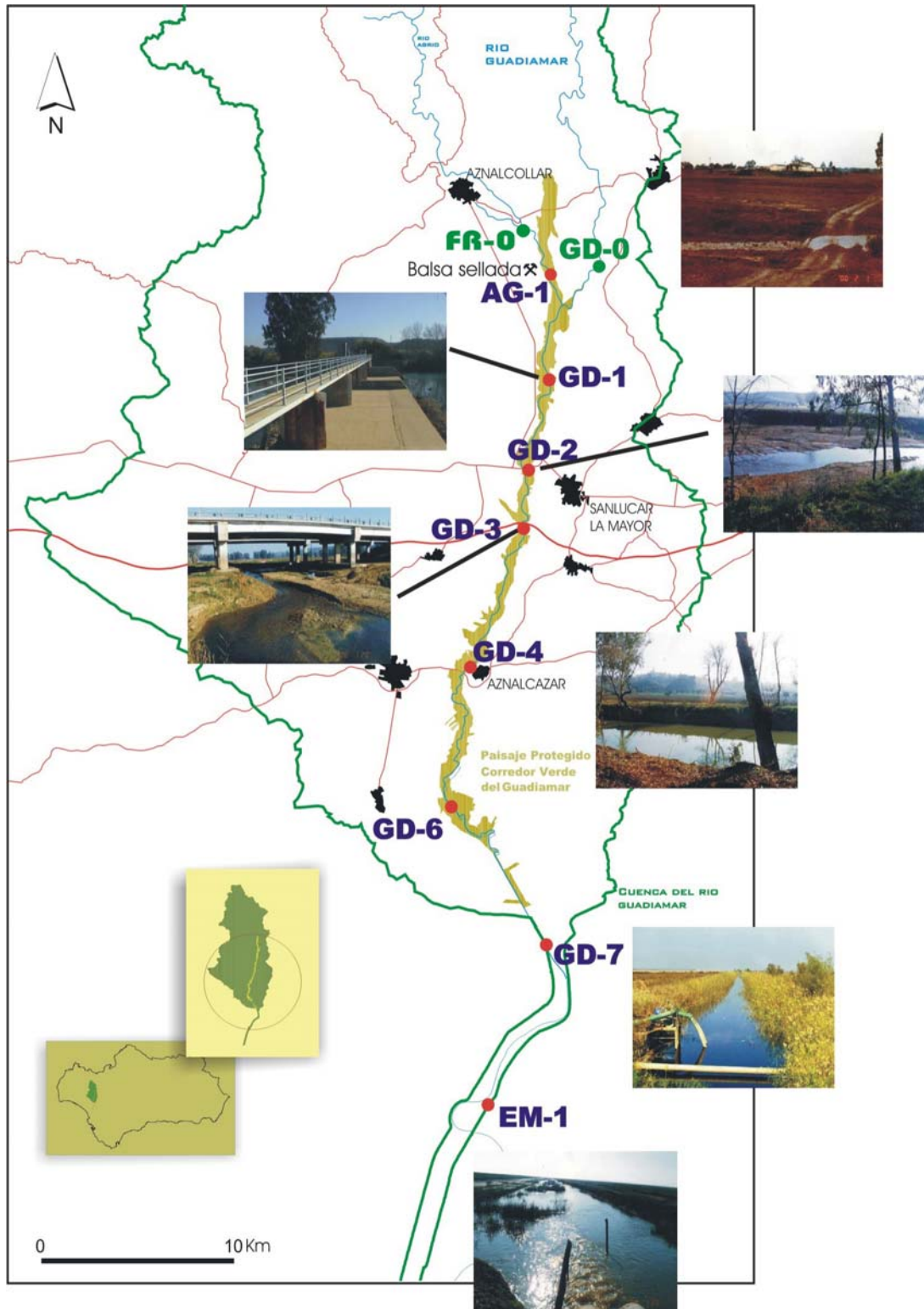


Figura 1. Localización de las estaciones de seguimiento con series históricas de la calidad ambiental de las aguas superficiales y sedimentos fluviales del río Guadamar.

La distribución a lo largo del río de parámetros como el *pH*, la conductividad eléctrica, la reserva alcalina o las concentraciones de metales pesados son los que sirven para valorar la incidencia de la rotura de la balsa, primero, y las actuaciones de limpieza y remediación medioambiental, después. El efecto ambiental del vertido más importante se observa desde la mina hasta el puente de las Doblas. Desde el Puente de las Doblas hacia el sur el *pH* se encuentra cerca de la neutralidad, mientras que la concentración de metales disminuye de manera ostensible. Así, puede observarse con claridad en la figura 2 cómo a partir del año 2002 las tendencias de *pH* se agrupan y vienen a ajustarse a un rango de variabilidad próximo a la normalidad en aguas continentales.

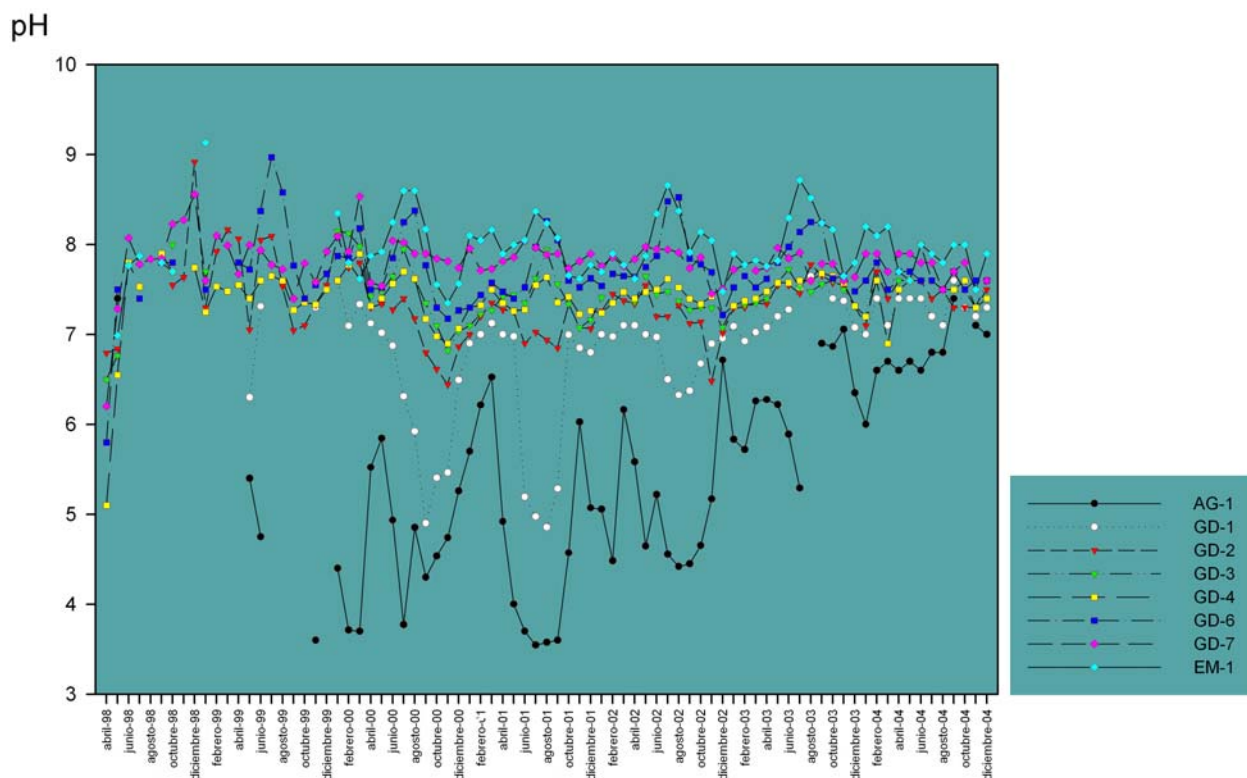


Figura 2. Evolución del *pH* en las ocho estaciones de seguimiento (Fuente: OTCV).

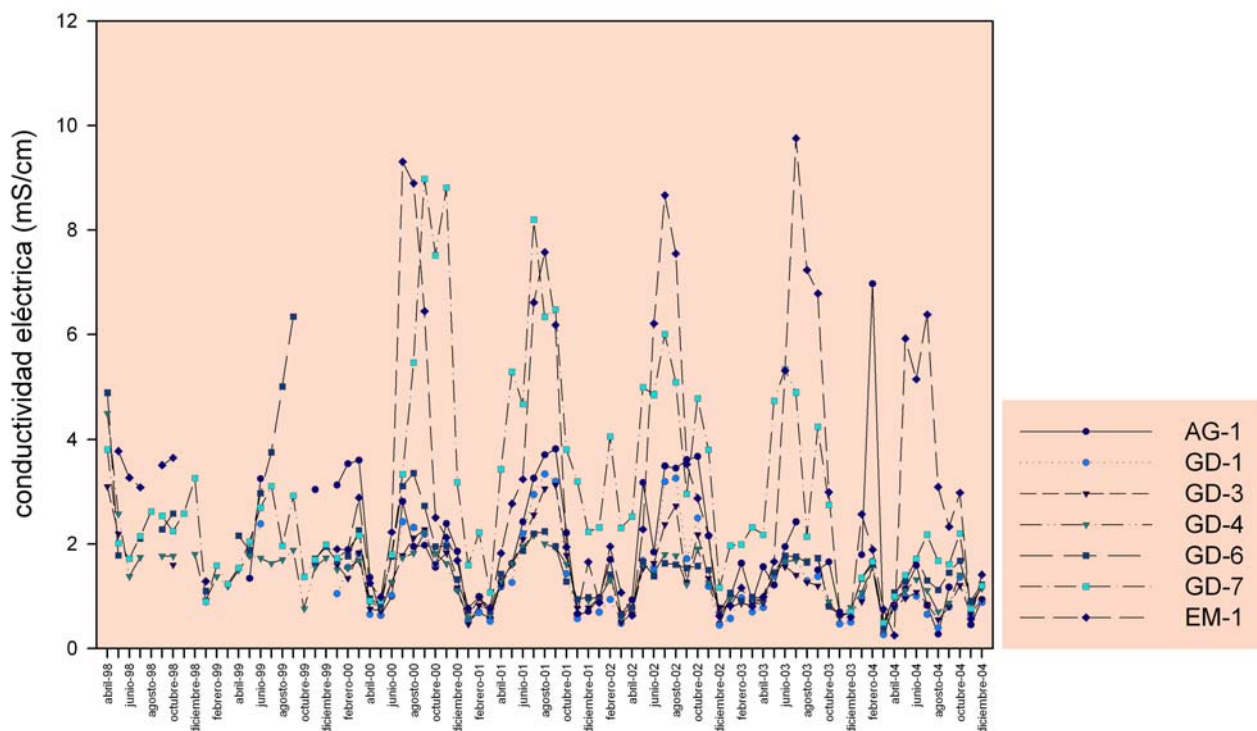


Figura 3. Evolución de la conductividad eléctrica en las ocho estaciones de seguimiento. (Fuente: OTCV).

Otras variables como la *conductividad eléctrica* (figura 3) se corresponden con importantes indicadores de la calidad ambiental, la cual pone de manifiesto, entre otros aspectos, la cantidad de sustancias y sales disueltas en el medio acuático. En todas las estaciones 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 menor caudal (efecto de concentración); esto es, en los momentos estivales, patrón claramente esperable en ríos de régimen mediterráneo. Dicho comportamiento es más nítido en las estaciones próximas a la marisma, GD-7 y EM-1, en las que la influencia mareal se hace notar. En términos generales, los valores alcanzados de conductividad en el agua son bastante elevados, sobre todo si se valoran los estándares establecidos por distintas normativas internacionales que marcan en 0.4 mS/cm el criterio de calidad ambiental en aguas continentales; sin embargo, este comportamiento debe ser entendido en el marco de un río en proceso de recuperación desde unas condiciones muy severas de deterioro ambiental.

De especial significado es valorar aquellas variables que indiquen incidencia de contaminación orgánica en el agua como el *oxígeno disuelto*, en un doble sentido: como indicador de fuentes de contaminación antrópica como vertidos urbanos o industriales (aderezo de la aceituna), y como indicador de recuperación ambiental por su especial trascendencia en la biología de las especies de plantas y animales que viven en los ecosistemas acuáticos. Se considera que concentraciones superiores a los 2 mg/l de oxígeno disuelto ya permiten la vida en las aguas, y que valores superiores a los 9 mg/l (a 20°C de temperatura) se enmarcan en rango de saturación.

