

Micromamíferos y metales pesados: Biomonitorización del medio ambiente

¹M. KOLF-CLAUW; ¹A. GUÉNIN,

²M. PÉREZ LÓPEZ

¹Unité de Pharmacologie- Toxicologie ENVT.

23 Chemin des Capelles, BP 87614 Toulouse (Francia).

²Unidad de Toxicología. Facultad de Veterinaria (UEX).

marcospl@unex.es

Recibido: 9 de octubre de 2006

Aceptado: 22 de enero de 2007

RESUMEN

La biomonitorización del medio ambiente es una de las líneas de trabajo más importantes desarrolladas en la actualidad en Ecotoxicología. Esta herramienta permite evidenciar la presencia y efectos de los contaminantes ambientales sobre los ecosistemas, antes incluso de que los propios agentes químicos puedan ser cuantificados directamente en el medio. En el presente trabajo se muestra una revisión sobre los avances más recientes en la búsqueda de eficaces especies animales para el desarrollo de programas de biomonitorización de la contaminación ambiental causada por los metales pesados.

Palabras clave: Biomonitorización, Medioambiente, Ecotoxicología.

Micromammals and heavy metals: Environmental Biomonitoring

ABSTRACT

Environmental biomonitoring constitutes one of the most important research lines recently developed in Ecotoxicology. This tool helps to evidence and characterize the effect of environmental contaminants on ecosystems, even before those environmental contaminants could be directly measured in the nature. At the present work, a review about recent research of adequate animal species which could be used to improve biomonitoring programs of heavy metal environmental contamination is shown.

Keywords:

Micromammifères et métaux lourds: Biomonitoring de l'environnement

RÉSUMÉ

Le biomonitoring de l'environnement est une des lignes de travail les plus importantes développées en Ecotoxicologie actuellement. Cet outil permet la mise en évidence de la présence et des effets des contaminants de l'environnement sur les écosystèmes, avant même que les agents chimiques eux-mêmes puissent être quantifiés directement dans le milieu. Ce travail montre une revue des avancées les plus

récentes dans la recherche d'espèces animales efficaces pour le développement de programmes de bio-monitoring de la contamination environnementale par les métaux lourds.

Mots clé:

SUMARIO: 1. Biomonitorización del medio ambiente en ecotoxicología. 2. Los metales tóxicos. 3. Aptitudes bioindicadoras de los modelos biológicos elegidos. 4. Parámetros a considerar para la elección de un bioindicador. 5. Revisión bibliográfica.

1. BIOMONITORIZACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE EN ECOTOXICOLOGÍA

Todos los seres vivos del planeta están rodeados de infinidad de sustancias potencialmente tóxicas (Capó, 1998), cuya génesis se asocia tanto a actividades antropogénicas, como a agentes originados directamente en la naturaleza (Ames y col., 1990). Debido al desarrollo industrial, la producción y liberación incontrolada al medio de multitud de sustancias químicas peligrosas se incrementa día a día de forma exponencial (Stallwitz y Häder, 1994), pero en muchos casos su liberación al ambiente no va acompañada de los conocimientos parejos sobre su peligrosidad potencial (Lagadic y col., 1998).

En este campo se enmarca la Ecotoxicología, como una rama reciente pero de importancia capital dentro de la Toxicología. Esta ciencia surge de la necesidad de poder evaluar adecuadamente los efectos negativos provocados por las más de 45000 sustancias químicas sabidas en el ambiente, de las cuales muchas son prácticamente atóxicas, algunas son conocidas como tóxicas y otras pueden convertirse en altamente peligrosas para los seres vivos y los ecosistemas, por distintas reacciones de biotransformación o de acumulación (Jurado, 1989). Esta complicación añadida implica que los efectos de los xenobióticos no puedan ser fácilmente detectados por los procedimientos analíticos empleados en la Toxicología convencional (Jurado, 1989), siendo necesario el desarrollo de herramientas cada día más sensibles y específicas (Landis y Yu, 1995).

Por ello, resulta de una importancia vital poder disponer de una metodología que nos permita evaluar el estado toxicológico de un ecosistema, pretendiendo así evidenciar los distintos problemas asociados a la presencia de las más diversas sustancias químicas en el medio ambiente, a fin de poder disponer de datos fiables y contrastados sobre el comportamiento de éstas y, en definitiva, de los efectos globales causados en el conjunto del medio ambiente.

Frente a la metodología analítica que podríamos considerar clásica, la Ecotoxicología ha recurrido de forma novedosa al empleo de métodos basados en la observación cualitativa y/o cuantitativa en los organismos vivos de los efectos causados por los agentes químicos. Sería un método desarrollado específicamente para paliar las limitaciones de las metodologías analíticas químicas más tradicionales antes indicadas (Lagadic y col., 1998). Este proceso de *biomonitorización* (denominado así por trabajar con organismos vivos) nos proporciona información acerca de las

relaciones entre las condiciones ambientales y los seres vivos. Además recoge gran cantidad de información sobre los efectos de los agentes químicos en los seres vivos a lo largo de su existencia. Otra característica que posee es que por hacerse a lo largo del tiempo permite hacer comparaciones entre distintos estados, y los datos obtenidos pueden servir para predecir futuros cambios medioambientales que puedan ser importantes para el conjunto del ecosistema (Moreno, 2003).

Dichos programas de biomonitorización requieren el empleo de bioindicadores, que por definición serán organismos vivos que por sus características ecológicas presentan una elevada sensibilidad a los cambios ambientales y reaccionan ante ellos como si fueran estímulos específicos (Capó, 2002). Por tanto, son especies capaces de acumular contaminantes traza a unos niveles tales que permiten su puesta en evidencia mucho antes que si dicha monitorización se realizara directamente sobre muestras abióticas (Spahn y Sherry, 1999).

En definitiva, la monitorización se presenta como la base para poder desarrollar programas de control efectivo y gestión del medioambiente, con lo cual son fundamentales las líneas básicas de monitorización como base de datos para los trabajos futuros que pretendan evaluar cambios en la calidad físico-química de ese ecosistema en cuestión considerado (Capó, 2002). Es imprescindible, en definitiva, establecer los niveles basales o característicos de los contaminantes en los ecosistemas y organismos de una determinada zona, para a partir de estos datos iniciales, poder evaluar la evolución y variación de estos agentes.

