



Universidad de Granada

Departamento de Edafología y
Química Agrícola

Metales pesados en suelos de la Provincia de Málaga, España. La Cuenca Hidrográfica del Río Verde como unidad de análisis de su distribución y toxicidad



Marlon Oniel Escoto Valerio

Granada, 2006

**METALES PESADOS EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE MÁLAGA,
ESPAÑA. LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO VERDE COMO UNIDAD
DE ANÁLISIS DE SU DISTRIBUCIÓN Y TOXICIDAD**

UNIVERSIDAD DE GRANADA



**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA
FACULTAD DE CIENCIAS**

Memoria que para optar al grado de Doctor presenta

MARLON ONIEL ESCOTO VALERIO

D. Juan Antonio Fernández García, Profesor Titular de Edafología de la Universidad de Granada, como director del trabajo da el visto bueno a la presente memoria de Tesis Doctoral.

Fdo. Juan Antonio Fernández García

Granada, 2006

A ti Maria, mi abuela,
por ser el referente de mi familia,
y por enseñarme a rezar, reír y llorar.

AGRADECIMIENTOS

Esta quizá sea la parte más importante y difícil de escribir, agradecer a todas las personas que de una u otra forma han contribuido para el desarrollo de este trabajo. Mencionar a las personas e instituciones que han colaborado para que mis deseos y aspiraciones se cumplan, es reconocer un cúmulo de dedicación y aportes recibidos.

Agradecer el recibimiento y apoyo permanente de los miembros del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada es algo preponderante. El hecho de dejarme proponer, sugerir y diseñar un trabajo, y a la vez complementar mis ideas ha sido la mejor experiencia en investigación que he podido tener. Empezar por agradecer al Dr. D. José Aguilar, por su recibimiento y apertura de la puerta del Departamento el día de mi llegada. Al Dr. D. Juan Fernández por aceptar ser el director de mi trabajo y tener la suficiente paciencia durante el desarrollo del mismo. Agradecer el apoyo permanente y animosidad deseada del Dr. D. Carlos Dorronsoro, Dr. D^a Emilia Fernández, Dr. D. Javier Martínez, Dr. D. Antonio Roca, Dr. D. Ángel Iriarte, Dr. D^a Inés García, Dr. D. Mariano Simón y Dr. D. Cayetano Sierra.

A mis compañeros del despacho del laboratorio (que no los menciono como señores porque son como mis hermanos adoptivos) Manolo Sierra, Maria Díez y Francisco Martín, por su amistad sincera y por estar siempre dispuestos a ayudar a resolver mis dudas. A Manuela Rodrigo y Encarnación Ramírez, por sus consejos y ayuda en el desarrollo de mis tareas.

A toda mi familia, que es lo más valioso que tengo, a mis dos madres, a mi padre, a mis hermanos, a Diego, a mis primos que son como hermanos, y que ahora más que nunca sé cuánto significan para mí. A mi abuela que reza por mí todas las noches. A Katrina, por estar a mi lado y soportarme en el último tiempo.

A las autoridades de la Universidad Nacional de Agricultura de Honduras, por darme la oportunidad de trabajar en ella, a todos mis compañeros de trabajo, principalmente a Juan Carlos Menjivar y a Gustavo López por animarme a continuar creciendo profesionalmente. A Santiago y su familia por su amistad incondicional.

A la Agencia Española de Cooperación Internacional AECl, por la beca otorgada para el desarrollo del programa de Doctorado y que culmina con la realización de este trabajo.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	
1.1	Metales pesados	14
1.2	Descripción y características de los metales pesados	20
1.3	Contaminación de suelos por metales pesados.....	29
1.4	Propiedades del suelo que afectan a la disponibilidad y absorción de metales pesados	33
1.5	Determinación del contenido de metales pesados en los suelos	39
1.6	Toxicidad y legislación en materia de suelos contaminados por metales pesados	45
1.7	Determinación de la fitotoxicidad por metales pesados solubles en suelos a través de bioensayos con lechuga (<i>Lactuca sativa L.</i>)....	48
2.	DESCRIPCIÓN BIOFÍSICA DE LA PROVINCIA DE MÁLAGA	
2.1	Relieve	53
2.2	Hidrología.....	55
2.3	Geología y Litología	57
2.4	Suelos	60
2.5	Vegetación y Cultivos.....	64
2.6	Clima.....	71
3.	LOCALIZACIÓN Y FISIOGRAFÍA DE LA CUENCA DEL RÍO VERDE	
3.1	Ubicación	80
3.2	Istán, y la Cuenca	80
3.3	Sierras.....	81
3.4	Pendientes	82
3.5	Usos del Suelo	83
3.6	Sistema Hidrográfico.....	84
3.7	Litología	87
3.8	Suelos	88
4.	OBJETIVOS.....	91

5.	MATERIALES Y MÉTODOS	
5.1	Muestreo	92
5.2	Técnicas analíticas.....	95
5.3	Soporte informático y métodos estadísticos.....	96
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN PROVINCIA DE MÁLAGA	
6.1	Características físico-químicas de los suelos.....	97
6.2	Metales pesados y su relación con la tipología de suelos.....	103
6.3	Metales pesados totales y su relación con la litología.....	110
6.4	Síntesis de grupos relacionados	123
7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN CUENCA DEL RÍO VERDE, MÁLAGA	
7.1	Fraccionamiento de los metales pesados en suelos y sedimentos...	129
7.2	Análisis Estadístico Univariante. Estadística Descriptiva	134
7.3	Identificación de valores anómalos en la distribución, metales pesados totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA	138
7.4	Correlaciones y Regresiones Lineales.....	148
7.5	Análisis de Componentes Principales ACP.....	153
7.6	Subgrupos homogéneos. Metales pesados totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA presentes en suelos y sedimentos.....	180
7.7	Dinámica de dispersión de los metales pesados en los sedimentos del cauce principal y los afluentes de la Cuenca del Río Verde, Málaga	208
7.8	Metales pesados totales contenidos en los sedimentos superficiales del Río Verde, comparados con diferentes ríos del mundo	218
7.9	Fitotoxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y sedimentos en la Cuenca del Río Verde	220
8.	CONCLUSIONES	234
9.	BIBLIOGRAFÍA.....	236
10.	ANEXOS	256

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un cuerpo natural, de profundidad variable, compuesto de materiales orgánicos y minerales, que a su vez, se diferencian entre sí por sus propiedades físicas, químicas y mineralógicas. Este cuerpo natural es diferente de la roca madre, de quien procede, debido a la acción conjunta de una serie de factores: material originario, clima, vegetación, topografía y tiempo. Una vez constituido el suelo, no permanece en equilibrio estático, sino que está en permanente equilibrio dinámico. El suelo es en realidad un sistema abierto de flujos de materia y energía.

El suelo además de ser un recurso natural, escaso y no renovable a corto plazo, cumple una serie de funciones como son: formar parte de los ciclos biogeoquímicos; servir de sustrato para la producción de biomasa; ser un filtro para la retención de sustancias; actuar como tampón, minimizando alteraciones producidas en los ciclos naturales del agua y de los nutrientes; transformar productos; ser fuente de materias primas y ser el medio que sirve de soporte a la infraestructura, industria y vivienda.

El suelo es el medio receptor, por excelencia, de la contaminación, puesto que interacciona con la atmósfera, con la litosfera, con la hidrosfera y, además, recibe el impacto de los seres vivos. Esta interacción hace que el equilibrio químico establecido en él pueda romperse en un momento dado. Hasta que este desequilibrio se produce, existe un periodo de reacción, durante el cual el suelo tiene capacidad de respuesta frente a los impactos que le lleguen. Esta reacción puede ser de diferente tipo, según el agente contaminante y las características propias del suelo. Los tipos de reacción que pueden producirse son: neutralización; degradación biótica y abiótica; adsorción y cambio iónico; complejación, precipitación, y sinergismo.

Una vez que el contaminante se ha instalado en el suelo, el aspecto negativo que pueda realizar va depender de su biodisponibilidad, de la movilidad que presente, y de la persistencia. El contaminante tiene diferentes vías para abandonar el suelo: volatilización, extracción por crecimiento vegetal, pérdida por drenaje y por procesos de erosión.

Ahora bien, la evolución de un elemento contaminante depende de: la naturaleza de los constituyentes activos, distribución y composición química de las fases fluidas y de las partículas coloidales, actividad de los microorganismos, del pH, potencial redox, fuerza iónica, temperatura, etc. Según lo indicado anteriormente, es difícil prever el comportamiento de un determinado elemento en el suelo, puesto que éste puede cambiar, por ejemplo su estado de oxidación, o formar nuevos complejos o sustancias, y de esta manera interaccionar de forma distinta con los componentes del suelo. Esto permite que un elemento se haga más o menos tóxico dentro del ecosistema, según sea su evolución.

Esa capacidad de respuesta del medio, promoviendo reacciones de neutralización, precipitación, adsorción etc., se conoce como capacidad amortiguadora o capacidad tampón y es, en sí misma, la minimización del problema. Cuando esa capacidad tampón se supera, es cuando comienzan los problemas y se puede hablar de contaminación (Macias, 1993).

La concentración de un contaminante (orgánico o inorgánico) en disolución, y por tanto en estado disponible por la planta, puede ser controlada por la formación de precipitados sólidos, de menor solubilidad al pH actual. Igualmente, por los mismos procedimientos, un contaminante sólido, precipitado, podría sufrir un proceso de disolución cuando en el medio no se alcanzan las condiciones de saturación para dicho compuesto. Estas condiciones dependen de parámetros físico-químicos y del producto de solubilidad del sólido.