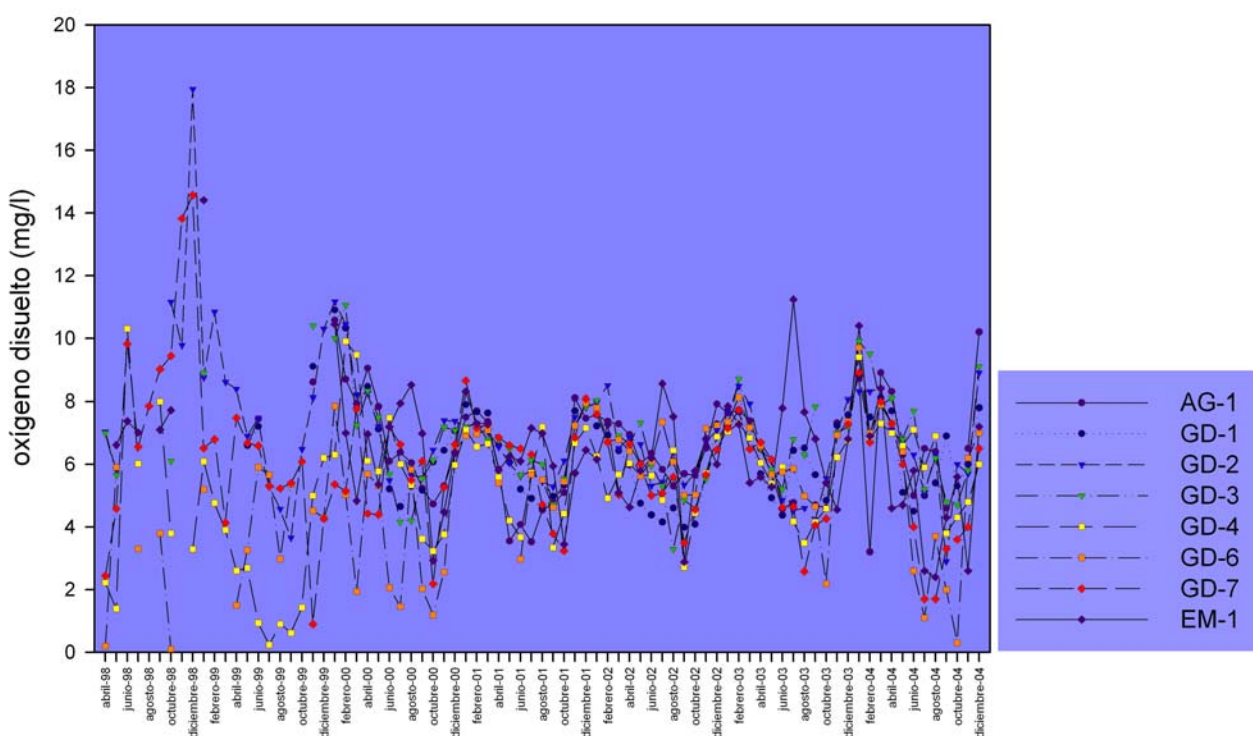


Figura 4. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en las ocho estaciones de seguimiento. (Fuente: OTCV).

En términos generales, 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 continentales en tramos medios y bajos. El comportamiento de las medidas de oxígeno disuelto para las ocho estaciones (figura 4) comienzan a converger a partir del otoño del año 2000, de forma que a partir de esta fecha los patrones encontrados de descensos en momentos de estío y aumentos en momentos invernales se repite para todas las estaciones con algunas excepciones, en las estaciones próximas a la marisma y en la estación GD-6 (Vado del Quema). Esta estación de seguimiento es afectada por recurrentes episodios de contaminación

orgánica como consecuencia de vertidos industriales procedentes de la industria de la aceituna, así como por vertidos no controlados procedentes de entornos urbanos. De manera general es en esta última estación donde, 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.

Este año (2004), al igual que en el anterior, la turbulencia creada por la fuerte corriente ha determinado una buena oxigenación de la masa de agua. No hay que descartar también el efecto beneficioso de las depuradoras, lo que se refleja en concentraciones relativamente bajas (con respecto a otros años) de amonio y, sobre todo, fosfato. El cambio de localización de los vertidos desde el municipio de Pilas afecta más negativamente a la zona de Entremuros, donde, aunque se registra una cierta autodepuración, no es tan manifiesta como en otros años.

Durante la época de estiaje, la concentración de oxígeno se mantuvo alrededor del 100% de saturación en todo el río, aunque con un cierto descenso en la zona más afectada por los vertidos de aguas residuales (tramo Aznalcázar-Puente de los Vaqueros).

Como valores de referencia en cuanto a la variable oxígeno disuelto se puede referir el valor medio encontrado en la estación FR-0, en el río de lo Frailes, para los últimos años, igual a 7.99 mg/l.

Con respecto a la evolución seguida en *elementos traza* como los metales pesados, sirve de ilustrativo ejemplo el caso del metal Zn o el Cd (figuras 5 y 6), elementos paradigma en seguimientos de calidad ambiental de zonas mineras. Para centrar el discurso con mayor claridad, baste decir que durante el mes de abril de 1998 (justo después del vertido) se alcanzaron concentraciones de cadmio en agua de 0,263 mg/l. Durante el año 2004 se ha superado el valor de referencia para este metal pesado de 0.005 mg/l (Real Decreto 995/2000), tan sólo en algunos momentos en las localizaciones más cercanas a la mina y la balsa sellada. De la misma manera en abril de 1998 se alcanzaron niveles de Zn de más de 350 mg/l. Durante el año 2004 no se han superado los 2 mg/l en ninguno de los muestreos realizados; mientras que en algunas estaciones, como las más alejadas a la balsa, los valores registrados son muy inferiores a estas cifras de referencia.

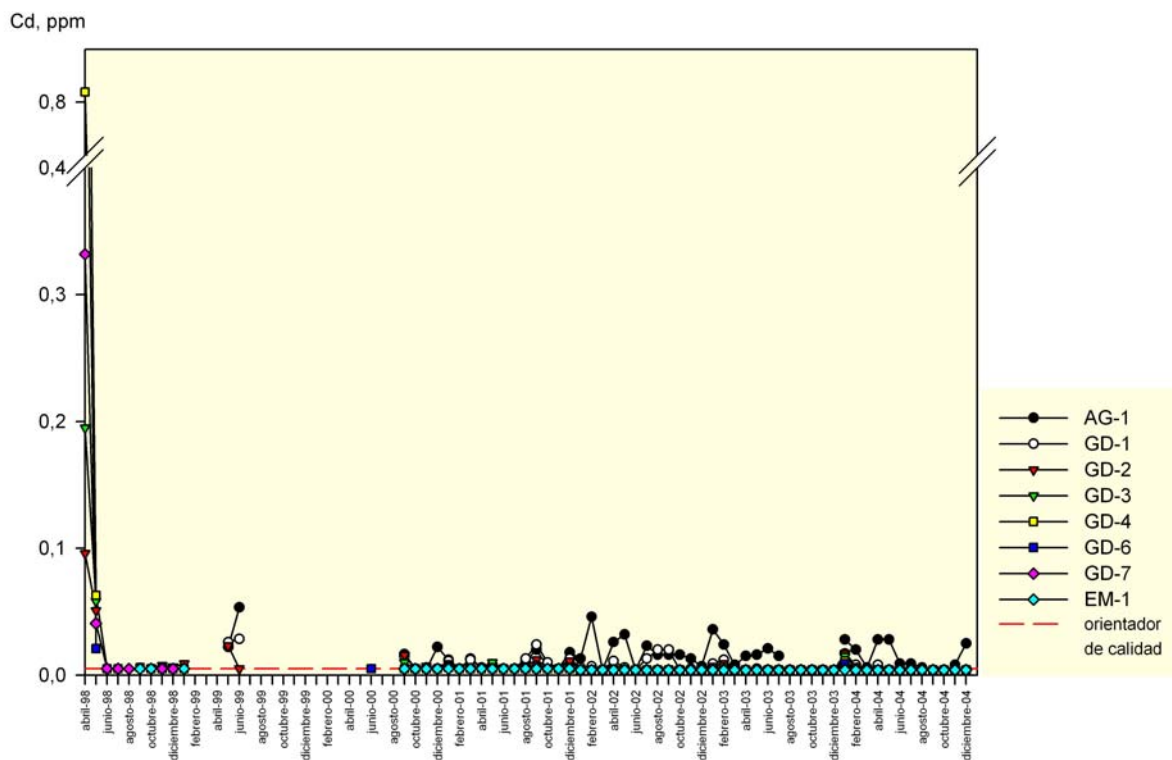


Figura 5. Evolución del Cd disuelto en aguas superficiales para las ocho estaciones de seguimiento. (Fuente: OTCV).

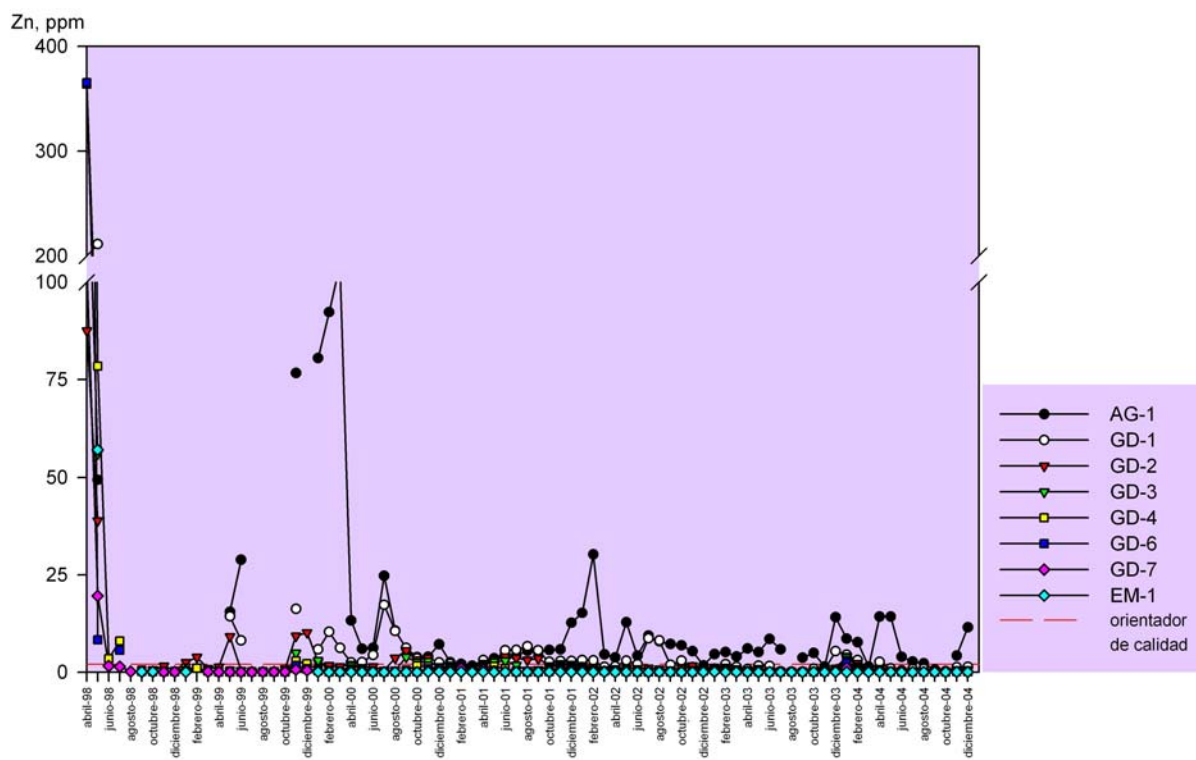


Figura 6. Evolución del Zn disuelto en aguas superficiales para las ocho estaciones de seguimiento. (Fuente: OTCV).

En resumen, en cuanto a la calidad del agua en el cauce del río Guadiamar se puede destacar:

- El esquema de comportamiento del río se mantiene en líneas generales similar al de años anteriores.
- El tramo del río Guadiamar 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 aumenta la calidad por neutralización del agua tanto por la entrada de afluentes como por la actividad de los organismos fotosintéticos.
- Entre Aznalcázar y el Puente de los Vaqueros se observa el efecto de la contaminación por vertidos urbanos.
- El último tramo del río muestra una cierta autodepuración, aunque está eutrofizado por los nutrientes liberados en la degradación de la materia orgánica.
- Este esquema de diferenciación en zonas distintas del río, es similar al de años anteriores, aunque las intensas lluvias del invierno y la primavera de los tres años anteriores, y posiblemente, el funcionamiento de las depuradoras, ha determinado que la calidad del agua haya mejorado. Sólo es una excepción la zona del Puente de los Vaqueros en Entremuros, la desviación del colector de los vertidos de Pilas ha determinado que en este punto el agua haya presentado una calidad inferior a la de otros años.

Los **sedimentos fluviales** pueden entenderse como sumideros de sustancias, entre las que se pueden incluir de manera preferente elementos traza como metales pesados o metaloides como el As. De hecho, buena parte de estos elementos, se encuentran retenidos en la matriz mineral y no disueltos en el agua. Por esta



circunstancia, puede afirmarse que permiten recoger la historia geoambiental, reciente o pasada, de los ríos que los albergan, informando de cuanto aconteció en su zona de influencia. Por el contrario, las lecturas en las aguas informan con mayor claridad de sucesos puntuales. Las labores de limpieza del cauce del río Guadiamar, poco después de la rotura de

la balsa de estériles, limita esta lectura a los seis años transcurridos desde entonces. Para valorar periodos más prolongados es preciso muestrear en lugares fuera del ámbito, no afectado por el vertido. Se va a utilizar como punto de referencia, a modo de blanco, la estación de seguimiento GD-0 (figura 1). Esta se encuentra en el cauce del río Guadiamar, aunque en un lugar no afectado por el vertido tóxico, y que en consecuencia no fue objeto por las labores de retirada de lodos y posterior limpieza. Los valores de referencia encontrados en este punto sí dan idea del *fondo regional* de metales pesados, en una zona, no se olvide, con tradición minera desde tiempos inmemoriales por pertenecer a la *faja pirítica de Sierra Morena*.

También, a modo de referente, la Tabla 2 muestra los contenidos en algunos metales pesados y arsénico analizados en los vertidos mineros tras el desastre minero.