2. LOS METALES TÓXICOS

Por definición, los elementos traza son los 80 elementos químicos que presentan una concentración en la corteza terrestre para cada uno de ellos por debajo del 0'1 %. En conjunto, ellos todos no constituyen más del 0'6 % del total, mientras que los 12 elementos mayores restantes (oxígeno, hierro e hidrógeno, entre otros), intervienen en más de un 99'4 %. Dentro de este amplio grupo, algunos elementos traza son indispensables para el desarrollo de procesos biológicos esenciales, por lo cual son identificados como oligoelementos. A pesar de ello, estos minerales esenciales pueden ser también tóxicos para diversas formas de vida cuando sus concentraciones sean elevadas (o bien en función de las formas químicas en que se presenten). Es, por ejemplo, lo que ocurre con el cobre, el zinc o el cromo. Pero existe un segundo grupo de elementos traza cuya esencialidad no se ha demostrado, y que por tanto presentan un carácter potencialmente tóxico a dosis muy bajas. Dentro de éstos, destacan con entidad propia tres muy especialmente: cadmio, mercurio y plomo.

En general, en Europa, en las zonas rurales el nivel medio de contaminación por elementos traza metálicos derivado de las actividades humanas debería ser débil. Esto implica que los flujos de deposición atmosférica son poco importantes en relación con los depósitos naturales de elementos que pueda presentar el suelo, liberados a partir de los estratos rocosos durante los procesos geológicos del terreno. Pero a veces estas situaciones no son tan evidentes, y por ejemplo en los suelos explota-

dos por las actividades agrícolas, los valores de cadmio o plomo pueden incluso llegar a duplicarse en comparación con suelos próximos dedicados a actividades forestales (Kierdorf y Kierdorf, 2000), aunque es cierto que en general estos niveles no suelen ser alarmantes.

Sin embargo, podemos señalar algunas situaciones que han causado un marcado incremento en la contaminación metálica:

- Las zonas destinadas a la viticultura y a la silvicultura, tanto en la actualidad como hace algunos años, están muchas veces muy afectadas por altos niveles de cobre, incluso en ocasiones en cantidades realmente alarmantes (Mirlean y col., 2005). Los tratamientos repetidos con el cardo bordelés, por ejemplo, dentro de la metodología habitual de lucha contra el *mildium*, se han efectuado desde hace más de un siglo.
- Los suelos explotados para ciertos cultivos intensivos muy especializados pueden haberse contaminado por ciertos fitosanitarios que posean en su composición zinc, mercurio, plomo, arsénico o cobre, o bien a partir de fertilizaciones intensas (cadmio).
- En algunas parcelas en que se han extendido lodos muy cargados con metales pesados, especialmente a lo largo de los años 60 y 70, cuando todavía no existía una legislación restrictiva y protectora a tal efecto.
- Los suelos situados en la proximidad de ciertas industrias metalúrgicas, explotaciones mineras o instalaciones contaminantes (diversas incineradoras, por ejemplo, o fabricas de reciclado del plomo). Se trataría de contaminaciones aerógenas de origen cercano.
- También el empleo a altas dosis de purines de porcino sobre los terrenos agrícolas (Bolan y col., 2003), al tratarse de una actividad no exenta de implicaciones toxicológicas al elevar considerablemente los valores de cobre y zinc del terreno.

FUENTES DE METALES PESADOS

Cadmio

El vulcanismo constituye la principal fuente geoquímica de presencia natural de cadmio en la atmósfera. Las otras fuentes destacables son los incendios forestales y la emisión de partículas por las plantas terrestres, por ejemplo. La erosión y el lavado de las rocas superficiales constituyen una causa primordial de aporte de cadmio al ciclo hidrológico, aunque en general no suele suponer un enriquecimiento muy marcado.

Por lo que respecta a las fuentes antropogénicas, el cadmio es un subproducto de la metalurgia del zinc, e incluso, aunque en menor relevancia, del plomo. Los principales usos del cadmio serán la electrotécnica (acumuladores), la electrónica (fotopilas), metalurgia (aleaciones diversas), tratamiento de superficies por cadmiage

electrolítico (galvanoplastia), los pigmentos industriales, y en definitiva la industria de materiales plásticos, que emplea grandes cantidades de estearato de cadmio (Pascualí, 2003). Las actividades industriales entrañaran dos tipos de emisiones contaminantes:

- por una parte una polución directa del aire, en que la metalurgia de los metales no ferrosos ocuparía el primer lugar, seguida de la siderurgia.
- en segundo lugar una contaminación indirecta por los combustibles fósiles y la combustión de materiales plásticos estabilizados con estearato de cadmio.

Además, la galvanoplastia puede ser una fuente de suma importancia en la contaminación de aguas continentales, cuando los residuos son liberados a las redes de agua local.

La aplicación de abonos de tipo superfosfato en la agricultura puede estar también en el origen de una contaminación de suelos, pues los abonos, sean tanto naturales como químicos, contienen impurezas, siendo el cadmio una de las principales. Finalmente, las emisiones de cadmio provienen fundamentalmente de la combustión de los combustibles minerales sólidos (producción de zinc e incineración de basuras), del fuel y también de la biomasa.

Plomo

Las fuentes naturales de este metal hacia la atmósfera resultan principalmente del vulcanismo, y en una menor proporción de la erosión eólica. Sin embargo, estos aportes son, en general, del orden de 10 veces menos importantes que los aportes efectuados por otras contaminaciones.

Dentro de las fuentes antropogénicas, podremos resaltar:

- La polución automovilística. Se debe al empleo del plomo como antidetonante en los carburantes de los vehículos de motor, bajo la forma de tetraetil de plomo. La combustión de los carburantes que contengan plomo producirá partículas de este metal que serán liberadas en los gases de escape del vehículo, depositándose en la vecindad de las vías de circulación.
- Polución industrial. Hay que considerar las cantidades liberadas al ambiente por combustiones procedentes de fuentes diferentes a los vehículos: industrias metalúrgicas y otras actividades industriales. El plomo se emplea en baterías, revestimiento de cables, pigmentos y productos químicos, o calafateado de embarcaciones marinas. Este metal, muy resistente a la corrosión, ha servido para el transporte de agua desde el Imperio Romano, y el plomo liberado a las canalizaciones puede contaminar el agua supuestamente potable. El plomo liberado por todas estas fuentes lo hará esencialmente en forma de partículas. Las de origen tecnológico, producidas generalmente a altas temperaturas, serán de diámetro inferior a 1 mm, pudiendo transportarse a altas

- distancias. Por el contrario; las derivadas de procesos naturales, de mayor tamaño, son localizadas a poca distancia de la fuente de origen.
- Polución por el plomo de caza. A pesar de tratarse de un fenómeno localizado en la escala global de la biosfera, esta polución representa un importante impacto ecotoxicológico. Sólo en Francia, se estima que cada año los cazadores liberan al medio alrededor de 60 toneladas de plomo. En España, se ha llegado a establecer que en los 10 cm iniciales del sedimento de las zonas húmedas, se encuentran unos valores medios situados en el intervalo de 22'5–85'70 perdigones de plomo/m² a lo largo de las distintas zonas húmedas de la Península (Mateo y col., 2006). Hasta 1999 la parte de contaminación aportada por el transporte rodado se consideraba la mayoritaria, pero la introducción de los carburantes sin plomo y la prohibición de la gasolina con plomo ha hecho que la contribución de esta fuente haya perdido toda preponderancia, siendo desde hace pocos años la industria de la manufacturación la que emitirá mas plomo al medio ambiente.