En muchas ocasiones, especialmente en ambientes contaminados, distintas fases sólidas pueden controlar la concentración de un elemento en la disolución. En otros casos, la cantidad de elemento en la solución no corresponde con lo previsto por el producto de solubilidad de las especies presentes, por lo que debe buscarse otro tipo de procesos capaces de controlar la concentración en solución. Estos procesos son reacciones de complejación y de adsorción.

Los metales polivalentes son fuertemente complejados por las sustancias húmicas del suelo. El contenido y calidad de la materia orgánica está relacionada

con la capacidad de asociación de metales. Cuando se forma este complejo, el catión metálico se une a ligandos orgánicos a través de más de un enlace; de esta manera se consigue que el metal se mantenga en solución a un valor de pH que sin la formación del complejo, estaría precipitado. Una vez en la solución puede moverse libremente o bien quedar retenido en superficies activas de óxidos y arcillas como complejo de adsorción.

Los procesos de adsorción se producen gracias a que en el suelo hay coloides cargados negativa y positivamente, con carga permanente o carga variable, es decir dependiente del pH, que atraen electrostáticamente elementos o especies iónicas con carga de signo contrario a la de la superficie adsorbente. Los metales o cualquier otro contaminante del suelo tienen una evolución diferente según el contenido y la naturaleza de los coloides. Estos coloides con carga eléctrica superficial son óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio más o menos amorfos, materia orgánica con diferente grado de humificación y minerales de arcilla.

De todo lo expuesto hasta ahora se deduce que frente a una posible agresión de un agente contaminante, el suelo tiene una capacidad amortiguadora, la cual es diferente para cada suelo; y que cuanto mayor es esta capacidad menos vulnerable será a la contaminación. La vulnerabilidad de un suelo la podemos definir entonces, como una falta de reacción frente a un impacto ambiental.

Los parámetros más relevantes de cara a establecer la vulnerabilidad de un suelo serán: la textura, contenido en materia orgánica, presencia de óxidos de Fe y Al y condiciones redox, tasa de saturación del complejo de cambio, presencia de carbonatos y presencia de caliza activa.

Algunas propuestas, orientadas a determinar el grado de toxicidad de un suelo, se basan en la utilización de niveles de concentración total de metales pesados en función del uso del suelo. Otras metodologías proponen el análisis de la toxicidad del suelo en sus diferentes fases (sólida y líquida).

Debido a la complejidad de características que presenta el suelo, tanto en su proceso de formación como en su capacidad para amortiguar la acumulación de

metales pesados (ya sea por procesos geogénicos o antropogénicos), el desarrollo de técnicas que nos permitan medir su toxicidad está todavía pendiente de definir. Reducir el grado de incertidumbre al momento de llevar a cabo una prueba de toxicidad en suelos es lo que se propone al realizar las mismas a partir de extractos líquidos.

La importancia de estudiar los metales pesados en los sedimentos superficiales de los ríos radica en que existe un riesgo potencial de que dichos metales pasen al agua y lleguen a ecosistemas particulares y/o al ser humano. Como hemos señalado anteriormente, los metales pesados pueden llegar a los ecosistemas acuáticos provenientes de actividades antrópicas o por aportes naturales. Una vez en los sedimentos, los metales pesados pueden ser absorbidos en la fase mineral de los sedimentos o acumulados en los organismos bentónicos, muchas veces aumentando su toxicidad potencial. Según Jain, (2004) en los últimos años la contaminación por metales pesados de los sistemas acuáticos de los ríos ha atraído la atención de la comunidad científica, ya que, al contrario que los contaminantes orgánicos, los metales pesados tienden a acumularse y aumentar paulatinamente su toxicidad.

Numerosos estudios han demostrado que las concentraciones de metales pesados retenidos en el lecho de los sedimentos, pueden ser indicadores de contaminación en los sistemas hidrológicos (Salomons y Förster, 1980). Se calcula que más del 97% de los metales pesados que llegan a los océanos son arrastrados por los sedimentos de los ríos (Jain y Sharma, 2001).

La distribución de los metales pesados en sedimentos superficiales ha sido estudiada por diferentes autores en distintos ríos del mundo. Filgueiras et al., (2004) han estudiado esta distribución en el Río Louro (España); Facetti et al., (1998) lo hicieron en el Río Paraguay; Audry et al., (2004) en el Río Lot en Francia; Brüggman (1995) en el Río Elbe de Suecia; y Santos et al., (2003) en el Río Odiel, España.

Por otro lado, la forma en que se encuentran los metales pesados en los sedimentos de los medios acuáticos determina su biodisponibilidad y por tanto su toxicidad, por ello es importante conocer las diferentes fracciones ya que la medida

de las concentraciones totales no es representativa de la dimensión exacta de la contaminación potencial.

La protección de la salud de las personas y la degradación de los ecosistemas particulares, son por lo general los objetivos de las legislaciones ambientales. Por lo anterior, es imprescindible el conocimiento de la variabilidad regional de las concentraciones de metales pesados en el suelo; la identificación del origen de los metales; el potencial tóxico de los metales en el suelo y la importancia en la estimación del impacto en la salud humana. Además, según Facchinelli, et al., (2001) es importante concertar valores guía y estándares de calidad para la definición de suelos contaminados o potencialmente contaminantes.

Una alternativa que complementa los tradicionales análisis químicos para la determinación de toxicidad de muestras ambientales es la realización de bioensayos, ya que los organismos vivos presentan alguna respuesta a niveles peligrosos de cualquier sustancia química o mezcla compleja de tóxicos presentes.

Se definen los bioensayos como una forma de análisis sistemático que, utilizando el método científico, permite detectar la presencia de una gran diversidad de agentes tóxicos en un solo análisis a través de la o las modificaciones producidas en una población de seres vivos expuestos a dichos agentes.

Los resultados pueden ser cuantificados de diversas maneras, usualmente se expresan como dosis de respuesta referida a la concentración del producto frente al cual una parte de la población testada (usualmente el 50%) muestra efectos tóxicos, para llegar a un índice de biotoxicidad que permita calificar la muestra.

En este trabajo se muestra la distribución de las concentraciones de metales pesados en los suelos de la Provincia de Málaga, considerando las características fisiográficas, edafológicas y litológicas. Se comparan las concentraciones en función de la profundidad, y se diferencia el origen natural o potencialmente antrópico de los metales pesados en los suelos.

1.1 Metales pesados

Se considera metal pesado a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g cm^{-3} cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos que aunque son metales ligeros o no metales se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados; es este el caso del As, B, Ba y Se.

Dentro de los metales pesados hay dos grupos:

- Oligoelementos o micronutrientes, que son requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo se consideran: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
- Metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejadas disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, principalmente: Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb, Bi.

La cantidad de metales pesados en el suelo proviene del material parental, modificaciones edafogénicas, procesos bioquímicos, partículas agregadas al suelo por acción natural, rocas y erupciones volcánicas y por la acción antrópica.

Las variaciones en las concentraciones de estos elementos, a veces es significativa, así el oro puede encontrarse en concentraciones de $0,001\text{-}0,002 \text{ mg kg}^{-1}$ y el manganeso de $20\text{-}10000 \text{ mg kg}^{-1}$. Por lo que antes de intentar calcular la contribución industrial a la contaminación metálica ambiental, es indispensable definir valores fidedignos de las concentraciones de metales en condiciones naturales (Azcue, 1988).

Fuentes Naturales: El contenido metálico de los suelos es el resultado de los procesos geológicos en su práctica totalidad. Esto significa que la cantidad de metales en los suelos depende de la naturaleza de los minerales que constituyen las

rocas a partir de las cuales se ha formado el suelo. Por ejemplo, las rocas ultrabásicas contienen entre 100 y 1000 veces más cromo y níquel que las rocas graníticas, mientras que estas últimas contienen 50 veces más Plomo que las rocas ultrabásicas.

Las rocas que contienen pirita están enriquecidas con la mayoría de los metales, especialmente en los potencialmente tóxicos: arsénico, cadmio, cobre y níquel, mientras que las apatitas pueden estar enriquecidas en arsénico, selenio, plomo y vanadio.

El contenido metálico de las rocas sedimentarias y metamórficas también varía mucho. Por ejemplo, los carbonatos liberan una cantidad relativamente baja de metales comparados con los esquistos los cuales contienen cantidades elevadas de arsénico, mercurio y selenio (Glooschenko, 1986, Azcue, 1988).

Las rocas ígneas ultrabásicas (como las peridotitas y las serpentinas) presentan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las ígneas básicas (como los gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (como el granito) y en las sedimentarias (como las areniscas y las calizas). Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que el Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para el As, Cd y Hg. En los suelos, los más abundantes son el Mn, Cr, Zn, Ni y Pb ($1-1.500 \text{ mg kg}^{-1}$; el Mn puede llegar a 10000 mg kg^{-1}). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As ($0,1-250 \text{ mg kg}^{-1}$) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg ($0,01-2 \text{ mg kg}^{-1}$) (Bowen, 1979).

La procedencia geológica de los metales pesados en el suelo está caracterizada por los siguientes aspectos:

- La alteración de las rocas está considerada como la fuente natural principal de metales en el medio ambiente.
- El contenido total de metales está fundamentalmente determinado por la composición del material original. Sin embargo, el contenido total de los constituyentes principales (oxígeno, silicio, aluminio, hierro, carbono, sodio,

potasio, magnesio, titanio y fósforo), raramente varía de un suelo a otro más de cinco veces.