Elemento	Máximo	Mínimo	Media	Desviación estándar
Mn	1097,5	667,3	787,7	144,3
Zn	8063,4	8246,6	7187	613,4
Pb	9635,9	4352,9	7996,1	2364,1
Cu	2175,8	1615,2	1993,2	195,4
As	4122,6	1473	3113,5	1066,4
Cr	78,6	34,5	61	14,6
Co	54	32,6	47,3	7,9
Cd	36,8	22,9	29,4	5,3
Ni	31,4	15,8	20,3	5,1
Sc	7,1	0	4	2,7
Hg	4,9	2,4	3,3	0,9

Tabla 2.- Análisis de algunos elementos traza en los lodos inmediatamente después del vertido (mg kg^{-1}). Tomado de: Contaminación de los suelos tras el vertido tóxico de Aznalcóllar. Pag 47

En cualquier seguimiento de la calidad ambiental es de vital importancia valorar la incidencia que la presencia de determinadas concentraciones de elementos traza pueda tener sobre los organismos vivos que habitan los ecosistemas.

No es fácil establecer la toxicidad real de elementos como el As o el Zn sobre los seres vivos, los expertos en ecotoxicología diferencian *efectos tóxicos agudos* y *efectos tóxicos crónicos* para acotar con mayor precisión la valoración de dicha incidencia.

Los efectos tóxicos agudos se circunscriben a aquellos efectos evidentes que poseen carácter *letal* sobre los organismos, bien por elevadas concentraciones o por exposiciones muy localizadas en el tiempo. Por otro lado, los efectos crónicos se refieren a aquellos que poseen la condición de *letales* o *subletales* y que afectan a los organismos vivos y/o sus poblaciones por cuenta de concentraciones relativamente bajas y exposiciones dilatadas en el tiempo. Por su amplio reconocimiento, en el presente informe (Tabla 3), se van a valorar las concentraciones NOEC (*concentración más alta en que no se observan efectos adversos*) reconocidas por numerosos autores, en el marco de *toxicidad aguda* sobre los seres vivos.

	As	Zn	Cu	Fe	Mn
NOEC	333,0	1907	167	-	-
GD-0	17,0	38	9	15238	226
AG-1*	47,4	1229	185	33238	684
GD-1*	39,5	1034	89	17663	532
GD-2*	55,3	1463	159	19792	1147
GD-3*	65,1	569	86	19449	399
GD-4*	32,6	640	108	5340	223
GD-6*	14,2	429	43	13109	234
GD-7*	39,7	404	42	16769	255
EM-1*	12,6	315	39	26834	729

Tabla 3. Valores medios para el año 2004 (*) 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.

Para poner de manifiesto la evolución seguida por los metales pesados y el As, sirva de ejemplo el caso del metal Zn, clave a la hora de interpretar episodios de contaminación minera. Si bien los sedimentos fluviales pueden considerarse como auténticos sumideros de elementos traza, como antes se apuntaba, por lo que en principio sería esperable tendencias monótonas de acumulación, los resultados arrojan -en todos los casos - variaciones mensuales en los contenidos acumulados en dichos sedimentos de estos elementos, mostrando - sólo en ocasiones - patrones claros de *acumulación-desacumulación* repetidos en los sucesivos ciclos anuales.

Al observar la figura 7, donde se muestra la evolución global del Zn para las ocho estaciones de seguimiento, se observa un patrón más claro de variaciones temporales en el momento posterior al vertido, siendo menos acusadas conforme nos acercamos a la actualidad. Con respecto a los valores que superan la referencia NOEC de 1907 ppm PS (peso seco) se observa cómo los valores detectados están por encima de este valor en la estación GD-2, y de forma más excepcional en GD-1 y AG-1, las estaciones más próximas a la balsa siniestrada. El fondo regional de 38 ppm PS es superado por todas las estaciones. En cuanto a la evolución temporal de contenidos de Zn en sedimentos fluviales, salvo excepciones, no se aprecian patrones claros de evolución; así se ven niveles bajos de Zn en la estación AG-1 para los meses de julio-agosto y marzo, en la estación GD-1 se observan máximos claros en abril-mayo y septiembre-octubre, en la estación GD-2, máximos en los meses de abril, octubre y agosto y mínimos en marzo y diciembre, en la estación GD-4 se observan máximos los meses de octubre y en la estación GD-7 mínimos en los meses de diciembre y máximos en los meses de septiembre.

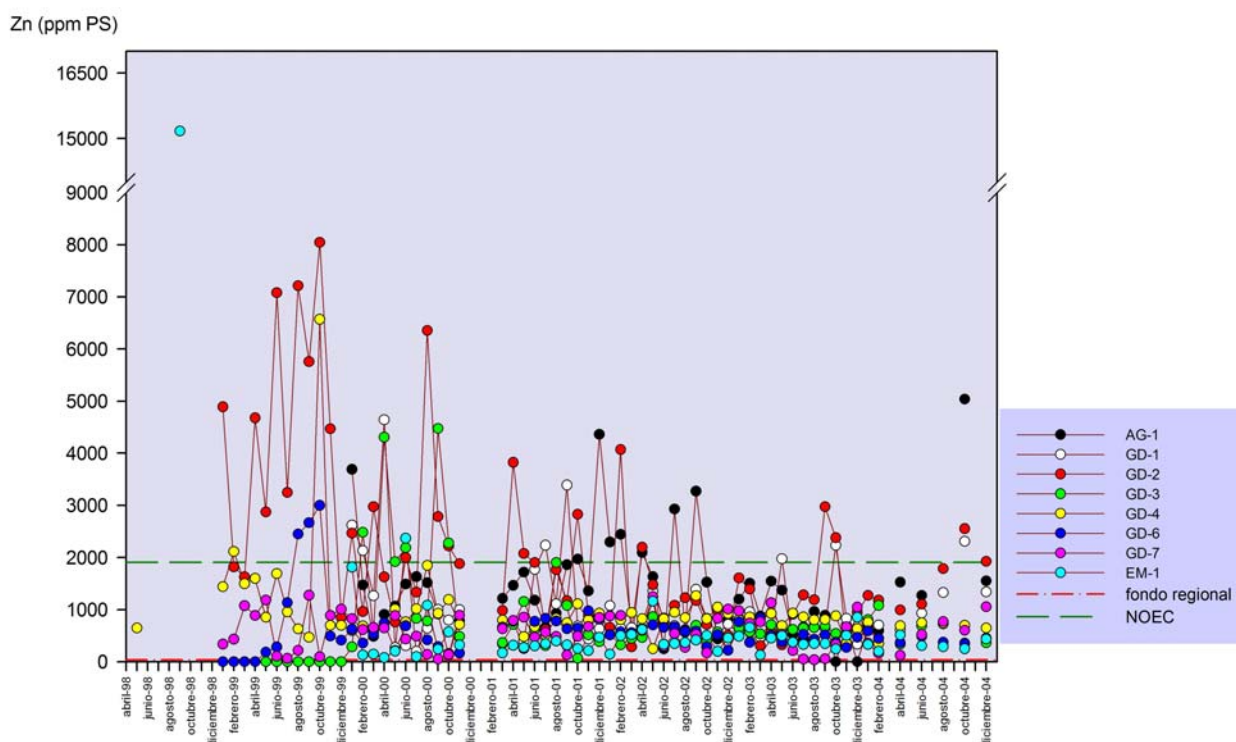


Figura 7. Evolución del Zn contenido en sedimentos fluviales para las ocho estaciones de seguimiento. (Fuente: OTCV).

Como reflejo del proceso de recuperación ambiental resulta de interés valorar las tendencias temporales de contenidos de As y algunos metales pesados desde 1998 hasta diciembre del 2004, buscando relaciones lineales con respecto al tiempo. El resultado de esta búsqueda es que salvo en el caso del metal Fe en la estación de seguimiento GD-4 y del Mn en la estación GD-1, en los que se observa una ligera tendencia al incremento de metales con respecto al tiempo, en el resto de las estaciones y para todos los demás elementos traza no se observa tendencia alguna o esta es claramente descendente.

VARIABLES ambientales como el pH o la concentración de oxígeno disuelto modifican de manera importante el comportamiento del As y de metales pesados como el Zn o el Cu en los sedimentos fluviales. En este sentido, el primero parece modular la cesión de As desde el sedimento al agua adyacente, de manera que a pH básicos parece producirse transferencia neta en el sentido sedimento → agua. Dicha cesión no parece darse en el caso de metales pesados como Cu, Zn, Fe o Mn. Por su parte, el parámetro de calidad del agua *oxígeno disuelto* parece modular la cesión de As, Cu, Zn, Fe y Mn del sedimento al agua, de manera que en condiciones de baja presencia

de oxígeno (anoxia) el sedimento pasa de ser sumidero a ser fuente emisora de estos elementos traza.

Debido al complejo comportamiento que los metales pesados y metaloides como el As tienen en los medios naturales, parece conveniente mantener el seguimiento de la calidad ambiental para poder, así, establecer un síndrome de comportamiento a medio plazo.

B) EVOLUCION DE LOS PARAMETROS DE SEGUIMIENTO DE LOS SERES VIVOS



Por lo que concierne al seguimiento de los efectos del vertido en los seres vivos se han de considerar dos cuestiones diferentes que se han estudiado durante este tiempo y se seguirán analizando: por una parte, sus posibles efectos a nivel de los individuos y, por otra, el efecto inducido por el deterioro del medio

físico a nivel de poblaciones, en cuanto a diversidad de especies y el tamaño de dichas poblaciones.

B.1.- Plantas

La restauración ecológica de la vega del Guadiamar, tras el accidente minero de Aznalcóllar de 1998, ha supuesto la realización de distintas medidas de limpieza y remediación de los terrenos afectados, incluyendo la retirada de los lodos y la aplicación de enmiendas calizas y orgánicas, como ya se ha apuntado con anterioridad. A continuación se procedió a la **revegetación** con especies autóctonas de bosque mediterráneo (principalmente encina, acebuche y algarrobo) y de bosque de ribera (álamo blanco y sauce).

En general, las especies implantadas en la ribera presentan una alta supervivencia y un rápido crecimiento. Por ejemplo, el tronco del álamo aumenta como promedio 1.5 mm² por unidad de área basal y año, y su altura creció una media de 1.5 m entre 2003 y 2004 (ver figura 8). Las especies de monte mediterráneo (acebuche, algarrobo y encina), de crecimiento más lento, presentaron cierta mortalidad, concentrada en algunos puntos de reciente plantación, donde además se observaron menores tasas de crecimiento, posiblemente debido a condiciones adversas del medio físico. Estos puntos son los más cercanos a la mina, muy afectados por las labores de limpieza de los lodos, en los que se retiró la capa superficial de los suelos, capa que es fundamental para la fertilidad y retención de agua en el sustrato. Según los resultados preliminares no parece existir relación entre las concentraciones de elementos traza de los suelos y la supervivencia y crecimiento de las plantas reforestadas, por lo que

otros factores como la humedad y la disponibilidad de nutrientes del suelo deben estar condicionando en algunos puntos el desarrollo de la vegetación implantada.

Del seguimiento de las concentraciones de elementos traza (potencialmente tóxicos) en las hojas de las plantas reforestadas se deduce que apenas están siendo afectadas por la presencia de dichos elementos en los suelos del Corredor Verde; así, los niveles encontrados en la mayoría de las plantas reforestadas se sitúan en los intervalos considerados normales en especies vegetales. Como ejemplo, se muestran los valores de arsénico, cadmio, plomo y cinc (ver tabla 4); también se han obtenido resultados similares para metales como cobre, hierro, manganeso y talio. La excepción es el caso de las salicáceas (álamo y sauce) que presentaron valores altos de cadmio y cinc, característica típica de esta familia de plantas acumuladoras de determinados metales pesados. Precisamente, las concentraciones de cadmio y cinc en las hojas del álamo están muy correlacionadas con las concentraciones en los suelos, de manera que se ha demostrado la utilidad de este árbol como bioindicador de estos dos elementos.

Por otra parte, se han analizado algunas especies espontáneas, como cierto tipo de jaramago (*Hirschfeldia incana*), que son acumuladoras de talio en sus flores, y se están estudiando con más detalles. A pesar de esto y de forma general, se puede concluir que los niveles de elementos traza en las plantas reforestadas del *Corredor Verde del Guadiamar* son relativamente bajos.

Elemento	Normal	Acebuché	Algarrobo	Adelfa	Encina	Álamo	Sauce	Taraje
As	0,01-1	0,43	0,27	0,20	0,61	0,27	0,23	0,28
Cd	0,1-1	0,32	0,12	0,22	0,44	1,15	5,80	0,82
Pb	2-5	1,10	0,90	0,12	4,10	0,51	0,30	0,31
Zn	15-150	83	80	73	85	217	343	96

Tabla 4 . Valores de los principales elementos traza del vertido en hojas de las plantas empleadas en las reforestaciones del Corredor Verde del Guadiamar, expresados en miligramos de elemento por kg de materia seca. Se comparan con los intervalos **normales** en las plantas que crecen en suelos no contaminados.