TOXICIDAD DE LOS METALES CONSIDERADOS

La exposición a los elementos no esenciales considerados es susceptible de provocar daños tanto inmediatos como a largo plazo en los organismos vivos, causando alteraciones y daños definitivos sobre las funciones vitales.

Cadmio

Según el tamaño y solubilidad de las partículas inhaladas, hasta un 50% del metal podrá ser absorbido por vía pulmonar, frente a una pequeña proporción por vía digestiva. Una vez absorbido en la sangre, la mayor parte será transportada en el interior de los hematíes. Tras su paso hepático, el cadmio se ligará a una proteína, una metalotioneína, de bajo peso molecular, cuya síntesis es inducida por éste y otros metales (zinc, cobre,...) (Dock y Vahter, 1999).

El complejo Cd-metalotioneína será filtrado por el glomérulo renal y luego reabsorbido por las células del túbulo contorneado proximal, donde se acumulará. La actividad lisosomal celular degradará este complejo, liberando el Cd en el citoplasma e induciendo la síntesis de metalotioneína por el riñón.

La vida media biológica del Cd en el riñón llegará a ser de varias decenas de años, siendo la corteza renal la zona donde los niveles llegarán a ser más elevados.

En cuanto a su toxicidad, el riñón será el órgano diana de la exposición a largo plazo. Se afectarán primero los túbulos proximales, y en un estado más avanzado aparecerán los efectos irreversibles sobre el glomérulo. Los destrozos causados en las células renales son consecuencia de la liberación intracelular del metal, pero las

lesiones pueden deberse también a que se superen las capacidades renales de síntesis de metalotioneínas (Norberg y col., 1992).

La inhalación de polvos de plomo podrá causar graves afecciones pulmonares. La exposición crónica a pequeñas dosis es capaz de provocar también una enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

Por último, una exposición elevada al metal podrá generar la enfermedad de «Itai-itai», caracterizada por osteomalacia, osteoporosis y daños en los túbulos renales. En última instancia, el cadmio y sus sales (cloruro de cadmio) están asociados a tumores pulmonares.

Plomo

La ingestión e inhalación son las dos vías primordiales de exposición en los animales terrestres.

La absorción digestiva es pobre, del orden del 2% para el plomo metálico (que es el que está en las pinturas, por ejemplo), y más elevada para sales como el acetato de plomo, en especial con los animales más jóvenes. Una carencia de calcio o de proteínas aumentará la absorción del elemento, mientras que un exceso de zinc o calcio la disminuirá. La absorción por vía pulmonar es más elevada, de hasta el 30%. Además, formas como el tetraetil plomo puede atravesar la piel fácilmente.

En sangre, el plomo se fijará casi en su totalidad a los hematíes (cerca del 95%) debido a su afinidad por los grupos tiol, -SH, de las proteínas de membrana.

El plomo absorbido se distribuirá a los tejidos: hígado y riñón son dos de los más importantes, apareciendo eventualmente lesiones glomerulares. El plomo será después redistribuido de estos tejidos bandos hacia el tejido óseo, donde se almacenará de forma más difícilmente reversible. El plomo será desde aquí movilizado en situaciones fisiológicas, como regeneraciones o maduraciones óseas, lactaciones,...

El plomo atraviesa fácilmente la placenta y puede por tanto llegar al feto, alcanzando en particular su sistema nervioso, siendo ésta la principal vía de afección del neonato (Needleman, 2004).

La eliminación del plomo absorbido es muy lenta, y así para el hombre la vida media se sitúa entre 2 y 10 años, realizándose a través de la orina esencialmente, pero también por bilis, sudor, faneras,...

En cuanto a la toxicidad de este metal, se conoce desde la antigüedad. El mecanismo tóxico interviene a distintos niveles:

- Afinidad por los grupos tiol de las proteínas, alterándose, entre otras acciones, la síntesis del grupo hemo.
- Acción competitiva con el calcio, lo que provocará efectos nerviosos.
- Acción nefrotóxica.
- Acción cáustica y necrosante del tubo digestivo a altas dosis.

En los animales vertebrados esta intoxicación lleva el nombre de saturnismo, y afecta tanto a las aves como a carnívoros, rumiantes y seres humanos. En razón de su carácter acumulativo la aparición de síntomas será retardada pero generalmente brutal.

3. APTITUDES BIOINDICADORAS DE LOS MODELOS BIOLÓGICOS ELEGIDOS

Las especies que se han considerado como adecuados bioindicadores de contaminación en estudios ecotoxicológicos en la presente revisión se reparten entre dos órdenes de mamíferos placentarios:

- Los insectívoros, que en la actualidad componen alrededor de 60 géneros y 345 especies en el mundo (22 de ellas en Europa).
- Los roedores, que representan cerca del 40% de los mamíferos vivos, es decir, el orden más importante de esta clase, con 389 géneros y alrededor de 1700 especies.

ORDEN DE LOS INSECTÍVOROS (Fons, 1984)

Aparecieron hace 135 millones de años (en el cretácico) y son uno de los grupos mamíferos más antiguos que se conocen, de donde surgirían con posterioridad los primates y los quirópteros. Por ello, los primitivos mamíferos se parecerían bastante a los insectívoros actuales, pues éstos aún conservan ciertos caracteres muy primitivos.

Están repartidos por todo el planeta, salvo en el Antártico, Australia y Nueva Zelanda, estando representados en la zona norte de América del Sur por una única especie de musaraña. Los animales pertenecientes a este orden son todos de talla reducida, de forma que ningún insectívoro supera el kilogramo de peso. Este grupo reúne al más pequeño mamífero terrestre hoy conocido, el musgaño enano, *Suncus etruscus*.