- La alteración conlleva un proceso sinérgico de fragmentación o desgaste mecánico, y de alteración química. Cuanto menores son los fragmentos, mayor es la superficie específica disponible para el ataque químico y cuanto más débiles son los fragmentos, más susceptibles a la quiebra. Los efectos del desgaste geológico junto con la lluvia, viento, hielo y nieve son las principales causas de movilización natural de metales.
- La meteorización de los diversos minerales y la movilidad de sus componentes son característicos para cada metal. El zinc, por ejemplo, se encuentra principalmente en la estructura de los silicatos y óxidos, y es solubilizado cuando estos minerales sufren algún tipo de alteración química. De todas formas, el zinc liberado es generalmente adsorbido por arcillas y óxidos secundarios, excepto en ambientes extremadamente ácidos. Por otro lado, el níquel es fácilmente movilizado durante la alteración, ya que está contenido principalmente en los metales ferromagnéticos, para coprecipitar posteriormente con los óxidos de hierro y manganeso.

Fuentes Antropogénicas: El contenido de metales pesados en suelos, debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Pero la actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el suelo en cantidades considerables, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas. De hecho esto sucede debido a los vertidos de origen antrópico, procedentes de vertidos industriales, de actividades mineras, de la aplicación de plaguicidas o también del tráfico rodado. Como resultado de estas actuaciones, se emiten grandes cantidades de partículas que, después de un cierto tiempo de permanencia en la atmósfera, precipitan en los suelos lejos del lugar donde han sido vertidas.

En un balance realizado a finales de la década de los años 80, se estimó que la cantidad anual de vertidos de metales en suelos ascendía a unos 5 millones t. El 74% de esta cantidad corresponde a las cenizas procedentes de la combustión de combustibles sólidos, principalmente carbón; seguido de los desechos urbanos con

9%; las turbas y residuos de metalurgia con un 6% respectivamente y por último los fertilizantes con un 2%, según MAAF (1986).

Productos químicos agrícolas y lodos residuales: La adición deliberada de productos químicos en los suelos es la fuente principal de metales en los mismos. Con frecuencia se descubren carencias extensas de metales esenciales en suelos agrícolas y es necesario añadir diversos metales para aumentar la producción de los cultivos.

Los plaguicidas pueden ser una fuente principal de metales en los suelos. En un principio la base química de algunos de los plaguicidas usados en la producción de frutas, eran arseniatos de plomo y sulfatos de cobre. Esto produjo una contaminación considerable con arsénico, cobre y plomo en algunos de los suelos agrícolas. Muchos de los pesticidas nuevos contienen metilmercurio y varios quelatos de manganeso, zinc, cobre y mercurio. Estos también han dado lugar a contaminación de suelos agrícolas.

Metales pesados aportados al suelo por prácticas agrícolas

Materiales	Aportes de metales
Impurezas de fertilizantes	Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn
Lodos	Cd, Ni, Cu, Pb, Zn
Granjas de cerdos intensivas	Cu, As, Zn.
Pesticidas	Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn.
Disecantes	As
Curadores o preservantes de madera	As, Cu, Cr.
Objetos de metales corrosivos	Zn, Cd (metales galvanizados).

MAAF (1986).

Otra fuente de aporte de metales al suelo es a través de los lodos de las poblaciones humanas. El problema de añadir lodos es que la concentración de los metales puede aumentar considerablemente en los suelos. Los lodos pueden ser de origen industrial y doméstico. Los metales pesados que mayor grado de peligrosidad presentan en el suelo y que se derivan de los lodos son: Cd, Cu, Ni y Zn (Page, Bingham 1973).

Actividades de minería y fundición: Las actividades de minería y fundición son una de las principales fuentes de metales en suelos y ecosistemas terrestres. El proceso de minería implica: la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semi-procesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de metales. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia (Nriagu, 1990).

Generación de electricidad y otras actividades industriales: El uso de combustibles fósiles para la generación de electricidad también puede producir la deposición de metales en los suelos. La combustión de carbón es una de las principales fuentes de esta deposición, especialmente durante la producción y evacuación de cenizas (Nriagu, 1990).

Otras consideraciones relacionadas con las fuentes antropogénicas:

- Los desechos urbanos, como papel, vidrio, alimentos, plásticos y metales, están aumentando a un ritmo acelerado. Una de las alternativas, es el uso de vertederos, pero si estos lugares de evacuación no están suficientemente aislados, pueden actuar como fuentes de metales para el medio ambiente.
- Las mayores fuentes industriales de metales incluyen fábricas de hierro y acero que emiten metales asociados con las menas de hierro, como por ejemplo el níquel. Las fábricas de baterías pueden aportar cantidades considerables de plomo a los suelos próximos. Los metales asociados con áreas altamente industrializadas incluyen arsénico, cadmio, cobalto, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio. La fabricación de automóviles y las industrias galvanoplásticas son otras fuentes de metales pesados.
- Los automóviles han sido la mayor fuente de emisión atmosférica de plomo debido al uso de gasolina con este metal. Este efecto puede ser local, en términos de elevadas concentraciones de plomo en los suelos que bordean las carreteras y autopistas. Pero el transporte de plomo a larga distancia también puede contaminar áreas remotas. Los combustibles fósiles producen una dispersión de metales pesados en un amplio rango que incluye, además de Pb: Cd, Cr, Zn, As, Sb, Se, Ba, Cu, Mn, U, y V. Aunque no todos estos elementos se

encuentran de forma significativa, dependiendo su concentración del tipo de combustible (Nriagu, 1990).

- La industria metalúrgica aporta cantidades considerables de metales pesados, bien a través de la emisión de aerosoles que luego son transportados al suelo por la vegetación, bien por los efluentes líquidos que llegan al suelo o por la generación de aguas duras que luego se depositan en el suelo. Muchos de los metales pesados producidos por la industria metalúrgica son utilizados en aleaciones específicas o en los aceros. Incluyen: V, Mn, Pb, W, Mo, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Si, Ti, Te, Ir, Ge, Tl, Sb, In, Cd, Be, Bi, Li, As, Pr, Os, Nb, Nd y Gd (MAAF, 1986).
- La relación de la electrónica con la aportación de metales pesados la sugiere MAAF (1986), indicando que un gran número de ellos son utilizados en la elaboración de semi-conductores, cables, contactos y otros componentes electrónicos. Incluye: Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, Y, W, Cr, Sm, Ir, Ga, Ge, Re, Sn, Tb, Co, Mo, Hg, Sb, As y Gd. La contaminación del ambiente y del suelo por parte de estos metales cuando hay vertidos accidentales en el suelo de residuos en la etapa de fabricación; productos de electrodomésticos de deshecho, transformadores que contienen policlorinato de bifenilo (PCBs), los cuales son muy persistentes en el suelo.

Fuentes significativas de metales pesados que pueden llegar al suelo

Fuente	Metales
Industria del cloro	Hg.
Baterías	Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg.
Pigmentos y pinturas	Pb, Cr, As, Sb, Se, Mo, Cd, Ba, Zn, Co
Catalizadores	Pt, Sm, sb, Ru, Co, Rh, Re, Pd, Os, Ni, Mo.
Polímeros estabilizadores	Cd, Zn, Sn, Pb (producto de la incineración de plásticos).
Impresoras y Gráficos	Se, Pb, Cd, Zn, Cr, Ba.
Usos médicos	Ag, As, Ba, Cu, Hg, Sb, Se, Sn, Pt y Zn
Aditivos y lubricantes	Se, Te, Pb, Mo, Li.

(MAAF, 1986).

Otras fuentes de metales de pesados al suelo:

Fuente	Metales aportados
Deposición de aguas residuales	El Pb es el principal metal que llega al suelo producto de las aguas residuales de las viviendas, municipales e industriales. Un mal manejo de los sitios de tratamiento de éstas aguas puede producir la llegada de metales pesados al suelo, como los siguientes: Cd, Cu, Pb, Sn, Zn.
La cacería deportiva	La práctica de la cacería deportiva puede contribuir a la llegada de metales pesados al suelo, tales como: Pb, Sb en algunos casos y Ni en otros.
Residuos militares	Es importante destacar la posibilidad de llegada de metales pesados al suelo como los siguientes: Pb, de las balas y sus residuos; Cu y Zn de los cartuchos; la destrucción de equipo, vehículos, lubricantes y otros, hacen de esta actividad altamente potencial en el aporte de metales pesados al suelo.

MAAF, (1986).

1.2 Descripción y características de los metales pesados

Arsénico: El As ha alcanzado gran notoriedad por el número de propiedades tóxicas que presenta. Afortunadamente las cantidades de As presentes en el suelo no presentan peligro de toxicidad para las plantas. El As es un elemento conocido por el hombre desde hace miles de años. Actualmente el mayor uso del As se da en la formulación de plaguicidas, preservantes de madera y en el aumento de las crías de cerdos. En el suelo los niveles de As dependen del tipo de roca, el rango de presencia normal es de 1-40 mg kg⁻¹ (Onishi, 1969).

La mayoría del As mineral se encuentra en la forma de arsenopirita FeAsS, aunque se puede encontrar asociado con muchos tipos de minerales depositados, especialmente los ligados a la mineralización del S (sulfuros), los altos niveles están asociados con la presencia de sulfuros y en la actualidad la mayor liberación de As está asociada a la extracción de minerales como el Cu, Pb, Au y Ag (Boyle y Jonasson, 1973).

Muchos autores han estudiado sus concentraciones en el suelo, así: Dudka y Markert (1992) consideran concentraciones bajas a los valores de 1,99 mg kg⁻¹; y altas a 4,62 mg kg⁻¹, mientras que Severson et al, (1992) encontraron valores de 1,1 mg kg⁻¹ en Alemania; Berrow y Reaves, (1984) indican valores de hasta 10 mg kg⁻¹ en un estudio realizado en 2.691 suelos de Polonia; Shacklette y Boerngen,

(1984) registran valores de $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$ en suelos de USA; y Chen, et al., (1991) señalan valores de concentración de $9,2 \text{ mg kg}^{-1}$ en suelos de China y el Tibet. En suelos de la Provincia de Andalucía, el As muestra valores de concentración máxima de 54 mg kg^{-1} (Aguilar et al., 2001).