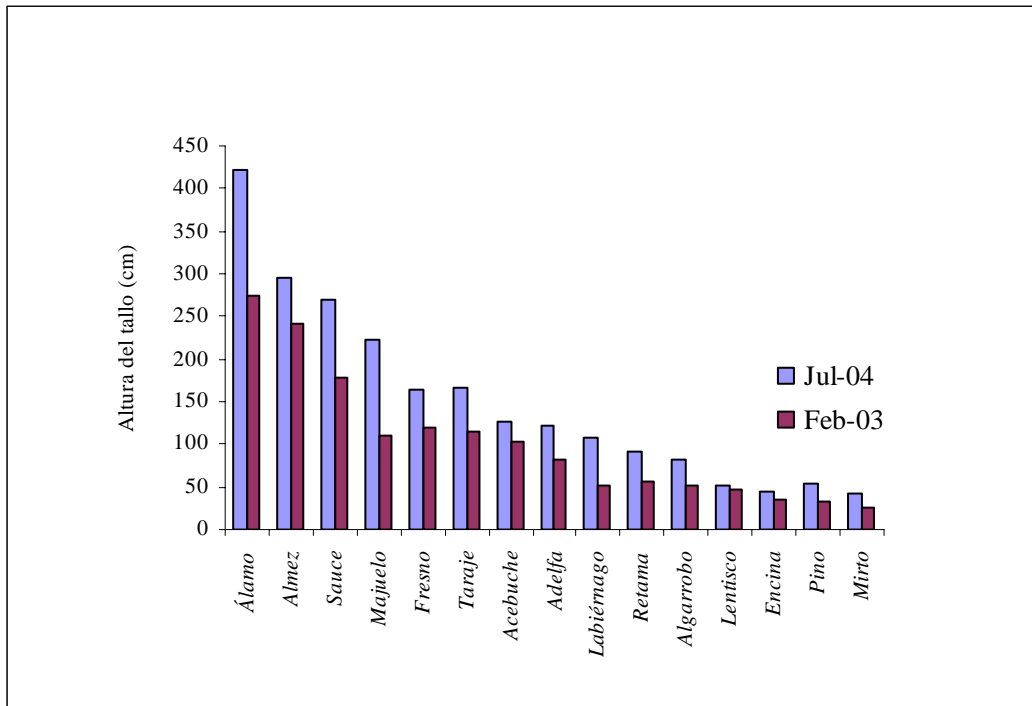


Figura 8. Crecimiento en altura de las especies empleadas en las reforestaciones del Corredor Verde, entre los años 2003 y 2004. (Fuente: Murillo et al).

B.2.- Actividad biológica del suelo. Nematodos

La visión tradicional del suelo, desarrollada en el ámbito de las Ciencias de la Tierra y de la Agronomía, que considera a éste como una mera entidad fisico-química que actúa como soporte de la vegetación, como sitio donde tienen lugar procesos de meteorización, lavado-acumulación y neoformación de minerales, y como suministrador de nutrientes para los cultivos; ha experimentado en las últimas décadas un cambio profundo. En la actualidad, y de la mano de principios procedentes de las Ciencias Ecológicas y de nuevos métodos para el estudio “in situ” del “metabolismo” edáfico, se está abriendo paso una nueva percepción del suelo como ente vivo, cuyo papel (es decir, funcionalidad) como “sala de máquinas” de los ecosistemas terrestres depende, no únicamente de las propiedades de su matriz fisico-química, sino, muy especialmente, de la intrincada trama de interacciones entre dicha matriz y una gran diversidad de comunidades biológicas que abarcan desde microorganismos y micro-meso-fauna, hasta las raíces de plantas superiores. Paralelamente, el uso casi exclusivo de criterios e indicadores fisicoquímicos y/o morfológicos (desarrollo del perfil) para evaluar la “calidad” del suelo, se ha complementado con el concepto de “salud” del suelo. Bajo esta perspectiva, se consideran como criterios de evaluación, además de los anteriores, también el grado de integridad y diversidad de las comunidades biológicas del suelo, y de las tasas de actividades y funciones ecológicas

que aquéllas desempeñan, especialmente las que se relacionan con el reciclado de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica.

Esta aproximación novedosa para la evaluación de la salud del suelo fue implementada en el Corredor Verde por la C.M.A. para analizar los efectos iniciales del vertido de lodos piriticos de las minas de Aznalcollar, y efectuar el seguimiento posterior del éxito logrado por las labores de limpieza y restauración. Se efectuaron muestreos secuenciales en el periodo 2000-2004 en más de 20 parcelas repartidas por toda la cuenca. En dichas parcelas se analizaron dos grupos de variables: un grupo de 17 variables fisico-químicas estándares (pH, textura, materia orgánica, disponibilidad de nutrientes y metales pesados, etc); y otro grupo de 9 variables, específicamente relacionadas con la actividad de microorganismos y enzimas en el ciclo de los nutrientes del suelo, que son indicativas de su grado de funcionalidad ecológica.

En el año 2000, las tareas previas de restauración, incluyendo la retirada de lodos y adición de enmendantes al suelo, habían conseguido un notable éxito en la recuperación de la calidad fisico-química del suelo (Tabla). En promedio para el conjunto de la cuenca, el valor de este tipo de indicadores ya se situaba en cifras parecidas a las que se encontraban en parcelas no afectadas por el vertido y con suelos comparables (102% de éxito de la restauración). No obstante, existían un gradiente de porcentaje de éxito de la restauración físico-química dependiente de la distancia al foco del vertido. Así, desde valores de sólo un 40% en el tramo alto de la cuenca, donde la limpieza la efectuó la empresa Boliden-Apirsa, se pasaba a cifras que excedían el 100% en los tramos bajos, donde el impacto fue menor y las tareas de limpieza fueron efectuadas por la Junta de Andalucía.

Sin embargo, en el mismo año 2000 y en términos de recuperación de la "salud o funcionalidad ecológica" de los suelos, el grado de éxito de las tareas de restauración para el conjunto de la cuenca era todavía escaso (26 – 47%), además de reproducirse el gradiente, ya comentado para propiedades fisico-químicas, en función de la distancia al foco del vertido (menos de un 10-20 % de éxito en la restauración de la funcionalidad ecológica de los suelos en los tramos altos, y cifras que se acercaban al 50% en los tramos bajos).

A pesar de este punto de partida desfavorable en cuanto a la salud de los suelos, la evolución experimentada durante el periodo 2001-2004 ha sido muy positiva (Figura 9). La continuación de las tareas de restauración de los suelos y de reforestación, y la

regeneración espontánea de la vegetación y usos del suelo, que han tenido lugar durante este periodo, han determinado que el valor del indicador globalizado de funcionalidad de los suelos en el año 2004 para el conjunto de la cuenca afectada ya no sea significativamente distinto del que se encontró en suelos comparables que no fueron afectados por el vertido (se ha pasado desde un valor de éxito de la restauración inferior al 50% en el año 2000, a un valor del 85% -indistinguible estadísticamente del 100%- en el año 2004). Asimismo, aunque persiste el gradiente de peor funcionalidad de los suelos hacia los tramos altos de la cuenca, éste se está atenuando progresivamente. Así, mientras que la funcionalidad de los suelos en el tramo alto era de sólo un 31 % respecto al existente en el tramo bajo de la cuenca en el año 2000, dicha diferencia se había reducido ya al 52% el año 2004.

En definitiva, el seguimiento efectuado de los cambios experimentados en la funcionalidad ecológica de los suelos del *Corredor Verde del Guadiamar* en el periodo 2000-2004, ha permitido comprobar una evolución muy positiva, incluso más optimista que la que se podía prever a partir de los datos desfavorables que en este sentido se encontraron en el año 2000.

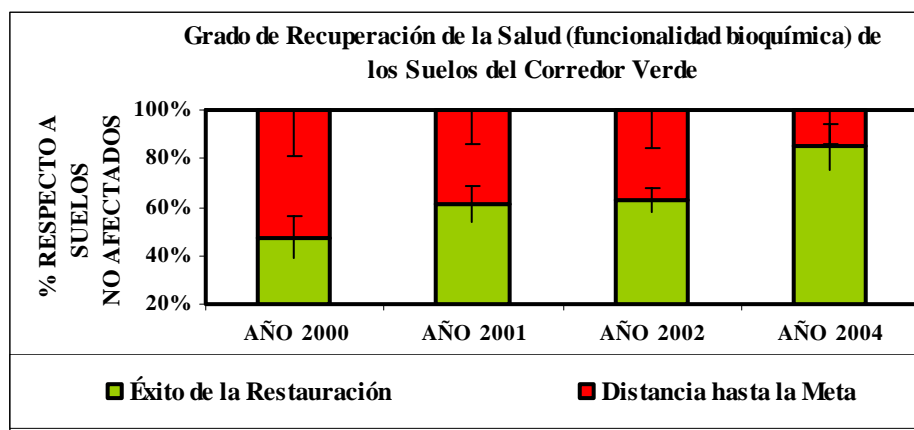


FIGURA 9 .- Éxito de la restauración sobre cambios en la “salud” o funcionalidad bioquímica de los suelos de la cuenca del Guadiamar durante el periodo 2000-2004 (muestreo otoñal). Se muestra el valor de un **indicador globalizado** (media geométrica de la actividad de enzimas del suelo relacionadas con los ciclos de los nutrientes y descomposición de la materia orgánica), expresado en una escala porcentual relativa que considera como 100% (ó meta de la restauración) el grado de funcionalidad biogeoquímica existente en cada momento en parcelas no afectadas por el vertido y con suelos comparables a los de parcelas de seguimiento en restauración. (Fuente: Carreira et al.)

Nematodos

Los nematodos constituyen un grupo de animales invertebrados que presentan una elevada abundancia y diversidad tanto en los suelos de los ecosistemas terrestres como en los sedimentos de medios acuáticos. La caracterización de la comunidad



nematológica edáfica, principalmente su estructura trófica y su biodiversidad, viene siendo utilizada desde hace poco más de una década como indicador de la calidad o 'salud' del suelo. Durante los cinco últimos años (2000-2004), se ha llevado a cabo un estudio de la nematofauna en la cuenca del río Guadiamar, con especial énfasis en el seguimiento del proceso de recolonización del área afectada por el vertido tóxico, esto es, el espacio ocupado por el *Corredor Verde del Guadiamar*.

FIGURA 10. *Clarkus papillatus*, especie de monónquido que está presente sólo cuando el grado de desarrollo de la red trófica del suelo alcanza los niveles superiores.

Biodiversidad nematológica.- En el conjunto de todas las muestras de la cuenca del río Guadiamar, incluidas las de pequeños bosquetes del entorno próximo y parcelas situadas en el interior de la zona afectada se han identificado hasta el momento 145 especies diferentes de nematodos, hecho que manifiesta una elevada diversidad, comparable a la de áreas naturales de tamaño similar. No obstante, la diversidad hallada en el *Corredor Verde del Guadiamar* es significativamente menor: 58 especies hasta el momento.

Valor indicador de los nematodos en los procesos de recuperación del área afectada.- Algunas de las especies halladas son de distribución amplia por toda la cuenca, aunque en otras ocasiones su presencia ha resultado ser indicadora de procesos de recuperación, obteniéndose valores elevados de frecuencia en aquellas localidades o áreas que manifestaron y/o manifiestan síntomas de ello. Destacan en este sentido algunas especies que evolucionaron desde una ausencia total al comienzo del estudio hasta unos valores de presencia aceptables en los últimos años (Tabla). No obstante, alguna de ellas, como *Mononchus aquaticus*, es bien conocida como especie indicadora de polución en las cuencas fluviales y, aunque no se detectó al comienzo del estudio, es de resaltar su aparición en el segundo año de su

realización, lo que puede estar indicando la incidencia de vertidos químicos y orgánicos que se vienen produciendo incluso actualmente.

El efecto del accidente minero sobre la nematofauna.- Los datos correspondientes al año 2000 (véase figura 11), el primero estudiado, son muy ilustrativos en lo que se refiere a las consecuencias del vertido tóxico: menos de 30 especies recogidas en 21 muestras de suelo, con una riqueza específica media muy baja, 2.5 especies/muestra en primavera y 3.4 en otoño.

Se ha podido detectar un patrón espacial de la distribución de la nematofauna en el área del *Corredor Verde del Guadiamar*: un gradiente norte-sur de diversidad creciente.

En la Tabla 4 se presentan los datos agregados de diversidad y riqueza específica de las muestras recolectadas en diferentes épocas. Puede observarse una recuperación muy significativa de ambos parámetros desde la primavera de 2000 hasta la de 2003, momento en que se alcanzan los valores más altos, con un incremento neto de 30 especies (a un ritmo de 10 especies/año), y 5.8 especies/muestra. No obstante, a partir de este momento, los valores descienden ligeramente, aunque en ningún caso a los índices de los primeros años. Ha ocurrido, pues, una recuperación inicial muy rápida, pero una vez alcanzado un cierto umbral de riqueza y biodiversidad, parece que el proceso se ha ralentizado e incluso detenido en el momento presente.

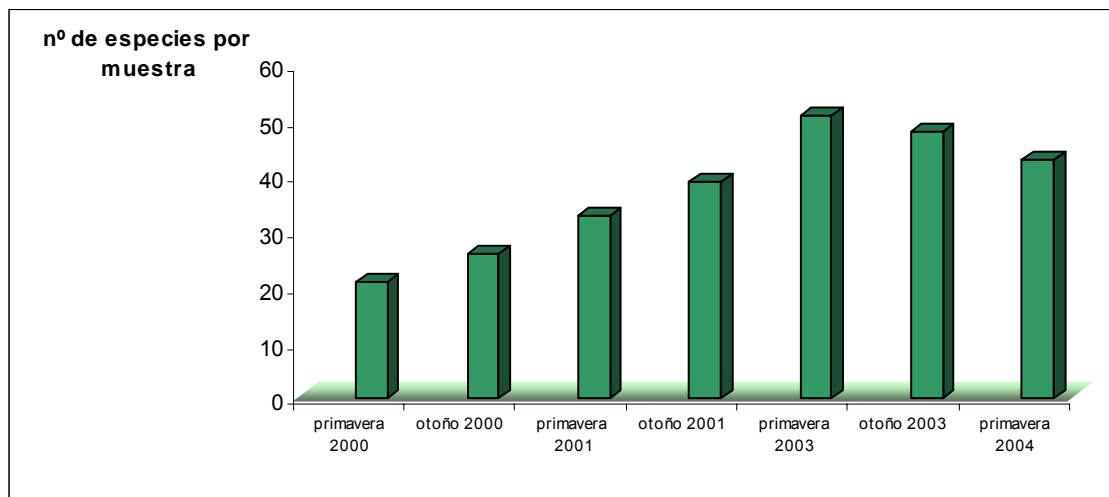


FIGURA 11 .- Evolución temporal de la diversidad (nº total de especies) de nematodos en la zona afectada por el vertido tóxico de la cuenca del río Guadiamar, estimada a partir del análisis de 21 muestras de suelo en cada época. (Fuente: Reyes y Peña, et al) .