Los insectívoros están considerados como mamíferos primitivos, pues por ejemplo los conductos urinarios y genitales en casi todas las musarañas poseen una abertura común, y su encéfalo es pequeño y liso. Por el contrario, otros caracteres testimonian una especialización fuerte en algunos de ellos:

- Espinas picantes en los erizos
- Ecolocación en las musarañas, por medio de ultrasonidos
- Anatomía de los topos adaptada a la vida subterránea
- Adaptación a la vida semi-acuática para ciertas musarañas y desmanes del Pirineo.

Tres de las 6 familias de este orden están presentes en Europa occidental:

- *Eiraneidae* (erizos)

- *Talpidae* (topos y desmanes)
- *Soricidae* (musarañas)

Dentro del ecosistema mediterráneo, posee especial importancia la sub-familia de los *Crocidurinae*, representada por tres especies de medio mediterráneo: *Suncus etruscus* (musgaño enano), *Crocidura suaveolens* (musaraña campesina) y *Crocidura russula* (musaraña común).

ORDEN DE LOS ROEDORES (MacDonald y Barret, 1995)

A partir de unos ancestros semejantes a los insectívoros, los primeros roedores debieron aparecer hace alrededor de 60 millones de años. Ciertos roedores primitivos, muy grandes, podían llegar hasta los 200 kg de peso y 2'5 m de longitud, en todo caso disponiendo de un cráneo no mucho mayor que el de un castor de nuestros días.

La mayoría de los roedores son granívoros, si bien algunos son insectívoros y otros omnívoros. Sus incisivos recurvados acaban en bisel, y su cara anterior (labial) está recubierta de una espesa cubierta de esmalte, mientras que la cara posterior (lingual) es más blanda y se usa más rápidamente. Esta particularidad anatómica permite a estos animales el mantener la capacidad de corte de los incisivos.

En Europa occidental se albergan 7 familias de este orden:

- *Castoridae* (castores)
- *Zapotidae* (sicistes), parecidos a las ardillas
- *Capromyidae* (jutías, introducidas desde América del Sur)
- *Hystricidae* (puerco espines europeos)
- *Sciuridae* (ardillas y marmotas), de cuerpo alargado, cola densa y buena vista, siendo muchos arborícolas
- *Gliridae* (lirones), que acumulan reservas grasas antes de hibernar durante varios meses
- *Muridae* (ratones, ratas, campañoles, lemmings)

De todas las especies existentes, en Ecotoxicología son tres especialmente las que son más susceptibles en la actualidad de emplearse como bioindicadoras, todas pertenecientes a la familia de los *Muridae*: *Apodemus sylvaticus* (ratón de campo), *Mus domesticus* (ratón doméstico) y *Rattus rattus* (rata negra).

4. PARÁMETROS A CONSIDERAR PARA LA ELECCIÓN DE UN BIOINDICADOR

Las encuestas ecotoxicológicas realizadas sobre el terreno están sometidas a numerosos factores de variación, que no pueden ser ocultados sin riesgo de cometer importantes errores de interpretación. Aspectos tales como la ecología y la fisio-

logía de la especie estudiada pesan de esta manera de forma determinante en los resultados del análisis, así como la edad, el sexo o el estado de salud del animal muestreado.

A) APTITUDES BUSCADAS EN LOS BIOINDICADORES

Una especie que sea escogida como bioindicador debe permitir extender la interpretación de los resultados del estudio a un máximo de especies, e incluso, en una situación ideal, al conjunto del ecosistema. Varias características son por tanto primordiales en toda especie que quiera ser susceptible de ser empleada como bioindicadora (Reinecke y col, 2000; Komarnicki, 2000):

- La correlación entre el contenido de contaminante en el animal y la concentración efectiva de este agente en el biotopo o en la alimentación.
- La capacidad de la especie para acumular el contaminante sin fallecer ni ver alterada su reproducción (en el caso contrario, su papel como bioindicador se verá comprometido).
- La sedentariedad de la especie, para tener la certitud de que las concentraciones determinadas están asociadas a un área geográfica específica.
- La abundancia de la especie sobre ese área considerada, así como una repartición geográfica extensa dentro de los límites que pueda haber.
- Se prefieren especies de larga longevidad, ya que van a permitir evidenciar fenómenos de toxicidad a largo plazo.
- La talla de la especie debe permitir tomar muestras en cantidades suficientes.
- La especie debe ser fácil de muestrear y ser también bastante resistente para ser remitida al laboratorio.

Todas estas cifras son difícilmente agrupables en una misma especie, con lo cual al final siempre es necesario escoger especies que al menos reúnan el mayor número posible de ellas.

B) OTROS PARÁMETROS A CONSIDERAR

La edad del animal es importante, al ser un factor que se liga enormemente con la cantidad de contaminante medido, pues determina, especialmente frente a xenobióticos acumulativos, la duración de la acumulación de éste en el organismo. Se han realizado en este sentido numerosos estudios para poner en evidencia este factor:

- Read y Martín (1993) indicaron que en las proximidades de una fábrica de extracción de plomo y zinc los individuos maduros de *S. araneus* y de *S. minutus* poseían unos residuos de cadmio en el riñón superiores a los de los individuos inmaduros de esa misma zona.

- Ma y col. (1991) establecieron que los contenidos renales y hepáticos de cadmio eran más elevados en los animales que hubieran pasado su primer invierno que en los más jóvenes, viendo que la tasa de cadmio renal se elevaba con la edad con un factor de 8 a 10 veces en el *S. araneus*.

También son importantes los aspectos demográficos. Sabemos poco actualmente todavía sobre el efecto de los contaminantes en el descenso de la alimentación disponible. Pero este hecho podría tener un efecto claro e importante en la reproducción y supervivencia de la especie (Nolet y col., 1994), con lo cual sería interesante y deseable extender la evaluación de riesgos al efecto de la abundancia de las principales presas. Además los estudios sobre el terreno deberían siempre considerar la posibilidad de que las poblaciones de débil densidad ocupan en realidad un hábitat de calidad mediocre, y se mantienen gracias a una inmigración constante de los individuos que provienen de hábitats adyacentes, de mejor calidad.

APTITUDES DE LOS ROEDORES E INSECTÍVOROS PARA SER EMPLEADOS COMO BIOINDICADORES

Existen una serie de *aptitudes ecológicas* específicas a considerar. Además de por su talla reducida (las especies que suelen emplearse presentan un peso inferior a 300 gramos), las distintas especies consideradas e indicadas con anterioridad poseen en común ciertos caracteres ecológicos, tales como un territorio reducido (menos de tres hectáreas), una esperanza de vida relativamente corta, una tasa de reproducción elevada y un periodo de gestación corto (alrededor del mes).