Los niveles de As en las plantas son generalmente bajos, por lo que podemos decir que los niveles de fitotoxicidad en el suelo son marginales. Las plantas monocotiledóneas y dicotiledóneas no difieren en su comportamiento frente a la presencia de As. Según Alloway (1995) los suelos arenosos presentan toxicidad por As en concentraciones próximas a 40 mg kg^{-1} , mientras que en los suelos arcillosos es cinco veces superior, ya que señala como concentración de toxicidad en estos suelos la de 200 mg kg^{-1} . También indica que en general hay un incremento de los efectos tóxicos cuando los suelos tienen un pH inferior a 5, asociado a la presencia de oxocompuestos de Fe y Al y materia orgánica.

La Unión Europea considera un máximo aceptable en la concentración de As en los suelos agrícolas y en los lodos de 20 mg kg^{-1} . Mientras que el Reino Unido ha propuesto reducir los valores a 10 mg kg^{-1} en suelos de jardines domésticos y aumentarlos hasta 40 mg kg^{-1} en suelos de parques, playas, campos y espacios abiertos.

Cadmio: Se conoce la existencia de Cd en minerales como la blenda (ZnS) formando parte de las impurezas, pero también se conoce el sulfuro de cadmio denominado greenockita (CdS), y también se encuentra en minerales ferromagnésicos. En general, no se encuentran minerales independientes de cadmio, aunque en ocasiones se aprecia su óxido revistiendo el silicato de Zn (hemimorfita) o su carbonato denominado octavita (CdCO_3) revistiendo la blenda. El Cd se disuelve en forma de sulfato y cloruro; si el ambiente es reductor y debido a su gran afinidad por el azufre, puede precipitar como CdS, concentrándose en los elementos más reducidos. Se ha determinado cadmio en arcillas pizarrosas con concentraciones de $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fassett, 1980).

El Cd está asociado geoquímicamente con el Zn, poseen estructura iónica y electronegatividad similar. La mayor abundancia de Cd está asociada a la presencia

de ZnS (World Resources Institute, 1992). En general la mayoría de los suelos presentan valores de Cd menores 1 mg kg^{-1} , excepto aquellos suelos que han sido perturbados por la acción humana (Page y Bingham, 1973).

Kabata- Pendias, Pendias (1992) señalan en sus análisis la presencia de Cd en el suelo en rangos que oscilan entre $0,06 - 1,1 \text{ mg kg}^{-1}$, con un promedio de 0.53 mg kg^{-1} . La aplicación de fertilizantes fosfatados en el suelo predispone la concentración de Cd en el suelo. El Cd se encuentra normalmente en los horizontes superficiales en combinación con otros factores, como la materia orgánica y la aplicación de fertilizantes fosfatados (Kabata Pendias y Pendias, 1992; y Merigton y Alloway, 1994).

La movilidad del Cd en el suelo y en las plantas está asociada a la presencia de otros metales, tales como el Pb y Cu, asimismo los efectos del pH en la adsorción de Cd en el suelo ha sido señalada por diversos autores, así Anderson y Cristensen (1984), indican que la adsorción de Cd en suelos arenosos y orgánicos está multiplicada por un factor de 3 por cada unidad incrementada de pH entre 4 y 7,7. García- Miragaya y Page, (1978) encontraron que a niveles de pH 6 y 7, en suelos con alto contenido de materia orgánica e hidróxidos de Fe se adsorbe más Cd que en suelos con arcillas 2:1.

El Cd no ejerce ninguna función biológica y es altamente tóxico para las plantas y animales; el origen de la contaminación por Cd se debe a las actividades de extracción minera y a las fundiciones ligadas al Pb y Zn; las concentraciones que se encuentran en el ambiente no causan toxicidad; en humanos produce un efecto crónico de acumulación (Fassett, 1980).

Cromo y Níquel: El Cr puede encontrarse como anión y en forma sulfurada en el medio. Como metal forma espinelas cromíferas, en especial la cromita (FeCr_2O_4), aunque es poco abundante. Como sulfuro, se relaciona fundamentalmente con el Fe. Su contenido en el suelo es variado (de 10 a 5000 mg kg^{-1}), con una concentración media de 84 mg kg^{-1} y está determinado por la roca madre (Alloway, 1995). En los suelos de Andalucía, los altos valores de

concentración de Cr y Ni se asocian a la roca madre, donde es posible encontrar valores máximos de 7000 y 3000 mg kg⁻¹ respectivamente (Aguilar et al., 2001).

El Ni es un metal que forma minerales de origen magmático, sulfuros como la millerita (NiS) y la vaesita (NiS₂), o antomoniuros y arseniuros como la ullmannita (NiSbS), rammelsbergita (NiS₂) o cloantita (NiAs₃₋₂). El contenido de Ni depende en gran medida de la naturaleza del material parental. En las rocas este contenido es variable y abunda, al igual que la mayoría de los metales pesados, en las de origen ígneo (80 mg kg⁻¹ de concentración media) (Alloway, 1995). Así, por ejemplo, en los suelos formados sobre serpentinas pueden encontrarse concentraciones entre 100-7000 mg kg⁻¹ (Brooks, 1987).

El total anual de Cr y Ni que se incorpora a los suelos del mundo es estimado entre 480.000-1300.000 t/año para Cr, y de 106.000-544.000 t/año para Ni (Nriagu, Pacyna, 1988). Los fertilizantes fosfatados contienen Cr y Ni, The National Reserch Council of Canada señala un rango de 30-3000 mg kg⁻¹ en fertilizantes fosfatados (NRCC/CNRC, 1976).

Otra fuente de aporte de Cr y Ni al suelo son las cenizas, cuyo origen es la combustión del carbón en los generadores eléctricos. Las cantidades de Ni que pueden llegar por esta vía al suelo son menores que las de Cr. La cantidad de emisiones de Cr y Ni depositadas se estiman en: 896 t/año en el caso de Cr y 325 t/año en el de Ni (Nriagu, Pacyna, 1988).

Probablemente el mejor documento que habla sobre la contaminación de suelos por Ni, está en el área de Sudbury Basin in Ontario, Canadá. La defoliación y la falta de vegetación en algunas partes de la zona se deben a la emisión de Ni, Cu, Fe y ácidos derivados del S, provenientes de las fundidoras de Ni (Jaffré et al, 1979).

Freedman y Hutchinson, (1980) estimaron que más del 40% de residuos con Cr y Ni emitidos por las fundidoras son depositados a más de 60 Km de las mismas, sus concentraciones decrecen a medida que aumenta la distancia de las mismas.

El Cr presenta diferentes formas en su estado de oxidación, siendo más estable y menos soluble como Cr (III), ya que se coordina con ligandos que contienen oxígeno y nitrógeno, y su solubilidad decrece a pH mayores de 4 y por debajo de 5.5 completa su precipitación. El Cr (VI) presenta su forma más estable en presencia del oxígeno atmosférico, es esta forma mucho más tóxica que la trivalente debido a su mayor solubilidad. Por otra parte hay que tener en cuenta que el Cr (VI) presenta un alto potencial de reducción positiva, siendo una de las formas más fuertes de oxidación, y en presencia de materia orgánica el Cr (VI) es reducido a Cr (III), la reducción es mayor en suelos ácidos que en los alcalinos (Cary et al, 1977); Bloomfield y Pruden, 1980).

La química del Ni es más simple y se basa en el ión metal divalente Ni^{2+} . La solubilidad de los hidróxidos de Cr (Cr (III)) y Ni, junto con otros elementos siderófilos y a diferentes valores de pH indican una relativa movilidad en el suelo. La solubilidad del Ni aumenta a valores de pH bajos (Anderson y Christensen, 1988). Según estos mismos autores el factor más importantes que determina la distribución de Ni en el suelo en su fase sólida es el pH.

La concentración de Cr absorbible por las plantas es extremadamente pequeña en la mayoría de los suelos, por lo que no afecta el normal desarrollo de las mismas (Bowen, 1979). La concentración de Ni en plantas en crecimiento es no contaminante y en suelos no serpentínicos presenta rangos de 0,1-5 $mg\ kg^{-1}$ (Hutchinson et al., 1981 y Farago y Cole, 1988). Pero la presencia de altas concentraciones de Ni en las capas superficiales del suelo produce efectos nocivos en la actividad microbiana, en la germinación de las semillas y en el crecimiento de las plantas (Hutchinson et al, 1981).

La Comisión Europea en sus recomendaciones del año 1986 no contempla el límite para el Cr en suelos. Sin embargo se recomienda un límite de 250 $mg\ kg^{-1}$ para suelos tratados con lodos (Commission of the European Communities, 1986).

Cobre: El Cu es uno de los elementos esenciales más importantes para las plantas y animales. Este elemento forma parte de numerosas rocas y minerales, principalmente en forma de sulfuro ya que tiene gran afinidad por el S, pudiendo

encontrarse afloramientos de metal nativo. Los minerales más abundantes son la calcopirita (CuFeS_2) y la calcosina (Cu_2S). En las rocas ígneas es más abundante en los basaltos (entre 30 y 60 mg kg^{-1}). En rocas sedimentarias muestra mayor concentración en esquistos, indicando una adsorción preferencial sobre partículas finas. Baker y Bower (1988) señalan que la concentración media de Cu en la litosfera se considera de 70 mg kg^{-1} . Krauskopf, (1972) refiere valores de 24 a 55 mg kg^{-1} como rango de concentraciones de Cu en la superficie de la tierra y 20 mg kg^{-1} para los suelos, indica que las concentraciones de Cu son altas en rocas graníticas y muy bajas en rocas carbonatadas. Las rocas basálticas tienen mayor contenido de Cu que las graníticas.