B.3.- Plancton y Perifiton

El esquema de comportamiento del río Guadiamar se mantiene en líneas generales similar a la de años anteriores.

El tramo del río Guadiamar 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 y, en general, una alta diversidad de las comunidades estudiadas.

El tramo más cercano a la mina, entre la balsa y la estación de aforo del El Guijo, tiene un pH muy bajo y sufre un incremento de la salinidad como consecuencia de la acumulación de ión sulfato procedente de la oxidación bacteriana de los sulfuros. La comunidad de algas está muy disminuida, tanto en biomasa como en diversidad. Sólo aquellas especies resistentes tanto a la acidez como a concentraciones relativamente altas de metales son capaces de prosperar.

Entre El Guijo y Aznalcázar aumenta la calidad por neutralización del agua, bien por entrada de afluentes más normales, bien por la actividad de los organismos fotosintéticos. Aumenta la diversidad y la biomasa, pero no se recuperan completamente las comunidades.

Entre Aznalcázar y el Puente de los Vaqueros se observa el efecto de los vertidos de los pueblos, más o menos depurados, por lo que, aunque el agua es neutra o ligeramente alcalina, la diversidad de algas disminuye y, la composición de la comunidad está dominada por especies indicadoras de contaminación orgánica y/o de eutrofización.

El último tramo muestra una cierta autodepuración, pero está muy eutrofizado por los nutrientes liberados en la degradación de la materia orgánica, por lo que el fitoplancton tiene un masivo desarrollo (sobre todo en verano), limitando el crecimiento del perifiton.

Este esquema de diferenciación en zonas distintas del río, es similar al de años anteriores, pero las intensas lluvias del invierno y la primavera y, posiblemente, el funcionamiento de las depuradoras, ha determinado que, en general, la calidad del agua ha mejorado. Sólo es una excepción la zona del Puente de los Vaqueros en Entremuros. La desviación del colector de los vertidos de Pilas ha determinado que

este punto haya tenido una calidad interior a la de otros años. Aún es pronto para determinar la efectividad de las depuradoras de aguas residuales instaladas en la zona, pero los datos de que se dispone indican que no debe ser muy buena.

Las comunidades de fitoplancton y perifiton responden a esta distinta calidad del agua, variando tanto su composición como su densidad. En la figura 12 se representa la biomasa del perifiton de algunos puntos estimada por la concentración de clorofila (en primavera de 2004).

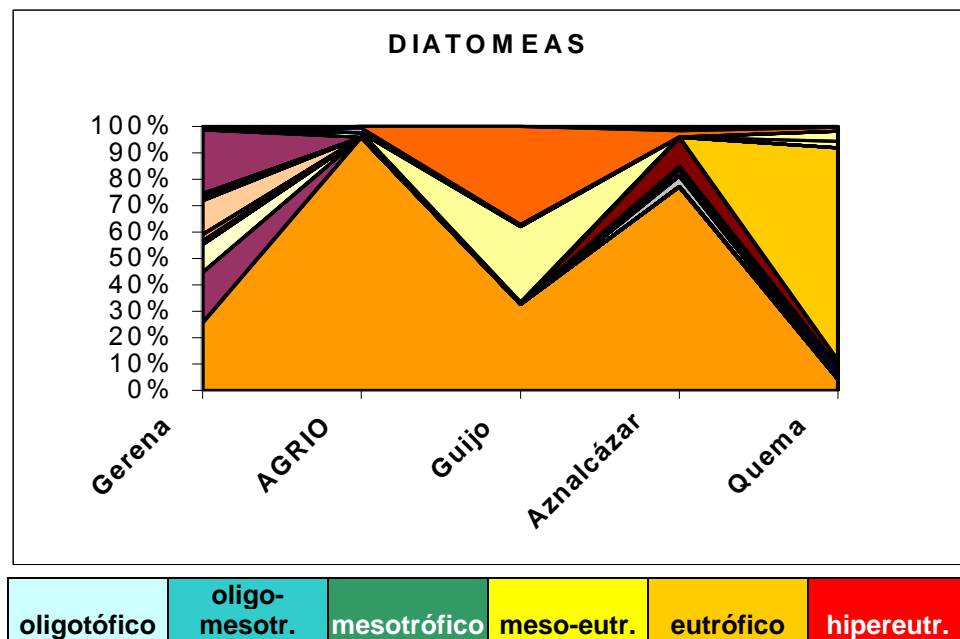


Figura12. Calificación, según la concentración de clorofila en el perifiton, del grado de eutrofia de algunos puntos del Guadiamar en la primavera de 2004

El efecto de la mina se traduce, en el caso de las algas en la desaparición de especies dominantes en Gerena y el desarrollo, a veces muy importante, de especies básicamente adaptadas a la acidez. Aunque en ensayos de laboratorio se ha visto que también los metales determinan la desaparición de especies sensibles y el aumento de especies que tienen mecanismos de resistencia (básicamente la capacidad de producir mucílagos que actúan de barrera), esto no se ha reflejado claramente en las muestras de campo, donde parece que el factor más importante es la acidez, aunque no se pueda descartar algún efecto de los metales. No obstante, experimentos realizados en laboratorio cambiando el pH del agua, también presentan comunidades algo diferentes de las del campo. Algunas de las especies que se desarrollan en las zonas afectadas del río no parecen en los experimentos, la causa probable es que en el perifiton de Gerena no están los gérmenes adecuados.

La contaminación orgánica también se traduce en un cambio en la composición de la comunidad. Pero, en este caso, las especies dominantes son aquellas indicadoras de un alto nivel de eutrofia determinado por la abundancia de nutrientes que son resultado de la descomposición de la materia orgánica.

Se observa una clara diferencia entre los periodos de avenida y estiaje, determinada por que durante el periodo de avenidas predomina el agua procedente del Guadiamar, mientras que en el periodo de estiaje domina el Agrio.

Por esta razón sugerimos que los desembalses del Agrio y del agua depurada debieran incrementarse en los periodos de avenida, cuando las aguas mineras se diluyen con las del Guadiamar, procurando que durante el periodo de estiaje, el agua que circule por el Agrio sea la menor posible.

En conclusión, aunque se ha registrado una mejoría general en el río, esta es parcial. El tramo comprendido entre la mina y El Guijo mantiene una calidad mala, manteniéndose los pH bajos y con un contenido en metales significativamente superior a las zonas no afectadas. Es muy posible que esta situación tenga remedio a corto plazo, porque, aunque se ha sellado la balsa, los terrenos que ocupaba la mina, así como las escombreras siguen produciendo aguas ácidas con metales.

En el tramo comprendido entre Aznalcázar y Entremuros no se observan ya efectos ligados a la contaminación minera, pero, aunque ha disminuido, sigue presentándose contaminación minera. Además los últimos años han sido bastante lluviosos, por lo que la mejoría puede deberse al aumento del caudal.

B.4.- Macroinvertebrados del río. Odonatos

Después del vertido minero, las comunidades de macroinvertebrados del río Guadiamar empezaron de nuevo a colonizar el medio. Durante los dos primeros años alcanzaron ciertos niveles de biodiversidad, pero quedaron estancadas lejos de los niveles de los puntos de control, no afectados por el vertido minero ni por otros tipos



de contaminación o alteraciones diversas. A medianos del año 2000 empezaron a producirse nuevos acontecimientos que marcaron un ligero cambio en el río (la retirada de las trampas de sedimento, la relimpieza del cauce, y la aparición de las primeras lluvias de entidad desde 1998). Durante todo este tiempo se ha trabajado, con más o menos éxito, para poner remedio a estas fuentes de perturbación.

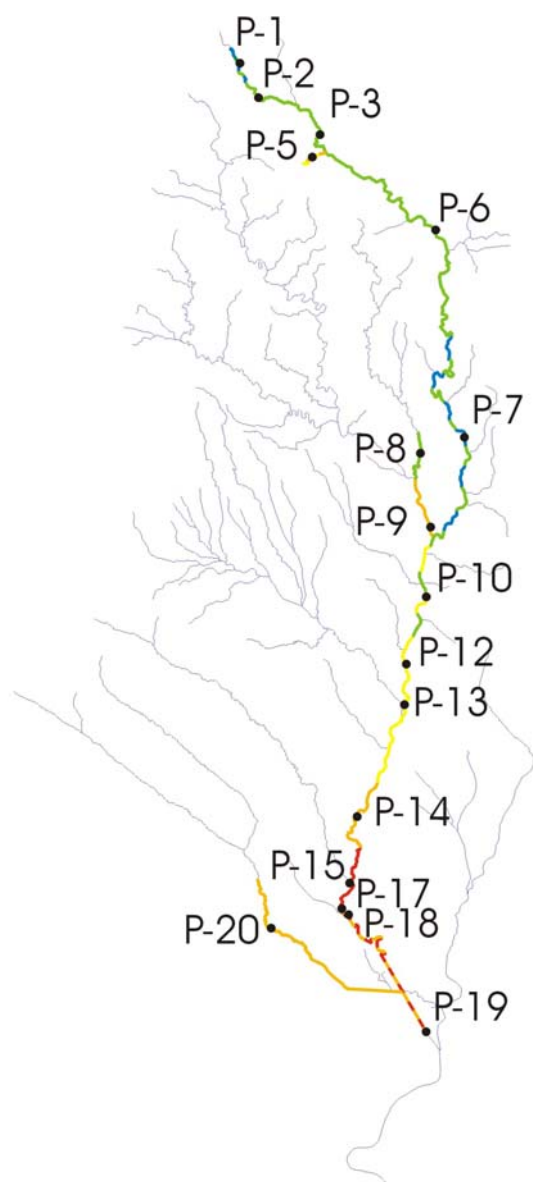
Figura 13.- Larva de tricóptero del género *Hydropsyche* (autora: M.I. Rubio).

La calidad de las aguas del río Guadiamar fue determinada mediante el cálculo de cuatro índices bióticos basados en macroinvertebrados acuáticos para cada una de las estaciones de muestreo seleccionadas. Durante mayo de 2004 se muestrearon cinco puntos del eje principal, que volvieron a ser visitados en noviembre del mismo año, esta vez junto con otras trece localidades repartidas por toda la cuenca. Los índices bióticos calculados para cada una de las muestras han sido IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party), ajustado para la península ibérica.

Con las extracciones de muestras llevadas a cabo a lo largo del año 2004 se han recolectado un total de 3.476 ejemplares, que pertenecieron a 62 familias. Durante la campaña realizada en mayo, destacó por su frecuencia y abundancia *Baetidae*, presente en todos los puntos visitados y representada en las muestras por un total de 190 ejemplares. En el muestreo de noviembre, la familia mejor representada tanto por su abundancia como por su frecuencia fue *Chironomidae*, encontrada en 15 de los 18 puntos de muestreo y contabilizando un total de 534 ejemplares.

Los valores de los índices bióticos IBMWP obtenidos en puntos del eje principal de la cuenca localizados aguas arriba de la confluencia del río Agrio son más elevados que los registrados en los puntos situados aguas abajo. En los primeros, la mayoría de los

valores medidos del índice IBMWP son próximos o superiores a 90. A partir de la desembocadura del Agrio, los valores calculados se sitúan en torno a 50 en otoño y por encima de 80 en primavera, y alrededor de 4 para el segundo de dichos índices. Tras recibir al arroyo Alcarayón los valores medidos en el eje principal son muy bajos: inferiores a 30 (IBMWP).



El punto analizado más cercano a la balsa minera, el localizado en el río Agrio a la altura del cortijo Crispín, obtiene como valoración de su calidad “agua contaminada”, al alcanzar sólo un valor de 29 en el IBMWP. La calidad biológica en el río Guadiamar a la altura del Aforador de C.H.G., tras la confluencia del Agrio, disminuye nítidamente respecto a la obtenida en Gerena. Como ya se ha indicado, la pérdida de calidad resulta drástica poco después de Aznalcázar, con la entrada de las aguas del Alcarayón.

La figura 14 muestra un mapa de calidad según el índice biótico IBMWP para fecha de noviembre del 2004.

Figura 14 - Mapa de calidad según el índice biótico IBMWP en noviembre de 2004. El código de colores es el siguiente: azul-calidad buena, verde-aceptable, amarillo-dudosa, naranja-crítica y rojo-muy crítica. (Fuente: Ferreras et al).

Por el enorme interés que el grupo de los *odonatos* (libélulas) posee en valoraciones sobre calidad ambiental de los cursos de agua se hace un análisis en mayor detalle sobre ellos. La fauna de *odonatos* que existe en la cuenca del río Guadiamar ha sido estudiada a lo largo del periodo comprendido entre los años 2000 y 2004, ambos inclusive. Fueron visitadas un total de 26 localidades. Estudios realizados durante las décadas de los setenta y ochenta en la zona recogen la existencia de 17 especies en dicha cuenca, cifra que estudios más

recientes llega a incrementar hasta las 28 especies. En los últimos análisis se han observado un total de 19 especies en las localidades afectadas por el vertido minero, nueve de las cuales son de la familia *Libellulidae*.