Roedores

Las ventajas que ofrecen los roedores en tanto que indicadores de la contaminación ambiental incluyen su abundancia y amplia repartición, un territorio específico, y el desarrollo de migraciones limitadas, hábitos alimenticios homogéneos y una facilidad de captura y de mantenimiento en cautividad bastante elevadas (Talmage y Walton, 1991).

Por otra parte, su corta esperanza de vida puede ser algo aprovechable para medir rápidamente los efectos de la exposición en generaciones sucesivas, con lo cual es posible identificar exposiciones ambientales recientes o diferencias locales entre diversos nichos contaminados.

Los animales pertenecientes a este orden de mamíferos presentan sin embargo ciertas debilidades como bioindicadores:

- Un territorio de débil extensión puede inducir por tanto en el estudio una variación considerable si el contaminante no se ha distribuido uniformemente.

- Las especies herbívoras, que han evolucionado hacia una mejor metabolización de las toxinas vegetales, pueden mostrarse más tolerantes frente a los efectos nocivos de los contaminantes, siendo por tanto poco interesantes como centinelas.
- Los roedores ocupan un lecho bastante bajo en la cadena trófica y viven poco tiempo (alrededor de un año en varias especies), por lo cual es posible que en general acumulen menos metales pesados que los insectívoros y carnívoros.

Insectívoros

Son animales muy útiles en la evaluación de los efectos de la contaminación en una zona concreta. Se separan de otros taxones de pequeños mamíferos en lo que se refiere a la bioacumulación de contaminantes: mientras que ratones, campañoles y musarañas comparten el mismo hábitat, las últimas suelen ser mejores centinelas para casi todos los contaminantes del suelo. Las musarañas parecen ser también los mejores bioindicadores de las variaciones de biodisponibilidad de los contaminantes entre diferentes zonas (Talmage y Walton, 1991). Una de las explicaciones de esta acumulación más importante es que estos animales ocupan un lugar elevado en la cadena trófica, al nutrirse de invertebrados, algunos de los cuales son a su vez depredadores.

Entre los insectívoros, las musarañas poseen gran distribución y diversidad, tanto en el plan ecológico como por el número de especies. Por su longevidad el topo vive más tiempo, alrededor de tres años (seis como máximo). Las musarañas *Soricinae* alrededor de 185 días en la naturaleza (dos años como máximo en cautividad); para las musarañas *Crocidurinae* esta duración llega a un año.

Atendiendo a las *aptitudes fisiológicas*, éstas son fundamentales para evaluar las posibilidades ecotoxicológicas de estas especies. Comparados con los mamíferos de mayor talla, las especies de pequeño tamaño disponen de un margen más limitado para mantener su equilibrio térmico y energético. Estos animales pueden en consecuencia ser más sensibles a la exposición a los tóxicos.

Comparados nuevamente con los mamíferos mayores, además, se caracterizan por un metabolismo muy elevado y pocas reservas energéticas corporales, lo que los impele a alimentarse muy frecuentemente. Por ejemplo, *Crocidura russula* posee un ritmo cardíaco y respiratorio de base respectivamente de 444 latidos y 103 movimientos respiratorio por minuto, a 30 °C (Nagel, 1991). Este hecho puede aumentar de manera muy importante el riesgo de exposición a los tóxicos.

Es necesario recordar que pueden existir fuertes variaciones fisiológicas en el seno de un mismo taxón, como por ejemplo observamos en las musarañas. Los *Soricinae* presentan en comparación con los *Crocidurinae* un metabolismo basal y un gasto energético más elevados, una disminución durante el invierno de la talla corporal e incluso comportamientos sociales diferentes. Las especies de la segunda familia pueden sufrir estados de hipotermia reversibles (Ma y Talmage, 2001).

5. REVISION BIBLIOGRAFICA

Diversos ensayos clínicos han mostrado una mejor tolerancia de las musarañas al estrés inducido por el cadmio, en comparación con los roedores. Shore y Douben (1994) sugieren que esta mayor tolerancia al cadmio pudiera deberse a una mejor capacidad de detoxificación gracias a las metalotioneínas en los órganos dianas.

Tabla 1. Concentraciones consideradas como críticas para cadmio y plomo en la literatura.

	Concentración crítica	Fuente
Cadmio	87 µg/g en <i>S. araneus</i>	Dodds-Smith y col., 1992
	119 µg/g (hígado, peso seco) en pequeños mamíferos	Ma y col., 1991
Plomo	70 µg/g (hígado, peso seco) en <i>S. araneus</i>	Ma y col., 1991
	25 µg/g (riñón, peso seco) en <i>S. araneus</i>	Scheuhammer, 1991

CONTENIDO EN METALES PESADOS EN EL MEDIO AMBIENTE

La primera condición para la acumulación de metales pesados por los animales no es solamente que el agente potencialmente tóxico esté presente en el medio ambiente, sino también que entre en la cadena alimenticia. De esta forma, se han desarrollado numerosos estudios científicos para verificar la existencia de una correlación clara entre el contenido de contaminantes metálicos en los suelos por una parte, y en los organismos vivos por la otra.

Se ha podido evidenciar una relación positiva entre las plantas y el suelo para el cadmio y el plomo, por parte de Sharma y Shupe (1977) y también por Jeradi y colaboradores (2003). Sin embargo, Shore (1995) no considera los datos concernientes al plomo al borde de las carreteras. En efecto, el territorio de los animales podría contener zonas muy heterogéneas, con valores muy variables de plomo, lo cual hace que sea imposible relacionarlos con un contenido concreto de plomo en el suelo. Además, según Komarnicki (2000), el análisis del suelo y los vegetales no refleja la biodisponibilidad real del metal para los animales.

La exposición de los animales a los metales pesados puede ser estimada basándose en el análisis del régimen alimentario de la especie estudiada y los valores de metales medidos en el suelo y las plantas del sitio de captura. Chmiel y Harrison (1981) consideran además el plomo atmosférico.