El Cu en el suelo está presente en los minerales primarios y secundarios, en compuestos orgánicos asociado con la materia orgánica, en formas cambiables sobre los coloides: óxidos de Fe y Mn, arcillas silicatadas y otros elementos minerales y en la solución del suelo, aunque su concentración se sitúa en valores relativamente bajos, entre 2 y 100 mg kg^{-1} , con un valor medio de 20 mg kg^{-1} (Baker y Bower, 1988). El Cu (I) es la forma más estable encontrada en el ambiente, sobretudo en aquellas soluciones que contienen excesos de iones acetónitrícos, piridinos o cianinos. La concentración de Cu en el horizonte superficial es indicativo de su adición al suelo (Alloway, 1995). En suelos de Andalucía, es posible encontrar concentraciones máximas de Cu de 4913 mg kg^{-1} (Aguilar et al., 2001).

El suelo es afectado por altas concentraciones de Cu producto de su utilización en el tratamiento de los cultivos a través de los fungicidas y fertilizantes, la aplicación de lodos, estiércoles (por ejemplo el estiércol de cerdo aporta cantidades superiores a los 1.990 mg kg^{-1} según Nriagu, 1979) y deposición atmosférica.

La deposición atmosférica del Cu depende de la proximidad de la fuente emisora y el tipo y cantidad de emisión. En el Reino Unido el total anual de deposición de Cu está en el rango de 100 g ha^{-1} y 480 g ha^{-1} . En algunos suelos se eliminan alrededor de 100 g ha^{-1} , por lo que la deposición de Cu de la atmósfera, a veces no es suficiente para corregir la deficiencia de Cu en algunas áreas (Baker y Bowers, 1988).

La solubilidad del Cu en el suelo depende de un complejo de iones orgánicos e inorgánicos, de la estabilidad del complejo húmico, y del Cu adsorbido por el complejo arcilla-humus coloidal entre otros. En la parte superficial del suelo, el total de la concentración de Cu en la solución presenta valores bajos (entre 0,01- 0,6 mg kg⁻¹), teniendo una alta afinidad a ser adsorbidos por los coloides del suelo. Niveles de 1,5 a 4,5 mg kg⁻¹ pueden dañar o matar las raíces de las plantas en crecimiento (Shorrocks et al., 1987).

En suelos agrícolas y a pH de 5,5 el Cu se encuentra adsorbido de manera específica en forma de iones en el complejo de cambio. El Cu⁺ es más soluble en forma iónica a pH menor que 6,9, mientras que el Cu (OH) es más soluble a pH superior a 7 (Lindsay, 1979). Se estima que la adsorción de Cu⁺² no depende de la CIC de las arcillas, sino que está relacionada fuertemente con el pH, además del grado de saturación del complejo de cambio (Kuo y Baker, 1980).

Plomo: Los minerales de Pb más importantes son el sulfuro de Pb, galena (PbS), la cerusita que es el carbonato de Pb (PbCO₃), la anglesita que es el sulfato de Pb (PbSO₄), y la piromorfita (Pb₅Cl(PO₄)₃). Su contenido en rocas ígneas es muy variado, siendo más abundante en los granitos (entre 15 y 30 mg kg⁻¹), con una concentración media estimada de 18 mg kg⁻¹. En general, el contenido medio de Pb en las rocas es de 16 mg kg⁻¹, las rocas sedimentarias contienen en promedio 23 mg kg⁻¹, mientras que su contenido en el suelo es variable (Nriagu, 1979). Está muy difundido debido a que forma numerosos sulfuros, seleniuros, sulfosales, fostatos, arseniatos y silicatos. Escasamente se encuentra en forma natural como Pb nativo.

Se estima que la concentración media de Pb en el suelo se sitúa en los 10 mg kg⁻¹ (con un rango de 2 a 200). Davies, (1983) encuentra valores de concentración de Pb en suelos superficiales (0-15 cm) provenientes de Gales e Inglaterra que oscilan entre 15 y 106 mg kg⁻¹, con valores medios de 42 mg kg⁻¹. Berrow y Reaves, (1986) evaluaron la distribución de Pb en 3944 puntos procedentes de 896 perfiles de suelos en Escocia, el contenido medio encontrado en los suelos minerales fue de 13 mg kg⁻¹; y de 30 mg kg⁻¹ en los suelos orgánicos. El Pb presenta mayor persistencia en el ambiente en relación a otros metales. Se acumula en los suelos y en los sedimentos, y debido a su baja solubilidad y relativa libertad frente a la

degradación microbiana, hace que permanezca activo por mucho tiempo (Nriagu, 1983). En suelos de Andalucía, el Pb alcanza concentraciones máximas de 3449 mg kg⁻¹ (Aguilar et al., 2001).

Las acciones antrópicas son las que mayor cantidad de Pb aportan al suelo; concretamente la minería, las actividades de fundición, lodos usados en la agricultura, el estiércol y el Pb procedente de la combustión de gasolinas (Frank et al., 1976). El arseniato de Pb (PbHAsO₄) utilizado en la agricultura para el control de insectos es una vía de llegada del Pb al suelo (Merry et al., 1983). El Pb derivado de la combustión en los motores de explosión se viene acumulando en el suelo desde 1923 que aparecen los motores de combustión interna que utilizan petróleo (Purves, 1968). Purves y Mackenzie, (1969) encontraron que los niveles de Pb y otros metales en suelos urbanos era superior hasta en cuatro veces a los suelos rurales en el Sur de Escocia.

Alloway, (1995), publicó datos sobre la contaminación por Pb en Gales. Encontró en suelos aluviales en Ystwyth valores de 90-2900 mg kg⁻¹, con valores medios de 1419 mg kg⁻¹ frente a valores de 24-56 mg kg⁻¹ y medios de 42 mg kg⁻¹ en una zona contigua a la anterior. El Pb tiende a acumularse naturalmente en el horizonte superficial del suelo. Algo de remarcar es la fuerte presencia de Pb en suelos cubiertos por silicatos (Lounamaa, 1956). El Pb es inmóvil en casi todos los suelos a excepción de cierto tipo de Ultisol con textura franca y baja CIC (Korte, et al, 1976).

Solo una pequeña parte del Pb en el suelo es absorbido por la planta; la mayoría del Pb se localiza de forma compartida en el suelo. Estas formas compartidas de Pb se localizan en: la solución del suelo; adsorbido en la superficie de las arcillas húmicas; en complejo de intercambio; en forma precipitada; y de manera secundaria en los óxidos de Fe y Mn, tierras alcalinas y carbonatos (Alloway, 1995). En teoría se concluye que la forma soluble del ión Pb en suelos calcáreos está regulada por Pb(OH)₂, Pb₃(PO₄), Pb₅(PO₄)₂OH y en los suelos calcáreos el más importante es PbCO₃ (Santillan- Medrano y Jurinak, 1975).

Datos estadísticos demuestran que el pH y la CIC son las propiedades del suelo que controlan la movilización del Pb (Zimdahl y Skogerboe, 1977). Existe la tendencia a incrementar la concentración de Pb en el suelo al decrecer el tamaño de las partículas en la superficie del suelo (Berrow y Reaves, 1984). No existe relación directa entre el contenido de materia orgánica y la relación de adsorción de Pb por el horizonte superficial del suelo (Harter, 1978). Davies, (1983), propone que la concentración de Pb no contaminante es alrededor de 40 mg kg^{-1} .

Zinc: Sus principales minerales son la blenda y la wurtzita (ZnS), óxidos como la cincita (ZnO), el carbonato denominado smithsonita (ZnCO_3) y también se halla en diversos silicatos como la willenita (ZnSiO_4) y la hemimorfita ($\text{Zn}_4\text{Si}_2\text{O}_7 (\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), los cuales existen como componentes de diferentes rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias. Suelos derivados de rocas básicas poseen mayor contenido que aquellos que proceden de rocas sedimentarias silíceas. El contenido medio en los suelo se sitúa entre 10 y 300 mg kg^{-1} . Actividades industriales como el galvanizado, producen residuos que contienen este metal y puede pasar a contaminar puntualmente suelos y aguas (Loué, 1986).

El Zn se disuelve con relativa facilidad en forma de sulfato o cloruro durante el proceso de alteración, y es arrastrado por las aguas subterráneas y superficiales. Este elemento precipita con relativa afinidad en sedimentos sulfurosos. También se localiza en arcillas pizarrosas ricas en materia orgánica. En el suelo, el Zn reacciona con la materia orgánica, y es fijado por los microorganismos (Marschner, 1986).

De acuerdo a Lindsay, (1979) el rango normal de Zn en el suelo es de 10 - 300 mg kg^{-1} con promedios de 50 mg kg^{-1} . Kabata-Pendias et al., (1992) estudiaron los niveles de Zn en suelos de zonas húmedas de Europa, encontrando que su distribución es relativamente uniforme. Los niveles más bajos se encontraron en Podzoles (28 mg kg^{-1}) y Luvisoles (35 mg kg^{-1}), mientras que los niveles más altos lo fueron en Fluvisoles (60 mg kg^{-1}) e Histosoles (58 mg kg^{-1}). Las cantidades medias de Zn encontrados coinciden con las citadas por Lindsay, (1979). En suelos de Andalucía, el Zn presenta concentraciones máximas de 1831 mg kg^{-1} (Aguilar et al., 2001).