Los resultados obtenidos durante el año 2004, junto con los estudios de 2000 y 2001, confirman que gran parte de la cuenca del río Guadiamar se encuentra alterada, con independencia del vertido minero ocurrido en 1998. La causa de esta alteración es la existencia de intensas actividades ganaderas y agrícolas, el resultado de esto es la ausencia de poblaciones de especies de odonatos característicos de los ríos de Sierra Morena.

Los resultados más significativos encontrados en las localidades situadas por encima del vertido (tramo alto del río) son la presencia continuada de especies autóctonas y propias de cursos fluviales andaluces en sus tramos medio-alto, lo que indica un cierto grado de calidad en esta parte de la cuenca.

El establecimiento de poblaciones especies ibéricas del género *Platycnemis* tras su desaparición en la zona, presumiblemente consecuencia del vertido, manifiesta claramente una evolución favorable del río en la zona afectada. En Sanlúcar la Mayor fue observada exclusivamente *P. acutipennis* en el año 2000, y desde el año siguiente también *P. latipes*. Más significativo resulta aún el hecho de que mientras en 2000 y 2001 ninguna de estas dos especies estaban presentes en el tramo correspondiente a Aznalcázar (Jardín Botánico de Buitrago), ambas fueron registradas en las visitas efectuadas durante la primavera y el verano de 2004; el considerable número de individuos detectados y el que se reproduzcan, ponen de manifiesto el buen estado de las poblaciones recientemente establecidas en este lugar.



Figura 15 Tandem de *Platycnemis accutipennis*
(autor : F.J. Cano)

Otra especie interesante para el seguimiento de la evolución del tramo afectado es *Cercion lindenii*. Es común en la parte del río que discurre aguas arriba de la desembocadura del Agrio. Hasta ahora sólo ha sido observada en el tramo del Guadiamar cercano a la localidad de Sanlúcar la Mayor: muy escaso en 2000, relativamente abundante en 2001, y de nuevo muy escaso en 2004. Aunque no ha sido observado en Aznalcázar (Jardín Botánico de Buitrago), a finales de los setenta esta especie criaba en este tramo del Guadiamar, al igual que *Gomphus pulchellus* y *Platycnemis*. En consecuencia, estas cuatro especies pueden ser utilizadas como “especies focales”, ya que constituyen un buen referente para evaluar el grado de recuperación de la parte del río afectada por el vertido.

B.5.- Invertebrados del suelo. Coleópteros.

Los coleópteros edáficos intervienen de modo decisivo en los procesos biológicos del suelo, de ahí su inclusión entre los Grupos a estudiar en el Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (PICOVER, 1999-2002). Entre las conclusiones de



esta primera investigación se podía resaltar:

1. *Pobreza faunística y simplicidad estructural de las comunidades de coleópteros edáficos en la zona afectada, más acusadas en razón directa a la proximidad del vertido.*
2. *Mayor afectación, como cabría esperar, de los grupos estrictamente rupícolas (que viven en medios rocosos), salvo algunos géneros, como *Asaphidion* o *Metallina*, que mantienen buena representación incluso en las parcelas control donde no se retiraron los lodos.*
3. *Dominio en la cuenca de ciertas especies generalistas, como *Pseudophonus rufipes*, *Harpalus subsinuatus*, *Poecilus kugelanni* o *Paranchus albipes*, que constituyen agentes potenciales de colonización.*

Dado que los trabajos de campo correspondientes al PICOVER concluyeron a finales de 2001, antes de iniciar la segunda fase de la investigación (SECOVER) y para obtener una impresión general del cambio que ha experimentado la zona en el

intervalo 2002-04, se realizaron prospecciones estacionales con trampas distribuidas en los distintos tramos del cauce.

La valoración inicial de la fauna recolectada respecto a la inventariada en el PICOVER para las estaciones ubicadas en el área afectada permite destacar la presencia de nuevas especies de diversas familias. Entre las especies que se detectan en este momento destacan las del género *Carabus*. Son carábidos ápteros (sin alas) y de considerable tamaño, que se asocian a medios estables, lo que sugiere que el proceso de recolonización está vinculado a la regeneración de la zona. Otros carábidos encontrados son emblemáticos de los medios riparios y palustres de la península que, a la vista de los resultados, se halla bien establecido aguas arriba de la zona afectada, y actualmente de modo incipiente en el primer sector de la zona regenerada.

Parece evidente que se está produciendo una situación cambiante, con claros indicios de recolonización y en la que el incremento y el mantenimiento de la biodiversidad del *Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadiamar* dependerá en gran medida de las propuestas de actuaciones concretas, ejecutables a corto-medio plazo y cuyas resultados deberán ser integralmente valorados en fases posteriores del seguimiento.

B.6.- Cangrejo rojo americano



A pesar de los problemas ecológicos que suele provocar la introducción de una especie no autóctona como el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), hay que señalar que este crustáceo ha ocupado una función importante en la base de las redes tróficas como fuente de alimentación de numerosas

especies protegidas de aves y mamíferos que se han visto, de esta forma, sensiblemente beneficiadas. Es por todo ello, junto con su importancia socioeconómica y sus características propias como bioindicador, por lo que fue seleccionada para el programa de seguimiento.

Desde 1998 se han realizado 14 campañas de seguimiento de la abundancia de las poblaciones de cangrejo rojo (agosto 1998 - octubre 2004) de las cuáles en 11 también se midió el contenido en metales pesados.

Los elementos traza medidos en las 11 campañas de seguimiento de contaminantes fueron: cobre, cinc, plomo, cadmio y arsénico (ppm o µg/g de peso fresco). Normalmente el contenido de metales pesados se estimaba en la totalidad del organismo, aunque en las prospecciones de 1998 se diferenciaba también entre músculo y hepatopáncreas, dado que el primero constituye la parte comestible del cangrejo y el segundo (no comestible) es el órgano en el que se suelen acumular los tóxicos.

Evolución abundancias de las poblaciones de cangrejo

Las abundancias en las 7 estaciones de la fase intensiva de muestreo han resultado muy bajas a lo largo de todo el estudio. Entre 1999 y 2000 los valores encontrados apenas superaron 1 cangrejo/trampa/día. Las máximas capturas se obtuvieron en abril de 2001, con casi 6 cangrejos por nasa y por día. La estación del Corredor Verde con mayores abundancias de cangrejo rojo fue el Puente de los Vaqueros, localizada en Entremuros.

Estos resultados apuntan a que aunque no se poseen datos anteriores al vertido sobre la presencia de cangrejos en el río Guadiamar, el cangrejo probablemente nunca haya sido muy abundante allí, dadas las características propias del hábitat, poco adecuado para el establecimiento de poblaciones densas de esta especie. El impacto generado por el vertido tóxico y las posteriores labores de limpieza pueden explicar la ausencia casi total de ejemplares de cangrejo en la zona durante el periodo 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 Guadiamar.*** Las menores abundancias se han detectado en el tramo alto del río, donde es posible que la litología de la cuenca no favorezca el desarrollo de poblaciones densas de esta especie. La evolución de las poblaciones en las estaciones de Entremuros es, no obstante, constante, siendo más abundantes en su parte alta (Puente de los Vaqueros), decreciendo a medida que aumenta la influencia mareal y la salinidad de las aguas. Los arroyos del Guadiamar parecen ser focos importantes para la recolonización del cauce del río.

Evolución del contenido en metales en los tejidos de cangrejo

La relación general entre las concentraciones de metales pesados y arsénico a lo largo del periodo de estudio (1998-2002) resultó ser: $Zn \geq Cu > Pb > As > Cd$, tanto para la totalidad del animal como para el músculo abdominal y el hepatopáncreas. Las concentraciones de los distintos metales medidos variaron de diferente forma según la utilización que del elemento químico haga el animal. Así, elementos como el cinc o el cobre se encuentran en mayores concentraciones en los tejidos, al formar parte de manera natural de los pigmentos respiratorios de los cangrejos, por lo que su concentración es regulada por el propio animal.

Desde la primavera de 1999 hasta la primavera de 2002¹ **se ha observado un notable descenso en los niveles de elementos traza en cangrejos de la zona afectada**, especialmente en los niveles de plomo, arsénico y zinc. Este descenso se relaciona probablemente con las labores de limpieza e inmovilización de contaminantes llevadas a cabo en el *Corredor Verde del Guadiamar*. La disminución no ha sido tan clara en el caso del cobre y el cadmio, que muestran un comportamiento mucho más errático.

A pesar de esta tendencia, los cangrejos de la zona de aguas abajo de la mina de Aznalcóllar siguen presentando niveles elevados de contaminación, en algunos casos hasta 100 veces por encima de las concentraciones medidas en cangrejos de referencia. Las estaciones que **aún mantienen elevados niveles de estos elementos son las situadas en el tramo de río comprendido entre aguas debajo de la mina y antes de la zona de Entremuros**. En estas estaciones, los niveles de cadmio, plomo y arsénico, aunque muestran una gran variabilidad, descienden según el gradiente marcado por el sentido de la corriente aguas abajo del Guadiamar, excepto para la estación de seguimiento localizada en el Vado del Quema, en la que aparecen valores superiores a todas las demás. Este hecho hace pensar que dichos valores puedan detectarse por la remoción de los sedimentos derivada de las tareas de limpieza y restauración del cauce y/o a otros aportes que siguen existiendo y que son ajenos al vertido tóxico (industrias olivareras, efluentes urbanos, etc).

En la zona de Entremuros los valores de metales pesados en cangrejo se han normalizado bastante, aunque en la mayoría de los casos siguen estando por encima de los valores medidos en cangrejos de referencia. Este hecho, unido a la

¹ los cangrejos de la última campaña todavía no se han analizado

contaminación presente en poblaciones situadas aguas arriba, hace desaconsejable el levantamiento de la veda de pesca para esta especie en la zona de Entremuros.

Por todo lo expuesto, si se tienen en cuenta los resultados de la evolución de las poblaciones y acumulación de metales en cangrejo rojo en la cuenca del Guadiamar, parece evidente que esta especie está sobreponiéndose de una situación crítica en la que prácticamente desapareció del cauce (verano 1998) en un plazo de tiempo relativamente corto (cuatro años). La interpretación de estos resultados, realizada a una escala ecosistémica, nos ofrece un escenario en el que el cangrejo rojo es un elemento clave al protagonizar numerosas relaciones tróficas, actuando tanto como depredador, como presa con otros componentes destacados del ecosistema fluvial y marismero.

B.7.- Anfibios

El objetivo principal del proyecto PICOVER, predecesor del SECOVER se basaba en conocer el efecto que los lodos tóxicos procedentes de la balsa minera de Aznalcóllar tuvieron sobre el medio. Dentro del subproyecto de anfibios se estudió el flujo de contaminantes entre el medio acuático y el terrestre (figura 16).

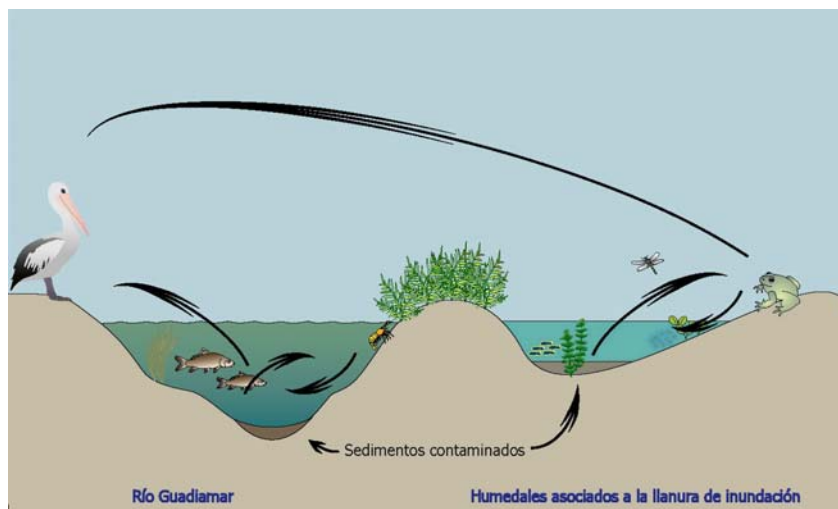


Figura 16. Esquema del flujo de contaminantes en el río Guadiamar entre elementos bióticos y abióticos. (Fuente: Reques et al.)

Se trabajó fundamentalmente con la rana común (*Rana perezii*) por ser la especie que mayor presencia tenía a lo largo de la zona de estudio debido a su gran tolerancia ante determinados grados de contaminación (figura 16). Esta especie es capaz de acumular, en su fase larvaria, gran cantidad de metales pesados llegando a alcanzar, en la zona más afectada por el vertido, los valores más altos de concentración que aparecen en la literatura.

Entre los resultados más destacados, se observó que esta especie puede ser una buena indicadora de la situación local de contaminación y se obtuvo un claro gradiente, en cuanto a la concentración de metales pesados encontrada en renacuajos, desde las zonas más afectadas hasta las más alejadas.

Por otro lado, debido a la capacidad filtradora de las larvas de anuros, la concentración de metales pesados encontrada en el tracto digestivo difería significativamente de la acumulada en el resto del cuerpo en las localidades de máxima contaminación. Uno de los resultados más novedosos se basó en el hecho de que el flujo de contaminantes del medio acuático al terrestre quedaba reducido al disminuir drásticamente el contenido de metales en los animales que salen a tierra.



Figura 17. Rana común (*Rana perezi*), especie objeto de estudio durante los primeros años desde el vertido de lodos tóxicos.