Existen diversos factores que afectarán a la mayor o menor disponibilidad y a la absorción del metal por el organismo:

- Las características del suelo y la forma química del metal. Oishi y colaboradores (2001) muestran una mejor absorción intestinal del cadmio en forma de cloruro de cadmio que en forma orgánica. Ma (1989) muestra que en un suelo arenoso ácido, el plomo metálico (por ejemplo, el procedente de la caza)

puede ser convertido en una forma mucho más biodisponible, y por tanto peligrosa, que permite la entrada del tóxico en la cadena alimenticia por ingestión de raíces o partículas de suelo. El acetato de plomo es una de las sales de este metal más absorbidas, mientras que, por el contrario, sulfuro y fosfato son relativamente poco solubles en el tracto gastrointestinal, por lo que son pobremente absorbidos por los animales (Casteel, 2001).

Tabla 2. Concentraciones renales y hepáticas de cadmio y plomo en diversos insectívoros y roedores, en $\mu\text{g/g}$ de peso seco. Entre paréntesis se indica el n° de individuos analizados en cada trabajo referenciado.

Insectívoros				
Hígado	Características de la zona de muestreo	Cd	Pb	Referencia
<i>Sorex araneus</i>	Industria metalúrgica (31)	77-268	2-5'4	Ma y col., 1991
	Polución urbana (33)	10'1-45	4'2-4'7	
<i>Sorex throwbridgii</i>	Sitio control (41)	1'6-12	0'18-0'35	Hegstrom y West, 1989
	Bosque con vertidos ganaderos (54)	22	0'50	
	Bosque sin residuos ganaderos (47)	2'6	0'25	
<i>Talpa europaea</i>	Polución automóviles (7)	13'1	5'2	Komarnicki, 2000
	Polución automóviles (5)	16'7	3'1	
	Polución automóviles (9)	17'6	2'9	
Riñón				
<i>Sorex araneus</i>	Industria metalúrgica (32)	81-200	23-58	Ma y col., 1991
	Polución urbana (33)	14-51	47-60	
<i>Sorex throwbridgii</i>	Sitio control (41)	4'5-20	0'8-2'7	Hegstrom y West, 1989
	Bosque con vertidos ganaderos (66)	33	4'3	
	Bosque sin residuos ganaderos (50)	9	1'8	
<i>Talpa europaea</i>	Polución automóviles (7)	35'8	4'9	Komarnicki, 2000
	Polución automóviles (5)	39'2	2'7	
	Polución automóviles (9)	27'9	2'7	
Roedores				
Hígado	Características de la zona de muestreo	Cd	Pb	Referencia
<i>Microtus agrestis</i>	Industria metalúrgica (52)	0'19-0'57	0'76-1'7	Ma y col., 1991
	Polución urbana (44)	0'10-0'13	0'86-1'5	
<i>Peromyscus maniculatus</i>	Sitio control (64-68)	0'05-0'15	0'06-0'16	Hegstrom y West, 1989
	Bosque con vertidos ganaderos (44)	0'3	0'15	
	Bosque sin residuos ganaderos (56-58)	0'09	0'15	
<i>Apodemus flavicollis</i>	Sitio control (20-27)	1'93	2'75	Ieradi y col., 2003
	Polución industrial (36-40)	4'32	9'28	
<i>Clethrionomys glareolus</i>	Sitio control (13-27)	1'64	1'7	Ieradi y col., 2003
	Polución industrial (11-28)	3'82	2'37	
Riñón				
<i>Microtus agrestis</i>	Industria metalúrgica (51)	1'0-2'7	2'6-5'9	Ma y col., 1991
	Polución urbana (43)	0'09-0'28	2'4-5'2	
<i>Peromyscus maniculatus</i>	Sitio control (64-68)	0'2-1	0-0'8	Hegstrom y West, 1989
	Bosque con vertidos ganaderos (44)	1'8	1'2	
	Bosque sin residuos ganaderos (56-58)	0'4	0'7	
<i>Apodemus flavicollis</i>	Sitio control (8-24)	1'79	5'71	Ieradi y col., 2003
	Polución industrial (21-32)	15'49	15'99	
<i>Clethrionomys glareolus</i>	Sitio control (13-27)	1'0	4'13	Ieradi y col., 2003
	Polución industrial (19-26)	4'09	9'67	

Tabla 3. Estimación del consumo diario de C_d y Pb por micromamíferos de diferentes ambientes. Entre paréntesis, se indica el número de individuos capturados en cada estudio.

Especie (en $\mu\text{g/g}$ de peso seco y día)	Lugar	Cadmio	Plomo	Referencia
<i>Sorex araneus</i>	Industria metalúrgica (64)	11'3-15'9	18'6-23	Ma y col., 1991
	Polución urbana (66)	3'3-8'0	30'2-53'0	
<i>Microtus agrestis</i>	Industria metalúrgica (103)	0'2-0'4	1'9-10'1	
	Polución urbana (87)	0'1-0'3	4'9-7'4	
(en $\mu\text{g/día}$)				
<i>Sorex araneus</i> (20)	Borde de carretera		0'007 (atm) 0'84 (alim)	Schmiel y Harrison, 1981
<i>Apodemus sylvaticus</i> (7)			0'014 (atm) 0'49 (alim)	
<i>Clethrionomys glareolus</i> (8)			0'014 (atm) 0'58 (alim)	
<i>Clethrionomys glareolus</i>	Mina de extracción (35)	3'8	659	Milton y col., 2003
	Sitio control (10)	0'39	64'2	

- La interacción con otros elementos. Groten y colaboradores (1991) constataron un descenso de la toxicidad del cloruro de cadmio en las ratas en casos de régimen alimenticio suplementado con hierro, y todavía más si se añadía zinc, calcio o fósforo. Houpert y colaboradores (1997) mostraban igualmente que la administración simultánea de cadmio y plomo provocaba un aumento de las concentraciones tisulares de cadmio. Para el plomo, su asimilación puede verse incrementada con un régimen alimentario carente de hierro o calcio.
- La frecuencia de exposición. La absorción intestinal de cadmio será mejor en caso de ingestión ocasional que ante casos de ingestiones continuas (Lind y col., 1997). La asimilación del plomo desciende a medida que se eleva la dosis.

PAPEL DE LOS FACTORES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS

Diversas características biológicas y ecológicas de las especies utilizadas para los estudios ecotoxicológicos van a intervenir en la exposición y acumulación de los contaminantes, como el metabolismo o el régimen alimentario.

a) Metabolismo y fisiología de la especie

A causa de su metabolismo elevado, los pequeños mamíferos están expuestos mucho más que los animales de gran talla (Reinecke y col., 2000). Numerosos estudios validan que los insectívoros *Soricidae* parecen acumular mucho mejor los metales pesados (cadmio y plomo) que los roedores *Muridae* (Chmiel y col., 1981; Ma, 1989; Hegstrom y West, 1989; Ma y col., 1991; Komarnicki, 2000; Lodenius y col., 2002).