En el suelo el Zn está presente como ión libre y complejo organometálico en la solución, siendo el parámetro más importante a considerar en esta solubilidad el pH (Lindsay et al, 1969, Lindsay 1972 y 1979). Otra forma de Zn en el suelo es adsorbido en la fracción coloidal, la cual está compuesta por arcillas minerales óxidos e hidróxidos de Fe y Al y compuestos húmicos (Kabata Pendias y Pendias, 1992). Shuman, (1975) estudió el efecto del pH en la adsorción de Zn y concluye que a valores de pH bajos la absorción de Zn es menor en suelos arenosos y mayor en materiales coloidales. Abd- Elfattah y Wada, (1981), encontraron alta selectividad de adsorción de Zn por óxidos de Fe. Además, el Zn puede encontrarse como mineral secundario e insoluble en la fase sólida del suelo (Alloway, 1995). La absorción de Zn por las plantas, en las que es constituyente de numerosas enzimas, es en forma de catión divalente Zn^{2+} (Marschner, 1986).

Según Loué, (1986) los rangos de concentración de Zn en el suelo se pueden calificar de la manera siguiente: deficiente de 10-20 mg kg^{-1} ; suficiente a normal de 25–150 mg kg^{-1} ; y excesiva tóxica de más de 400 mg kg^{-1} .

1.3 Contaminación de suelos por metales pesados

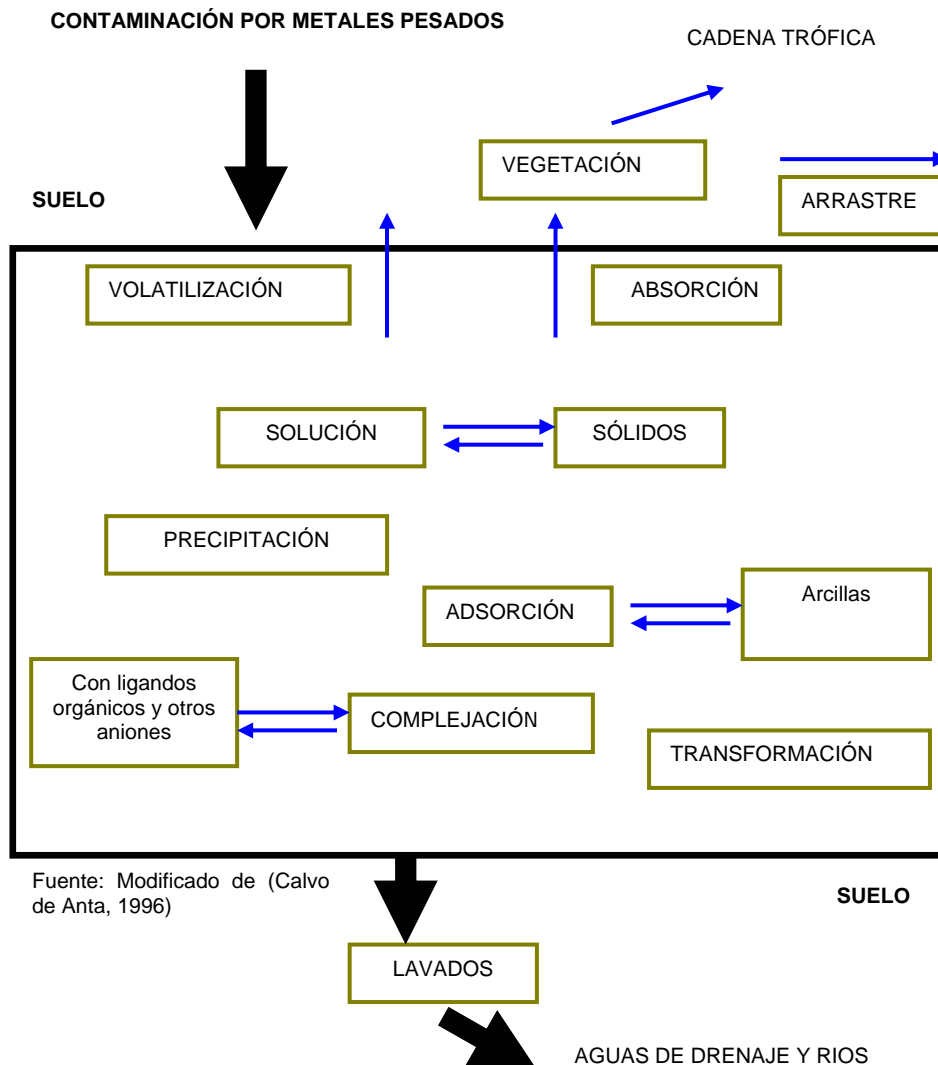
El contenido total de metales en el suelo puede dar una idea del nivel de contaminación, pero es la fracción asimilable del metal por la planta la que indica el grado de toxicidad potencial del elemento para los seres vivos. Esta fracción considerada asimilable se define como la suma de la fracción soluble en la fase líquida y la retenida en la fase sólida que puede ser transferida a la solución para ser adsorbida por las raíces de las plantas. Por ello es fundamental considerar las formas de asociación de los metales en los suelos.

Los factores físico-químicos que controlan la cantidad de metal adsorbido por la planta son los mismos que controlan la concentración y estado del metal en la solución del suelo, el movimiento del metal hacia la superficie de la raíz, su transporte desde la superficie de la raíz hasta el interior de la planta. Estos procesos conllevan un sistema de reacciones muy complejo, entre el suelo y la actividad biológica de la planta. Dadas las dificultades que supone conocer el estado real de disponibilidad de un elemento en el suelo, numerosos autores han intentado reproducir la capacidad absorbente de la planta utilizando soluciones extractantes

con propiedades solubilizantes y complejantes, con resultados que no siempre son satisfactorios. Puesto que el grado de toxicidad de los metales pesados en el suelo no sólo depende del tipo de elemento de que se trate y de la concentración en que se encuentre, sino que también tiene una especial incidencia la forma química o física en que se presente, ya que regula su disponibilidad y por tanto el efecto contaminante producido. Los metales pesados incorporados al suelo pueden tener diferentes comportamientos: quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación; absorbidos por las plantas y así incorporados a las cadenas tróficas; pasar a la atmósfera por volatilización; y/o moverse con las aguas superficiales o subterráneas. La presencia de metales pesados en el suelo es controlada por un conjunto complejo de reacciones químicas y por un número de procesos físicos y biológicos activos en el suelo. Además, el movimiento inicial después de la llegada de los metales pesados al suelo depende de la forma en que el metal pesado se integre en el mismo. Los iones metálicos entran en la solución del suelo al menos de cuatro formas distintas: a través del drenaje del agua en el suelo; agregados por las plantas al suelo; retenidos por el suelo en su forma insoluble; y de forma gaseosa (aplicado al Hg solamente) (Sánchez Bascones, 2003).

Las fracciones del suelo en las que se pueden encontrar los metales pesados son: intercambiables, carbonatada, reducible, parcialmente reducible, orgánica/sulfhídrica y residual. Los metales pesados con niveles bajos en la fracción intercambiable, indican una estabilidad apreciable, poco propensos a moverse fácilmente en el suelo. Cuando un metal está presente en la fracción carbonatada, presenta sensibilidad a la acción de los ácidos débiles. La fracción reducible está asociada a los metales ligados a óxidos de Fe y Mn. Metales pesados como el Zn, Ni, Pb y Cd pueden encontrarse en esta fracción reducible. Cuanto mayor sea su presencia mayor estabilidad y menor capacidad de disolución en el suelo presentan. En la fracción orgánica/sulfhídrica pueden encontrarse el Ni, Cu y Cd. A mayor cantidad de metales pesados en esta fracción mayor estabilidad y menor capacidad de disolución en el suelo. En la fracción residual pueden encontrarse cantidades considerables de todos los metales; Pb, Cu, Fe en mayores cantidades y en menores pero significativas el Zn, Cd y Ni. Cuando un metal pesado está presente en todas, o casi todas las fracciones químicas del suelo es un elemento a estudiar

por las relaciones entre las distintas fracciones. Cuando la mayoría de los metales están estrechamente ligados a las fracciones químicas más estables del suelo, se prevé para los mismos bajos niveles de movilidad (Calvo de Anta, 1996).



Es un hecho universalmente aceptado que el estado químico de un metal, y no su concentración total, es el factor clave para comprender sus propiedades físico-químicas y sus efectos sobre los organismos. Así, la distinción química más sencilla supone la discriminación entre metales disueltos y metales asociados a partículas en suspensión, la fracción de metales disueltos incluye los iones libres y sus complejos con diversos ligandos, mientras que la segunda incluye la fracción retenida por un filtro (0,45 μm). Esta definición de metales asociados a partículas en suspensión no sólo incluye minerales sólidos y formas cristalinas, sino también los metales adsorbidos a superficies y aquellos incorporados en los organismos (Sánchez Bascones, 2003).

Con respecto a la fase sólida de los suelos, tanto Santillan-Medrano y Jurinak, (1975), como Cavallaro y McBride, (1978) señalan que las concentraciones de Cd, Zn y Mn en las soluciones de suelos calcáreos están controladas por los carbonatos, y en los no calcáreos por los hidróxidos. La concentración de Cr^{+3} en la fase sólida del suelo está controlada por los óxidos o hidróxidos de Cr^{+3} que lo mantienen estable y con bajos niveles de solubilidad. En cuanto al Mn^{+2} en suelos con pH de 6 es oxidado por los microorganismos, y cuando la solución se acerca a la neutralidad, la concentración de Mn^{+2} es controlada en gran parte por los óxidos.