Paralelamente se realizaron experimentos de laboratorio para conocer cómo afectaban las aguas ácidas a aspectos relacionados con la supervivencia de renacuajos tanto en rana común como en ranita meridional, observando que una disminución del pH provocaba alteraciones graves en la capacidad de natación de los renacuajos.

Las poblaciones vinculadas a los tramos del río Guadiamar más afectados por la contaminación están recuperándose de manera progresiva y es especialmente notable la presencia de *Rana perezi* en áreas donde había desaparecido por completo, como en las inmediaciones de la confluencia con el río Agrio. Esta recuperación también se ha constatado en las poblaciones de gallipato (*Pleurodeles waltl*) en zonas próximas a la marisma aunque, en este caso, las consecuencias del vertido no fueron tan directas. También es de destacar la presencia de ranita meridional (*Hyla meridionalis*), una especie más sensible a diferentes tipos de contaminación, en algunas de estas zonas. Por otro lado, especies que se reproducían en los tramos superiores al vertido como el caso del sapo común (*Bufo bufo*) no se han visto alteradas de manera significativa.

En la cuenca del río Guadiamar han sido descritas 13 especies de anfibios de las cuales seis son endémicas de la Península Ibérica. Esto hace posible que el espacio del *Corredor Verde* tenga un gran potencial desde el punto de vista de la biodiversidad y justifica sobradamente la necesidad de actuaciones para recuperar sus poblaciones.

B.8.- Reptiles

Desde que comenzaron los muestreos sobre la comunidad de reptiles dentro del *Corredor Verde del Guadiamar* se han obtenido datos bastante significativos sobre la recolonización del medio a partir de las zonas que no estuvieron afectadas por los lodos. Tras el desastre de la balsa minera, las labores de limpieza y de mantenimiento de las plantaciones llevadas a cabo por maquinaria pesada dejaron sin refugios a la comunidad de reptiles, pues se retiraron unos 20 cm de suelo. Las especies más afectadas son las de hábitos sublapidícolas (que viven bajo las piedras) y subterráneos. Las únicas que se encuentran dentro del Corredor Verde son aquellas poco exigentes en cuanto a sus requerimientos de hábitat, y que encuentran refugios



en las cortezas de los troncos de los árboles (salamanquesa común) o en estructuras humanas como en los brocales de los pozos (lagartija ibérica) y dos especies ligadas al medio acuático (culebra viperina y galápago leproso). La explicación de esta pobreza en especies se debe a que estos animales son ectotérmicos, necesitan refugios (para poner sus puestas, para escapar a sus depredadores, ante temperaturas extremas, etc) para poder vivir. Si no hay refugios, no hay reptiles.

Figura 18. Culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*)

Gracias al *Atlas y libro rojo de anfibios y reptiles de España*, se pudo hacer una lista de especies potenciales que se encontraron en el Corredor Verde. Hay 18 especies potenciales, de las cuales sólo se encuentran en los primeros años 5 especies. Gracias a la propuesta de ubicar refugios en una zona experimental con un encinar adhesionado como área fuente, se ha podido comprobar que los refugios son claves para que los reptiles recolonicen este espacio protegido. Los refugios fueron instalados en el 2003, se tienen datos de unos 66 individuos de cinco especies, lo que demuestra que gracias a los refugios ha aumentado la biodiversidad dentro del *Corredor Verde del Guadiamar*, destacando las siguientes especies:

- Lagartija colilarga (*Psammmodromus algirus*)
- Lagarto ocelado (*Lacerta lepida*)
- Culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*)
- Culebra de herradura (*Coluber hippocrepis*)
- Culebra viperina (*Natrix maura*)

B.9.- Peces



Figura 19.- Larvas de boga (0,8x aumentos; LS= 6 mm) capturadas el 26/05/03 en la zona afectada (P15).

El vertido minero de Aznalcóllar afectó de manera muy especial a la comunidad piscícola del río Guadiamar con la total eliminación de la misma a lo largo del área afectada y de sus hábitats. A continuación se presenta brevemente el estado de esta comunidad faunística, transcurridos siete años desde el accidente.

Parece ser que el proceso de colonización encuentra graves limitaciones por la existencia de barreras físicas y químicas que fragmentan el continuo fluvial. El restablecimiento de la conectividad hidrológica a lo largo del gradiente longitudinal (dentro del cauce principal) y lateral (entre el cauce principal y los tributarios) conllevaría un incremento del libre movimiento de los peces que facilitaría la mejora de las poblaciones.

Si bien se ha mejorado notablemente la calidad del agua del Guadiamar, ésta aún no es suficiente debido fundamentalmente al mal funcionamiento de las depuradoras de Villamanrique y Aznalcázar, a la contaminación residual procedente de las inmediaciones del complejo minero y a la contaminación difusa de origen agrícola.

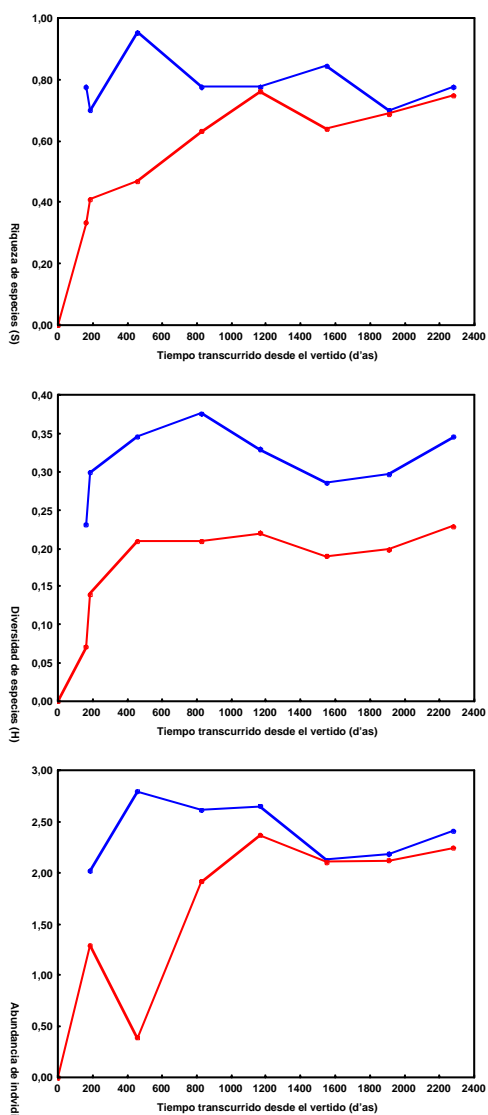
En síntesis los siguientes son los aspectos más destacados en cuanto a la evolución de de la comunidad de peces:

- La mejora en las condiciones bióticas y abióticas de la zona afectada del Guadiamar lo cual 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.
- La fauna piscícola del río Guadiamar (segmento fluvial y marisma) queda constituida por un total de 19 especies, 13 nativas: anguila, *Anguilla anguilla*; barbo, *Barbus sclateri*; boga, *Chondrostoma willkommii*; pardilla, *Chondrostoma lemmingii*; calandino, *Squalius alburnoides*; colmilleja, *Cobitis paludica*; busel, *Liza aurata*; albur, *Liza ramada*; zorreja, *Liza saliens*; capitán, *Mugil cephalus*; liseta, *Chelon labrosus*; baila, *Dicentrarchus*

punctatus; torito, *Pomatoschistus microps* y 6 introducidas: carpa, *Cyprinus carpio*; carpín, *Carassius auratus* ; fúndulo, *Fundulus heteroclitus*; gambusia, *Gambusia holbrooki*; perca sol, *Lepomis gibbosus*; black-bass *Micropterus salmoides*. Dos de ellas, (carpín y gambusia) no habían sido documentadas anteriormente.

- Se han detectado tres áreas fuente de colonización del área afectada: las zonas de cabecera, aguas arriba de la unión Agrio-Guadiamar, 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 o black-bass está todavía, siete años después del vertido, limitada. La colonización de la boga, con requerimientos especializados, puede hacerse larga en el tiempo. En este sentido se convierte en buena indicadora del nivel de recuperación de la zona.
- La captura de larvas de diversas especies de peces de forma continuada desde el comienzo de primavera hasta bien avanzado el verano, demuestra la existencia de actividad reproductiva en la zona afectada del Guadiamar. Se han capturado larvas de un total de 9 especies de las que 4 son nativas (*B. sclateri*, *Ch. willkommii*, *S. alburnoides*, *C. paludica*) y 4 introducidas (*G. holbrooki*, *L. gibbosus*, *M. salmoides* y *C. carpio*).
- El grado de recuperación de la zona afectada se puede considerar de notable, máxime partiendo del nivel cero inicial. Sin embargo, aún posee un nivel de calidad inferior a lo que naturalmente le corresponde. Las mejoras en las condiciones biofísicas del río deben continuar.

Los patrones de riqueza y diversidad de especies y abundancia de individuos para el conjunto de especies capturadas (autóctonas y exóticas), muestran una estabilización del proceso de colonización con valores superiores en la zona no afectada que en la



afectada (Figura 20). La diversidad de especies autóctonas en la zona afectada disminuye progresivamente con el tiempo, lo que sugiere la existencia de problemas para su permanencia. Por otro lado, la riqueza y diversidad de especies exóticas tienden a aumentar con el tiempo en la zona afectada y a disminuir en la no afectada, que además es mucho más irregular en su evolución temporal.

Figura 20.- Evolución temporal de la riqueza (S) y diversidad de especies (H') y de la abundancia de individuos (CPUEG) en la zona no afectada (azul) y afectada (rojo) del área de estudio. (Fuente: Fernández et al).

Incidencia de la contaminación por metales pesados y As :

Los peces, al vivir en el medio acuático, se ven afectados de manera irremediable por la presencia de la contaminación por elementos traza que en dicho medio puedan existir. 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 de la contaminación residual. A modo de ejemplo las figuras de 21 a 24 muestran la evolución seguida por las concentraciones en músculo e hígado de ejemplares de la especie *Barbus sclateri* (barbo) y *Cyprinus carpei* (carpa) en los últimos años, desde el 2001 hasta el 2004, para los metales pesados Cd y Zn

(elementos de especial trascendencia en seguimientos de contaminación de origen minero). Las tendencias apuntadas en ambos metales pesados muestran una situación de normalidad con estabilización o ligeros descensos alcanzando valores alejados de los niveles de referencia (en el caso del Cd en músculo de carpa se detecta una tendencia de ascenso, aunque en un rango muy alejado del valor de referencia admitido de 0.5 ppm PS).

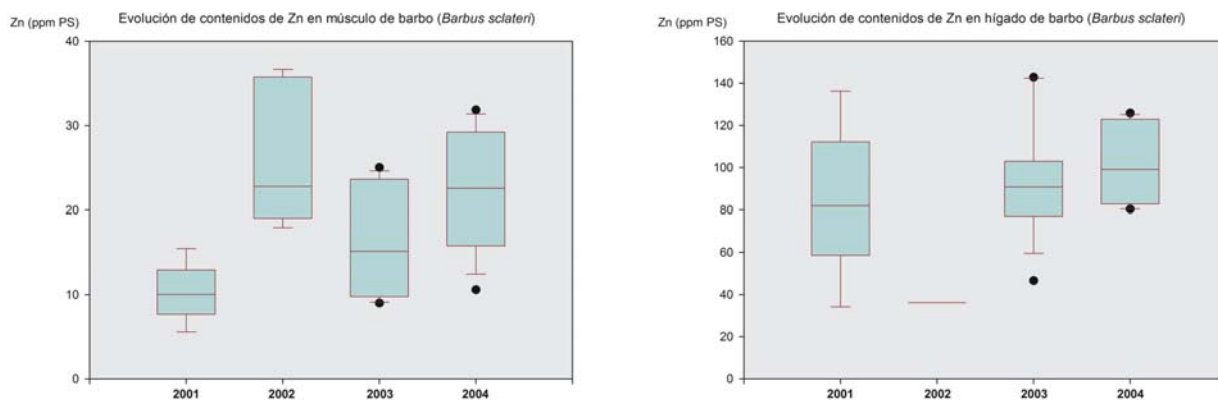


Figura 21. Evolución de las concentraciones de Zn en músculo e hígado de ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) del río Guadiamar entre 2001 y 2004. (Fuente: OTCV)

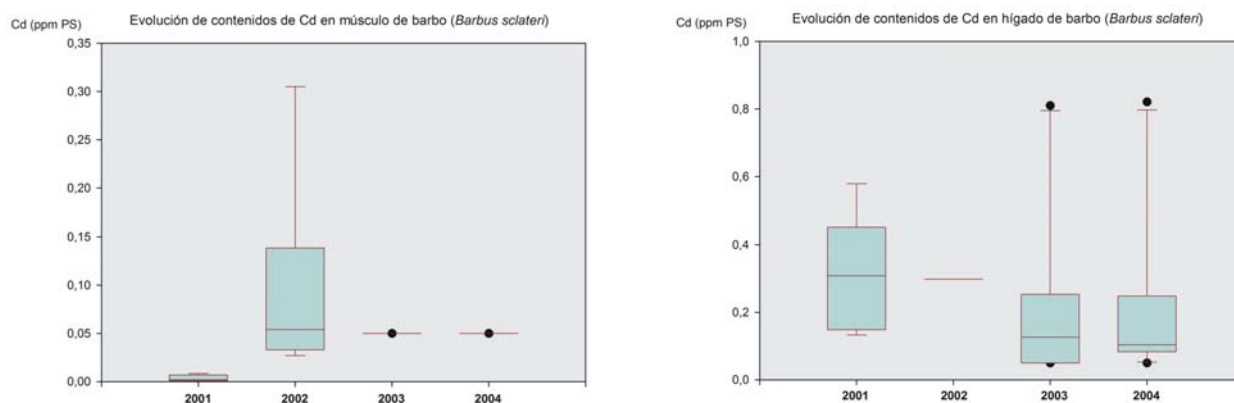


Figura 22. Evolución de las concentraciones de Cd en músculo e hígado de ejemplares de barbo (*Barbus sclateri*) del río Guadiamar entre 2001 y 2004. (Fuente: OTCV)