Comparados con los roedores, los insectívoros muestran necesidades nutricionales más elevadas y una gama de presas muy amplia y diversificada: larvas y adultos de insectos apterigotos y pterigotos, arácnidos, crustáceos, gasterópodos, miriápodos y otros microartrópodos del suelo (Fons, 1975) que constituyen una nutrición igualmente importante en cuanto al número de especies ingeridas.

El cadmio se acumula especialmente en el riñón y el hígado, siendo débiles las concentraciones en los otros órganos (Houpert y col., 1997; Oishi y col., 2001, Milton y col., 2003). Dodds-Smith y colaboradores (1992) encontraron, en porcentaje de carga corporal total de cadmio, alrededor del 71-91 % en el riñón, y del 6-13 % en el hígado. En el caso del plomo, tras el esqueleto, que constituye el órgano de acumulación a largo plazo, destacan los riñones y el hígado, como lugares de máxima acumulación de este metal tóxico (Chmiel y Harrison, 1981; Reinecke y col., 2000; Metcheva y col., 2002).

b) Modo de vida y alimentación

Las diferencias interespecíficas de hábitat, territorio, nutrición o lavado, entre otras, tendrán consecuencias en las variaciones de acumulación de metales según especies. En este sentido, Metcheva y colaboradores (2002) encontraron valores de plomo menos elevados en los tejidos de especies subterráneas de mamíferos, pues el plomo permanece especialmente en las capas superficiales del terreno.

Buen número de autores concuerdan en considerar que la exposición de los pequeños mamíferos a los contaminantes depende no sólo de su posición en la cadena trófica, sino también en su modo de vida y régimen alimentario (Hernández y col., 1999; Metcheva y col., 2002). De esta forma la alimentación constituiría la vía mayor de exposición para los micromamíferos predadores (Chmiel y Harrison, 1981; Groten y col., 1991; Ma y col., 1991; Ma y Van Der Voet, 1993; Hendriks y col., 1995; Reinecke y col., 2000). El suelo representa otra vía de exposición que puede ser de gran importancia, por ingestión de tierra en el momento de devorar las presas, por ejemplo (Talmage y Walton, 1991; Stanley y Roscoe, 1996).

En un estudio desarrollado durante un año completo, Ma y colaboradores (1991) estimaron que la ingestión diaria de cadmio por la musaraña *Sorex araneus*, cuyo hábitat se situaba en las proximidades de una fábrica de metal, era 50 veces superior que la del herbívoro *Microtus agrestis* (esto es, un factor de 50 veces). Este mismo estudio mostraba que las medidas realizadas en un suelo menos contaminado llevarían esta proporción a un nivel nunca inferior a 30 veces.

c) Edad y duración de la vida

Este parámetro posee por fuerza una influencia en el caso del cadmio y del plomo, al tratarse de metales acumulativos, con lo cual sus concentraciones se ele-

van con la edad. Este hecho se evidencia en los estudios realizados por Ceruti y colaboradores (2001) para el cadmio, y por Komarnicki (2000) y Milton y colaboradores (2003) para ambos metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

- AMES, B. N.; PROFET, M. y GOLD, L. S. (1990): Dietary pesticides (99.99% all natural). Proceedings of the National Academy of Sciences 19: 7777-7781.
- BOLAN, N. S.; KHAN, M. A.; DONALDSON, J.; ADRIANO, D. C. y MATTHEW, C. (2003): Distribution and bioavailability of copper in farm effluent. The Science of the Total Environment 20; 309(1-3): 225-36.
- CAPÓ, M. A. (1998): Incidencia Ecotoxicológica de los Metales Pesados en Poblaciones Humanas. Ed. Ciencias Veterinarias. Madrid.
- CAPÓ, M. A. (2002): Principios de Ecotoxicología. Diagnóstico, Tratamiento y Gestión del Medio Ambiente. Ed. McGraw-Hill Profesional. Madrid.
- CASTEEL, S. W. (2001): Lead. En: Peterson, M.E.; Talcott, P.A. Small Animal Toxicology. W.B. Saunders Company. Philadelphia, pp 537-547.
- CHMIEL, K. M. y HARRISON, R. M. (1981): Lead content of small mammals at a roadside site in relation to the pathways of exposure. The Science of the Total Environment 17(2): 145-154.
- CERUTI, R.; GHISLENI, G.; FERRETTI, E.; CAMMARATA, S.; SONZOGNI, O. y SCANZIANI, E. (2002): Wild rats as monitors of environmental lead contamination in the urban area of Milan, Italy. Environmental Pollution 117(2): 255-259.
- DODDS-SMITH, M. E.; JOHNSON, M. S. y THOMPSON, D. J. (1992): Trace metal accumulation by the shrew *Sorex araneus*. II. Tissue distribution in kidney and liver. Ecotoxicology and Environmental Safety 24(1): 118-130.
- FONS, R. (1975): Premières données sur l'écologie de la Pachysure étrusque *Suncus etruscus* (Savi, 1822). Comparaison avec deux autres Crociduriné, *Crocidura russula* (Hermann, 1780) et *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811) (Insectivore, Soricidae). Vie Milieu Paris 25C: 315-359.
- FONS, R. (1984): Ordre des Insectivores. En: Ministère de l'Environnement- Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères). Atlas des Mammifères Sauvages de France 19-21.
- GROTEN, J. P.; SINKELDAM, E. J.; MUYS, T.; LUTEN J. B. y VAN BLADEREN P. J. (1991): Interaction of dietary Ca, P, Mg, Mn, Cu, Fe, Zn and Se with the accumulation and oral toxicity of cadmium in rats. Food and Chemical Toxicology 29(4): 249-258.
- HEGSTROM, L. J. y WEST, S. D. (1989): Heavy metal accumulation in small mammals following sewage sludge application to forest. Journal of Environmental Quality 345-349.
- HENDRIKS, A. J.; MA, W. C.; BROUNS J. J.; DE RUITER-DIJKMAN, E. M. y GAST, R. (1995): Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-delta floodplains. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(1): 115-127.
- HERNÁNDEZ, L. M.; GOMARA, B.; FERNÁNDEZ, M.; JIMENEZ, B.; GONZÁLEZ, M. J.; BAOS, R.; HIRALDO, F.; FERRER, M.; BENITO, V.; SUNER, M. A.; DEVESA, V.; MUÑOZ, O. y MONTORO, R. (1999): Accumulation of heavy metals and As in