La materia orgánica presenta afinidad por los cationes de los metales pesados, existiendo una relación directa de la cantidad de metales pesados con el contenido de materia orgánica (Greenland y Hayes, 1981). La reacción entre la materia orgánica y los cationes de metales pesados está ligada a la formación de grupos de quelatos o complejos (Stevenson y Ardakani, 1972). En general la estabilidad de los elementos asciende con el incremento del pH, puesto que se eleva la ionización de los grupos funcionales (fenoles, alcoholes, enoles, carboxílicos y carbonilos), siendo el Cu^{+2} el metal más estable bajo estas condiciones de pH, los demás presentan el siguiente comportamiento: $\text{Fe}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Ni}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Zn}^{+2}$ (Greenland, Hayes, 1981).

1.4 Propiedades del suelo que afectan a la disponibilidad y absorción de metales pesados

Los dos aspectos más importantes en relación a la presencia de metales en los suelos son la disponibilidad de metales esenciales para el crecimiento de las plantas y la incorporación de metales tóxicos que pueden disminuir el crecimiento de la planta y/o ser transferidos a los animales vía cadena alimentaria. Los suelos pueden servir como sumideros de metales, aunque de todas formas los suelos no poseen una capacidad infinita de fijar metales (Glooschenko, 1986 y Azcue, 1988).

El tipo de coloide, la presencia de materia orgánica, y el pH controlan la solubilidad de iones metálicos en el suelo. Entre otros factores, que en algún momento son importantes, se incluyen la actividad microbiológica y el potencial de oxidación-reducción. La toxicidad de un agente contaminante no sólo va a depender de sí mismo sino también de las características del suelo donde se encuentre las cuales van a ser decisivas. La sensibilidad de los suelos a la agresión de los agentes contaminantes va a ser muy distinta dependiendo de una serie de características edáficas:

pH: Consideraciones generales relacionadas con el papel del pH y los metales pesados:

- Es un factor esencial, la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr, los cuales tienden a estar más disponibles a pH alcalino.
- El pH, es un parámetro importante para definir la movilidad de los cationes, debido a que en medios de pH moderadamente alto puede producirse su precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución en forma de hidroxicomplejos.
- Por otra parte, a pH alcalino, algunos metales pueden estar en la disolución del suelo como aniones solubles. Tal es el caso de los siguientes metales: Se, V, As, Cr.
- En términos de movilidad, los suelos ácidos (pH 4,2- 4,6) exhibe una movilidad alta para Cd, Hg, Ni y Zn, una movilidad moderada para As y Cr y una movilidad reducida para Cu, Pb y Ni (Aguilar, et al 2003).

Textura: La textura se utiliza para representar la composición granulométrica del suelo. Cada clase textural se corresponde con una determinada composición cuantitativa de arena, limo y arcilla. La arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos.

Los minerales de la arcilla ejercen una gran influencia sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos, como consecuencia de su pequeño tamaño de partícula, alta superficie específica y sus propiedades para intercambiar cationes (Porta et al., 1999). La fracción arcillosa resulta ser más determinante en el comportamiento del suelo que las restantes fracciones. Alloway, (1998), encontró una relación positiva entre el contenido de arcilla y los parámetros de retención de Cd y Pb al estudiar las isotermas de adsorción, y relación negativa respecto al contenido de arenas de diferentes suelos. Elkhatib et al., (1991) observaron que la retención de Pb es mayor en suelos calcáreos, seguido de suelos arcillosos, correspondiendo el menor valor a los suelos arenosos.

Cada especie mineral tiene unos determinados valores de superficie específica y descompensación eléctrica. Ambas características son las responsables del poder de adsorción de estos minerales. La capacidad de cambio de cationes es mínima para los minerales del grupo de la caolinita, baja para las micas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas. La diferencia estructural entre ellas motiva su distinto comportamiento frente al proceso de adsorción de metales (Sánchez Bascones, 2003).

Materia Orgánica: La materia orgánica fresca (biomasa muerta o necromasa) procedente de plantas, animales y microorganismos y sus productos de alteración son los que permiten explicar principalmente, la presencia de materia orgánica en los suelos, cuyo contenido aumenta considerablemente en las etapas iniciales de formación del suelo. La materia orgánica reacciona con los minerales liberando elementos metálicos, los cuales si forman complejos con la materia orgánica más soluble, adquieren movilidad en el perfil.

A medida que la materia orgánica evoluciona en el suelo se hace menos soluble, pero sobre su superficie puede absorber cationes metálicos, algunos tan fuertemente, como es el caso del Cu, que pueden quedar en posición no disponible por las plantas. Por eso algunas plantas de suelos orgánicos, presentan carencia de ciertos elementos como Cu. Por su parte Pb y Zn forman quelatos solubles muy estables. La complejación por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilabilidad de metales pesados. La toxicidad de los mismos se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos órganometálicos, y la estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los organismos del suelo es una causa muy importante de la persistencia de la toxicidad. Pero también la presencia de abundantes quelatos puede reducir la concentración de otros iones tóxicos en la solución del suelo (Glooschenko, 1986 y Azcue, 1988).

La estabilidad de los complejos tiende a seguir la siguiente secuencia: Cu>Fe>Mn=Co>Zn. La materia orgánica del suelo presenta una elevada afinidad por metales como Co, Cu, Mo, Ni, Pb y Zn. Reacciona con los metales de dos formas distintas, bien formando parte del complejo de intercambio catiónico o bien conteniendo los complejos que influyen en la disponibilidad metálica (Glooschenko, 1986 y Azcue, 1988).

Existen numerosos estudios sobre la influencia que la materia orgánica del suelo ejerce sobre los metales. Así, Elliot et al., (1985) han estudiado el efecto de la adsorción de Cd, Cu, Pb y Zn simultáneamente sobre la materia orgánica, sugiriendo que un mayor contenido en ésta incrementa la retención del Cd en comparación al Zn; Sauvé et al., (1998 y 2000) estudiaron el efecto de la materia orgánica y el pH sobre la especiación de Pb en la disolución del suelo; Straws y Sparks, (2000) en sus estudios sobre la influencia de la materia orgánica del suelo en la cinética y mecanismo de las reacciones de adsorción-desorción del Pb(II), encuentran que la materia orgánica tienen un papel importante en los procesos en los que se produce una baja desorción del metal; Kasheng y Shing, (2001) comprobaron, al estudiar el efecto de la aplicación de materia orgánica en campos de arroz, que la concentración de metal soluble era más baja en los suelos tratados con materia orgánica y que esta relación está vinculada con cambios en los valores de pH y

potencial de oxidación-reducción para esos suelos; Impellitteri et al, (2002) han estudiado la relación entre la fracción de materia orgánica en disolución, en función del pH, y la desorción de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn en 18 suelos de Alemania, poniendo de manifiesto que el efecto del carbono orgánico disuelto en la movilización de Cd, Ni y Zn sólo se produce en sistemas que se encuentran a pH muy elevados; por otro parte Yanzheng et al., (2003) han estudiado el efecto de ácidos orgánicos en los procesos de desorción de Cd y Cu, encontrando que la presencia de citrato y tartrato a bajas concentraciones inhibe la desorción de Cd, mientras que a altas concentraciones aparentemente la promueve.

Capacidad de Intercambio Cambio CIC: Es función del contenido de arcilla y materia orgánica, fundamentalmente. En general cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. El poder de adsorción de los distintos metales pesados depende de su valencia y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor valencia, menos fuertemente quedan retenidos.

Condiciones reducción y oxidación: La disponibilidad de los metales también está influida por el estado de oxidación- reducción del suelo en cuestión. Los potenciales de oxidación- reducción de los suelos varían entre +400 a +700 mV en suelos secos, pero pueden llegar a -400 mV en suelos encharcados como los arrozales. Muchos metales forman sulfuros relativamente insolubles en condiciones fuertemente reductoras. Estos incluyen Cd, Zn, Ni, Co, Cu y Pb. Otros metales como Fe y Mn pueden volverse más solubles en condiciones reductoras.

Se han realizado muchos estudios acerca de la disponibilidad de metales como Fe, Mn, Cu, Zn, Hg, Pb y Cd para las plantas que están creciendo en marismas. Los factores estudiados preferencialmente son: el potencial de oxidación-reducción, el pH y la salinidad del suelo. Los resultados varían mucho dependiendo del metal. El Hg es el más disponible para la incorporación en las plantas en condiciones ligeramente alcalinas, elevado potencial de oxidación-reducción, y salinidad baja. La incorporación de Pb no parece depender ni del pH ni del potencial de oxidación- reducción, aunque el arroz en general asimila más plomo a pH ácido. El Cd está más disponible en condiciones ácidas, mientras que el Cu está poco

influenciado tanto por el pH como por el potencial oxidación-reducción (Glooschenko, 1986).

El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad de compuestos de metales pesados y proporcionan un método fácil para predecir el comportamiento de los metales pesados frente a un cambio en las condiciones ambientales. Las condiciones de reducción-oxidación pueden afectar indirectamente a la movilidad de metales. Así muchos metales están asociados o adsorbidos a hidróxidos de Fe y Mn, estos no son estables a Eh bajos y se convierten en FeS o FeCO₃ dependiendo de las condiciones químicas, cuando esto ocurre los metales que estaban asociados con los hidróxidos de Fe y Mn se movilizan (Azcue, 1988).