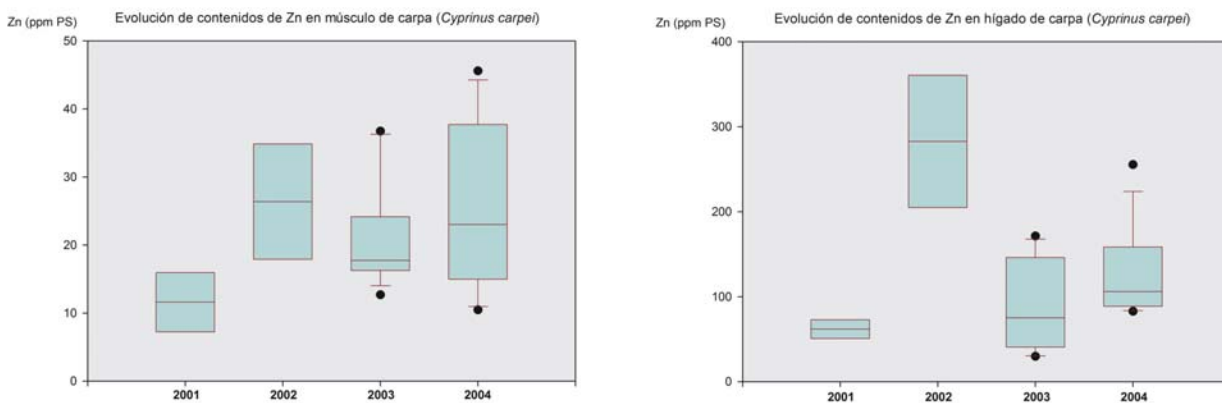


Figura 23. Evolución de las concentraciones de Zn en músculo e hígado de ejemplares de carpa (*Cyprinus carpei*) del río Guadiamar entre 2001 y 2004. (Fuente: OTCV)

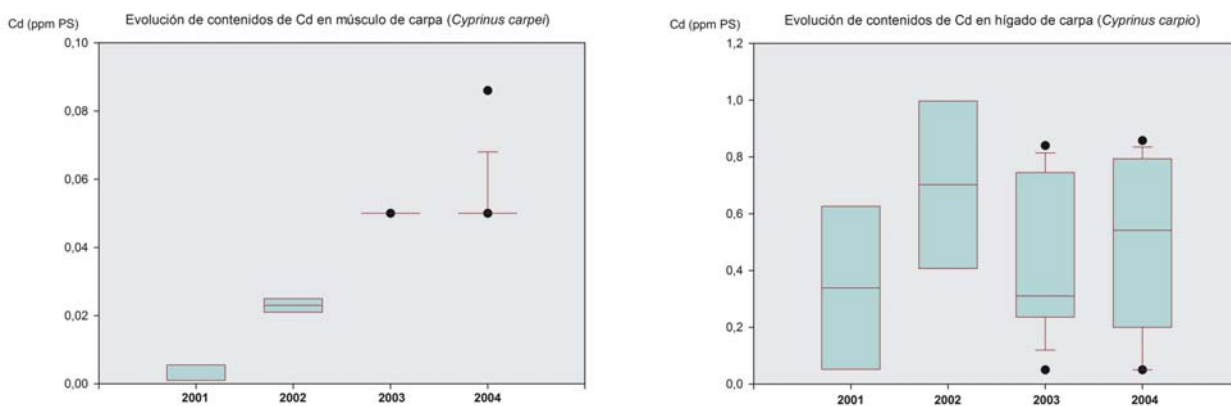


Figura 24. Evolución de las concentraciones de Cd en músculo e hígado de ejemplares de carpa (*Cyprinus carpei*) del río Guadiamar entre 2001 y 2004. (Fuente: OTCV).

B.10.- Mesomamíferos

Las grandes masas forestadas de Doñana y Sierra Morena se encuentran físicamente separadas por una amplia llanura de uso fundamentalmente agrícola. Una de las funciones más importantes para las que el *Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadiamar* se ha declarado, y para las que su estructura se está diseñando, es la de conector a escala regional entre dichas áreas forestadas. En particular se pretende que el diseño del Corredor Verde facilite procesos ecológicos que permitan el contacto de las poblaciones animales que habitan en ellas. Los mamíferos de mediano y gran tamaño (lagomorfos, carnívoros y ungulados) son un grupo de organismos modelo

adecuado para estudiar si el Corredor Verde cumple satisfactoriamente su deseable función conectora.

Varias especies no dependientes de hábitats forestales (conejo, liebre y zorro) 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 de las minas de Aznalcóllar, la nutria también utiliza prácticamente toda la red de cauces de la cuenca del Guadiamar, incluidos los que drenan la franja agrícola, al menos durante el periodo durante el que llevan agua.

En cambio el Corredor Verde es deficitario en especies asociadas a hábitats forestales que sí están representadas a escala regional. La garduña, el gato montés, el lince ibérico, el ciervo y el jabalí están regularmente ausentes, mientras que el turón es muy escaso. La ausencia de estas especies puede atribuirse a una baja densidad poblacional en las áreas de origen y/o al pequeño tamaño de los bosques isla, unido a un grado relativamente elevado de actividad humana en el agrosistema.

El tejón, la gineta, y en menor medida, el meloncillo ocupan con cierta frecuencia la mitad meridional del Corredor, adyacente al Parque natural de Doñana, pero no la mitad septentrional, la más 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 las de la mitad 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. No se esperan grandes cambios en este patrón hasta que no se produzca un desarrollo sustancial de la vegetación leñosa en una fracción suficientemente grande de la superficie de Corredor Verde, sobre todo en la mitad norte. La vegetación arbustiva es fundamental para este propósito. Una estructura rica en arbolado y pobre en sotobosque será de poca utilidad para la mayoría de los mesomamíferos forestales.

Los fragmentos de bosque que se insertan en la matriz agrícola circundante al Corredor contienen varias especies de carnívoros. El papel de estas estructuras es importante para reforzar la conexión a gran escala entre Sierra Morena y Doñana, y probablemente lo será aún más cuando el Corredor esté restaurado por completo.

B.11.- Aves



Durante estos años se ha estudiado la evolución de la comunidad de aves en la zona afectada por el vertido minero. Los censos se han llevado a cabo mediante transectos lineales de banda variable de 2 km de longitud en la época postnupcial, invernante, prenupcial y reproductora, con el objetivo de cuantificar los posibles gradientes de biodiversidad espacial y temporal e intentando establecer los modelos de restauración del hábitat que favorezcan el reestablecimiento de la comunidad de aves en el *Corredor Verde del Guadiamar*.

Hasta ahora se han podido observar un cambio en los parámetros ecológicos como la riqueza, densidad y diversidad de especies. Los datos obtenidos muestran que el Corredor Verde mantiene una apreciable riqueza en la comunidad de aves. Se han detectado un total de 131 especies a lo largo del cauce, 70 paseriformes y 61 no paseriformes. De ellas 96 localizadas en la época reproductora y 93 en la época invernante siendo 57 las especies comunes en las dos épocas.

La mayoría de las especies detectadas, sobre todo los paseriformes, se observan en los sotos de ribera. Todavía escasean especies propias del ambiente mediterráneo como las currucas, ya que la zona se encuentra en las fases iniciales de la sucesión ecológica.

En cuanto a las zonas del Corredor Verde con mayor riqueza en especies, los encinares de Sanlúcar la Mayor destacan por las 86 especies observadas hasta ahora donde abundan los fringílidos y los túrdidos. Secundariamente se han observado en la zona de marisma de la Vuelta de la Arena 79 especies, en la que destaca la presencia de especies de invernada en grandes bandos de Ánsar común, Pato cuchara y Gaviota sombría; en el Vado del Quema 69 especies del grupo de los paseriformes como los túrdidos, sílvidos y los fringílidos y los ardeidos que encuentran su dormitorio en los eucaliptos en las estribaciones de Casa Nieves.

La causa de la alta riqueza en especies en estas zonas es la presencia de la galería de río bien conservada, la cercanía de un medio-fuente rico en especies como es el encinar adhesionado en la Confluencia del río Agrio y la marisma como es el caso del Vado del Quema.

En cuanto al grupo más abundante dentro del *Corredor Verde del Guadiamar* destacan los Paseriformes como los aláudidos (Cogujadas y Terrera Marismeña), túrdidos (Tarabilla Común y el Zorzal Común), sílvicos (Buitrón, Ruiseñor Bastardo, carriceros, zarceros, mosquiteros y currucas), paséridos (Gorrión común), fringílidos (Verdecillo, Verderón y Jilguero) y los emberícidos (Triguero).

Como especies acuáticas importantes por su interés en el ámbito de la conservación destaca el Martinete, la Espátula europea, el Calamón común y el Avetorillo.

El *Corredor Verde del Guadiamar* tiene gran importancia como área de interés para la migración de aves durante los pasos, detectadas en los censos primaverales y otoñales. Destacan el Águila Pescadora, la Cigüeña Negra, el Elanio Europeo (que es nidificante), el Aguilucho Cenizo, la Culebrera Europea, Fumarel Común, Charrancito Común, la población migradora de Martín Pescador o el Colirrojo Real.

En conclusión se puede decir que en estos años se ha observado un ligero aumento en el número de especies que utilizan el Corredor Verde a medida que los factores de tensión van desapareciendo y la sucesión ecológica sigue su curso.

C) Propuestas de gestión

La evaluación ambiental llevada a cabo en el presente informe debe servir para subrayar las principales medidas de gestión a acometer en un futuro inmediato en el *Corredor Verde del Guadiamar*, tanto en los ambientes terrestres como en el río y su zona inmediata de influencia.

C.1) en el medio terrestre

- Detectar y valorar discontinuidades a lo largo de la cuenca del Guadiamar y, en su caso, habilitar pequeños corredores restaurados con vegetación autóctona al objeto de formar una cobertura protectora para la fauna, se generen alimentos (frutos, néctar, hojas), y se amortigüen condiciones ambientales adversas como episodios de contaminación, riadas destructivas, etc.
- Estudiar la fertilidad físico-química y biológica del suelo de las zonas donde vayan a implantarse los bosquetes, por si se considerase oportuno corregir determinados parámetros (ej. Materia orgánica). Esto podría acelerar el establecimiento del bosque.
- Sustitución del gradeo por desbroce para eliminar la vegetación adventicia tanto en el área circundante a los bosquetes como en el resto del CV (medida en curso). Seguimiento del efecto de la cubierta vegetal derivada de estas labores sobre las propiedades del suelo. Podría resultar interesante realizar un experimento comparativo de los efectos del gradeo y desbroce sobre la materia orgánica del suelo.
- Seguimiento de la vegetación ya establecida (reforestaciones) y la que se establezca en bosquetes, en función de su crecimiento y fisiología, composición nutricional y contenido de elementos traza potencialmente tóxicos, relacionando estos parámetros con las propiedades de los suelos. Identificación de los posibles factores que afectan a la mortalidad o el bajo crecimiento de los plantones en algunas zonas determinadas del CV.
- Identificación de especies herbáceas que presenten especial capacidad para acumular algún elemento traza potencialmente tóxico, por su posible incidencia en la red trófica (realizando una estimación orientativa de su abundancia en el Corredor Verde). Identificación de especies herbáceas perennes, tolerantes a la contaminación, que puedan ayudar a estabilizar los suelos en las zonas más difíciles por la contaminación residual.
- Disponer refugios que favorezcan la recolonización de especies, sobre todo de reptiles, mesomamíferos e invertebrados del suelo.
- Habilitar áreas de transición que amortigüen la discontinuidad entre la vegetación ribereña y la matriz agrícola adyacente o los fragmentos de vegetación relicta. Dichas áreas discurrirían tanto paralela como perpendicularmente al cauce y favorecerían la dispersión faunística y los procesos de recolonización.

- Proteger zonas propicias ubicadas fuera del Corredor que, según los resultados previos, podrían actuar como áreas fuente o centros de origen de fauna hacia los nuevos ambientes creados.
- Estimar el papel funcional del corredor a partir de medidas de conectividad basadas en la movilidad de especies focales.
- Detectar cambios cualitativos, cuantitativos y estructurales en las poblaciones en función de elementos bioindicadores.
- Progresar en el conocimiento faunístico de la zona para contribuir, así, a la elaboración de una base de datos de biodiversidad con información completa y actualizada.
- Determinación de especies focales, como la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*).
- Concentración de los focos de actividad humana. Limitar el uso recreativo a áreas puntuales, compensando en tranquilidad y cobertura la orilla opuesta del río. Restricción de actividades ruidosas, del tráfico de motos todoterreno, control del fuego y de la actividad cinegética desde cotos colindantes.

C.2) en el medio acuático

- Crear espacios inundables -charcas refugio- en las zonas de mayor fluctuación en el nivel del agua al objeto de posibilitar la recolonización de las poblaciones de anfibios.
- La realización de un seguimiento a largo plazo de la contaminación por metales pesados en las poblaciones de cangrejo americano para así complementar el manejo y la gestión de los socio-ecosistemas de este paisaje protegido.