- wetland birds in the area around Donana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *The Science of the Total Environment* 242(1-3):293-308.
- HOUPT, P.; FEDERSPIEL, B. y MILHAUD, G. (1997): Toxicokinetics of cadmium in lactating and nonlactating ewes after oral and intravenous administration. *Environ Res.* Feb 72(2):140-50.
- IERADI, L. A.; ZIMA, J.; ALLEGRA, F.; KOTLÁNOVÁ, E.; CAMPANELLA, L.; GROSSI, R. y CRISTALDI, M. (2003): Evaluation of genotoxic damage in wild rodents from a polluted area in the Czech Republic. *Folia Zoologica* 52(1): 57-66.
- JURADO, R. (1989): Toxicología Veterinaria. Ed. Salvat S.A. Barcelona.
- KIERDORF, H. y KIERDORF, U. (2000): Roe deer antlers as monitoring units for assessing temporal changes in environmental pollution by fluoride and lead in a german forest area over a 67-year period. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 1-6.
- KOMARNICKI, G. (2000): Tissue, sex and age specific accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cd) by populations of the mole (*Talpa europaea* L.) in a central urban area. *Chemosphere* 41: 1593-1602.
- LAGADIC, L.; CAQUET, T.; AMIARD, J. C. y RAMADE, F. (1998): Utilisation de Bio-marqueurs pour la Surveillance de la Qualité de l'Environnement. Ed. Lavoisier, Tec&Doc. París.
- LANDIS, W. G. y YU, M. H. (1995): Introduction to Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals upon Ecological Systems. Ed. Lewis Publishers. Boca Raton (USA).
- LIND, Y.; ENGMAN, J.; JORHEM, L. y GLYNN, A. W. (1997): Cadmium accumulation in liver and kidney of mice exposed to the same weekly cadmium dose continuously or once a week. *Food and Chemical Toxicology* 35: 891-895.
- LODENIUS, M.; SOLTANPOUR-GARGARI, A.; TULISALO, E. y HENTTONEN, H. (2002): Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. *Journal of Environmental Quality*; 31(1): 188-192.
- MA, W. C. (1989): Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18(4): 617-622.
- MA, W. C.; DENNEMAN, W. y FABER, J. (1991): Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20(2): 266-270.
- MA, W. C. y TALMAGE, S. (2001): Insectivora. En: Shore R.F., Rattner B.A. (eds.). *Ecotoxicology of Wild Mammals*. Ed. John Wiley & Sons. Chichester (UK), 123-150.
- MA, W.C. y VAN DER VOET, H. (1993): A risk-assessment for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *The Science of the Total Environment* 2: 1701-1714.
- MACDONALD, D. y BARRET, P. (1995): Guide des mammifères de France et d'Europe. Delachaux et Niestle. París.
- MATEO, R.; GREEN, A. J.; LEFRANC, H.; BAOS, R. y FIGUEROLA, J. (2006): Lead poisoning in wild birds from southern Spain: A comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Aceptada, en imprenta.
- METCHEVA, R.; TEODOROVA, S. y TOPASHKA-ANCHEVA, M. (2002): A comparative analysis of heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria I. Monitoring points and bioaccumulation features. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54(2): 176-187.

- MILTON, A.; COOKE, J. A. y JOHNSON, M. S. (2003): Accumulation of lead, zinc and cadmium in a wild population of *Clethrionomys glareolus* from an abandoned lead mine. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 44: 405-411.
- MIRLEAN, N.; ROISENBERG, A. y CHIES, J. O. (2005): Copper-based fungicide contamination and metal distribution in Brazilian grape products. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 75(5): 968-74.
- MORENO, M. D. (2003): Toxicología Ambiental. Evaluación de Riesgo para la Salud Humana. Ed. McGraw-Hill. Madrid (España).
- NAGEL, A. (1991): Metabolic, respiratory and cardiac activity in the shrew *Crocidura russula*. Respiratory Physiology 85(2): 139-149.
- NEEDLEMAN, H. (2004): Lead poisoning. Annual Review of Medicine 55: 209-222.
- NOLET, B. A.; DIJKSTRA, V. A. y HEIDECKE, D. (1994): Cadmium in beavers translocated from the Elbe River to the Rhine/Meuse estuary, and the possible effect on population growth rate. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27(2): 154-61.
- NORBERG, G. F.; HERBER, R. F. M. y ALESSIO, L. (1992): Cadmium in the Human Environment: Toxicity and Carcinogenicity. Ed. International Agency for Research on Cancer. Lyon.
- OISHI, S.; NAKAGAWA, J. I. y ANDO, M. (2001): Biological of trace Elements Research 84: 155-167.
- PASQUALI, R. (2003): Química Ambiental. Akadia Editorial, Buenos Aires.
- READ, H. J. y MARTIN, M. H. (1994): The effects of heavy metals on populations of small mammals from woodlands in Avon (England), with particular emphasis on metal concentrations in *Sorex araneus* L. and *Sorex minutus* L. Chemosphere Oxford 27(11): 2197-2211.
- REINECKE, A. J.; REINECKE, S. A.; MUSILBONO, D. E. y CHAPMAN, A. (2000): The transfer of lead from earthworms to shrews (*Myosorex varius*) Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39: 392-397.
- SPAHN, S. A. y SHERRY, T. W. (1999): Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 37: 377-384.
- STALLWITZ, E. y HÄDER, D. P. (1994): Effects of heavy metals on motility and gravitactic orientation of flagellate (*Euglena gracilis*). Eur. J. Protistol. 30(1): 18-24.
- STANLEY, W. y ROSCOE, D. E. (1996): The uptake and effects of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 30(2): 220-226.
- SCHEUHAMMER, A. M. (1991): Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. Environmental Pollution 71(2-4): 329-75.
- SHARMA, R. P. y SHUPE J. L. (1977): Lead, cadmium and arsenic residues in animal tissues in relation to those in their surrounding habitat. The Science of the Total Environment 7(1): 53-62.
- SHORE, R. F. (1995): Predicting cadmium, lead and fluoride levels in small mammals from soil residues and by species-species extrapolation. Environmental Pollution 88: 333-340.
- SHORE, R. F. y DOUBEN, P. E. (1994): Predicting ecotoxicological impacts of environmental contaminants on terrestrial small mammals. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 134: 49-89.
- TALMAGE, S. S y WALTON, B. T. (1991): Small mammals as monitors of environmental contaminants. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 119: 14-145.