Movilidad de los metales pesados y elementos asociados en función de las condiciones de pH y Eh:

Movilidad relativa de los metales pesados según el Eh y pH del suelo				
<i>Movilidad</i>	<i>Oxidante</i>	<i>Ácido</i>	<i>Neutro y alcalino</i>	<i>Reductor</i>
<i>Alta</i>	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au		
<i>Media</i>	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	
<i>Baja</i>	Pb	Pb	Pb	
<i>Muy baja</i>	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

(Azcue, 1988)

Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn: Juegan un importante papel en la retención de los metales pesados. Tienen una alta capacidad de fijar a los metales pesados e inmovilizarlos. Además, estos compuestos se presentan finamente diseminados en la masa del suelo por lo que son muy activos. Los suelos con altos contenidos de Fe y Mn tienen una gran capacidad de adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo y Ni.

Carbonatos: Los carbonatos minerales son componentes mayoritarios de los suelos carbonatados y constituyen importantes superficies de adsorción para

metales pesados. Su presencia puede tener efectos directos e indirectos sobre la movilidad y reactividad de los metales pesados: directamente a través de las interacciones superficiales e indirectamente por su relación con el pH del suelo. La presencia de carbonatos garantiza el mantenimiento de altos valores de pH, en los que como ya hemos visto tienden a precipitar los metales pesados. El Cd, y otros metales, presentan una marcada tendencia a quedar adsorbidos por los carbonatos. Cuando un suelo es calizo influye en primer lugar en la textura, ya que favorece la rápida destrucción de la materia orgánica del suelo contribuyendo al empobrecimiento del humus. Además, eleva el pH por encima de 7 bloqueando en forma soluble ciertos elementos nutrientes indispensables para la planta (Sánchez Bascones, 2003).

Salinidad: El aumento en salinidad puede incrementar la movilización de metales pesados por dos mecanismos. Primeramente los cationes asociados con las sales (Na, K) pueden reemplazar a metales pesados en lugares de adsorción. En segundo lugar los aniones cloruro pueden formar complejos solubles estables con metales pesados tales como Cd, Zn y Hg.

En resumen, según la forma en la que se encuentre el metal retenido en el suelo, así será la disponibilidad relativa por las plantas y por tanto la incorporación en los organismos (Sánchez Bascones, 2003):

Forma de retención	Disponibilidad relativa
Iones en solución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de cambio	Relativamente disponibles pues estos metales, por su pequeño tamaño y altas cargas, quedan fuertemente adsorbidos
Metales quelados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre alguna alteración química
Incorporado a la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura mineral	Disponible después de la alteración

Al ir transcurriendo el tiempo disminuye la disponibilidad de los metales, ya que se van fijando en las posiciones de adsorción más fuertes y también los geles van envejeciendo y se van volviendo más cristalinos. En general se considera que la movilidad de los metales pesados es muy baja, quedando acumulados en los primeros centímetros del suelo, siendo lixiviados a los horizontes subsuperficiales en

muy pequeñas cantidades. Es por ello que la presencia de altas concentraciones en el horizonte superficial seguida de un drástico decrecimiento a los pocos centímetros de profundidad es un buen criterio de diagnóstico de contaminación antrópica (Sánchez Bascones, 2003).

1.5 Determinación del contenido de metales pesados en los suelos

Desde el punto de vista analítico, conviene resaltar el hecho de que no existe acuerdo para la determinación del contenido de metales pesados de un suelo. La elección y el desarrollo del procedimiento de medida están determinados por los objetivos fijados para cada estudio en concreto, de esta forma el procedimiento será diferente a la hora de examinar la contaminación de una zona determinada, realizar la caracterización de un suelo, o bien estudiar las diferentes formas químicas, especiación, en las que se encuentra el metal. El procedimiento también varía cuando tratamos de determinar el contenido total en suelos, o bien se determina únicamente el contenido biodisponible o extraíble (Sánchez Bascones, 2003).

En todos los casos, el procedimiento de análisis consta de una serie de etapas que deberán desarrollarse sucesivamente hasta alcanzar el objetivo propuesto (del Castilho, 1994). Estas etapas que van desde el muestreo hasta la presentación de los resultados, pasando por el pretratamiento de la muestra son igualmente importantes (Quevanviller et al., 1994) y resultan determinantes a la hora de garantizar la representatividad y fiabilidad de los resultados en los estudios de contaminación y evaluación de la calidad del suelo (Theocharopoulos et al., 2001). La importancia de estas etapas justifica su estudio con mayor profundidad.

Muestreo: Sánchez Bascones, (2003) hace un resumen de los aspectos más importantes relacionados con el muestreo en trabajos relacionados con metales pesados en suelos; además, menciona los avances y las propuestas que en relación a dicho aspecto se han desarrollado y se proponen por parte de la Unión Europea, así como las experiencias en España. Señala que la estrategia de muestreo desarrollada en cualquier estudio o investigación medioambiental es muy importante de cara a la interpretación de los resultados obtenidos. Asegurar la reproducibilidad de los resultados es clave a la hora de comparar resultados de diferentes países. Si tenemos en cuenta que en numerosas ocasiones estos resultados corresponden a

muestras obtenidas, tratadas y analizadas por diferentes personas y en algunos casos utilizando diferente metodología, resulta importante llevar a cabo una armonización de los métodos empleados en la etapa de muestreo dentro del procedimiento general de análisis.

En este sentido la Unión Europea lleva a cabo un estudio para conseguir la armonización de las técnicas de muestreo y la selección de las muestras en toda la Unión a través de un proyecto denominado “Comparative Evaluation Methods for Sampling and Sample Preparation of Soil” (CEEM project). El objetivo inicial del proyecto es comparar las diferentes estrategias de muestreo desarrolladas en los diferentes países de la Unión, detectar las similitudes y diferencias entre ellas, las principales ventajas e inconvenientes, identificar estrategias incompatibles, obtener un mapa en el área de las concentraciones de los metales pesados en un área que comprenda diferentes suelos y diferentes usos que pueda ser utilizado en la valoración del riesgo, así como la obtención de una guía aceptada a nivel europeo (Quevanviller, 1995; Quevanviller y Maier, 1995; Rubio y Vidal, 1995; Theocharopoulos et al., 1998; Wagner et al., 1998, 2000, 2001^a, 2001^b; Sastre, 2001; Muntau et al., 2001; Desaulles et al., 2001).

La guía para el muestreo de suelos (SSG), ha sido presentada a los diferentes países del proyecto aunque su uso sólo ha sido implantado oficialmente por Italia y Holanda (Sánchez Bascones, 2003).

En España, no existen guías de muestreo de suelos adoptadas de manera oficial, aunque sí se han presentado algunas recomendaciones en forma de guías, sobre las pautas a seguir en el muestreo de suelos tanto en la Generalitat de Catalunya (Generalitat de Catalunya, 1997) como en el País Vasco (IHOBE, 1994), número de muestras, cantidad de muestras, etc. El objetivo del diseño del muestreo es asegurar la obtención de información relevante de acuerdo con los objetivos de cada fase de la investigación y con una fiabilidad conocida.

En ambos casos se incluyen y se fijan las condiciones de realización, siempre en función del objetivo propuesto. Si se trata de un muestreo al azar o dirigido (Vidal et al., 1994), horizontal o vertical (IHOBE, 1994) el número de muestras, cantidad de

muestras, etc. El objetivo del diseño del muestreo es asegurar la obtención de información relevante de acuerdo con los objetivos de cada fase de investigación y con una fiabilidad conocida.

Los elementos que se deben contemplar en el diseño de toda estrategia de muestreo son:

- Medios a muestrear.
- Números de etapas de muestreo.
- Localización de los puntos de muestreo (modelo de localización).
- Número de puntos de muestreo.
- Profundidad de muestreo.
- Número de muestras por punto de muestreo.
- Tamaño de la muestra.
- Técnicas de muestreo.

Cuando el objetivo es establecer niveles de fondo y niveles de referencia correspondientes a una zona amplia, se utiliza un muestreo combinado horizontal y vertical, además de tener en cuenta las diferentes unidades fisiográficas presentes en la zona.

En la última década ha cobrado un gran interés la obtención de una forma de información discriminada, en lugar de global, sobre determinados analitos inorgánicos presentes en la muestra, es decir, no basta conocer sus concentraciones totales, sino que se quiere conocer la concentración de las distintas formas químicas en las que se encuentran. Este hecho está relacionado con la dependencia existente entre la forma química y toxicidad; no todos los compuestos de un mismo elemento exhiben la misma toxicidad; así, mientras ciertas formas pueden ser inocuas, otras pueden ser extremadamente tóxicas. En general, las formas organometálicas resultan más tóxicas que las formas orgánicas biodisponibles por el organismo al atravesar más fácilmente la pared celular.

Un ejemplo típico lo encontramos en los compuestos de mercurio, del que se conoce que aunque todas sus formas químicas son tóxicas, las formas

organomercuriales son mil veces más tóxicas que las inorgánicas. El arsénico constituye una excepción puesto que cuando forma parte de compuestos organometálicos, como arsenobetaína y arsenocolina, carece de toxicidad, y si se encuentra en forma de As (V) y As (III), constituye un potente veneno. Los distintos estados de oxidación de un elemento también influyen sobre su toxicidad, como sucede con los compuestos de cromo, donde el Cr (VI) es mucho más tóxico que el Cr (III). La tarea de identificar y determinar en una muestra las diferentes formas químicas en que se encuentra un determinado analito es extremadamente compleja, y en la actualidad constituye uno de los más importantes campos de investigación donde los químicos analíticos están volcando todos sus esfuerzos (Sánchez Bascones, 2003).

Estimar la movilidad de los metales pesados en el suelo bajo cambios en las condiciones ambientales es de gran utilidad para determinar las diversas formas químicas en que se encuentran, así como al tipo de sustrato al que se hallan asociados los cationes metálicos en el suelo. La técnica de especiación nos puede dar información sobre el comportamiento de los metales pesados en el suelo, su movilidad y poder lograr así, una mejor previsión en la manipulación.

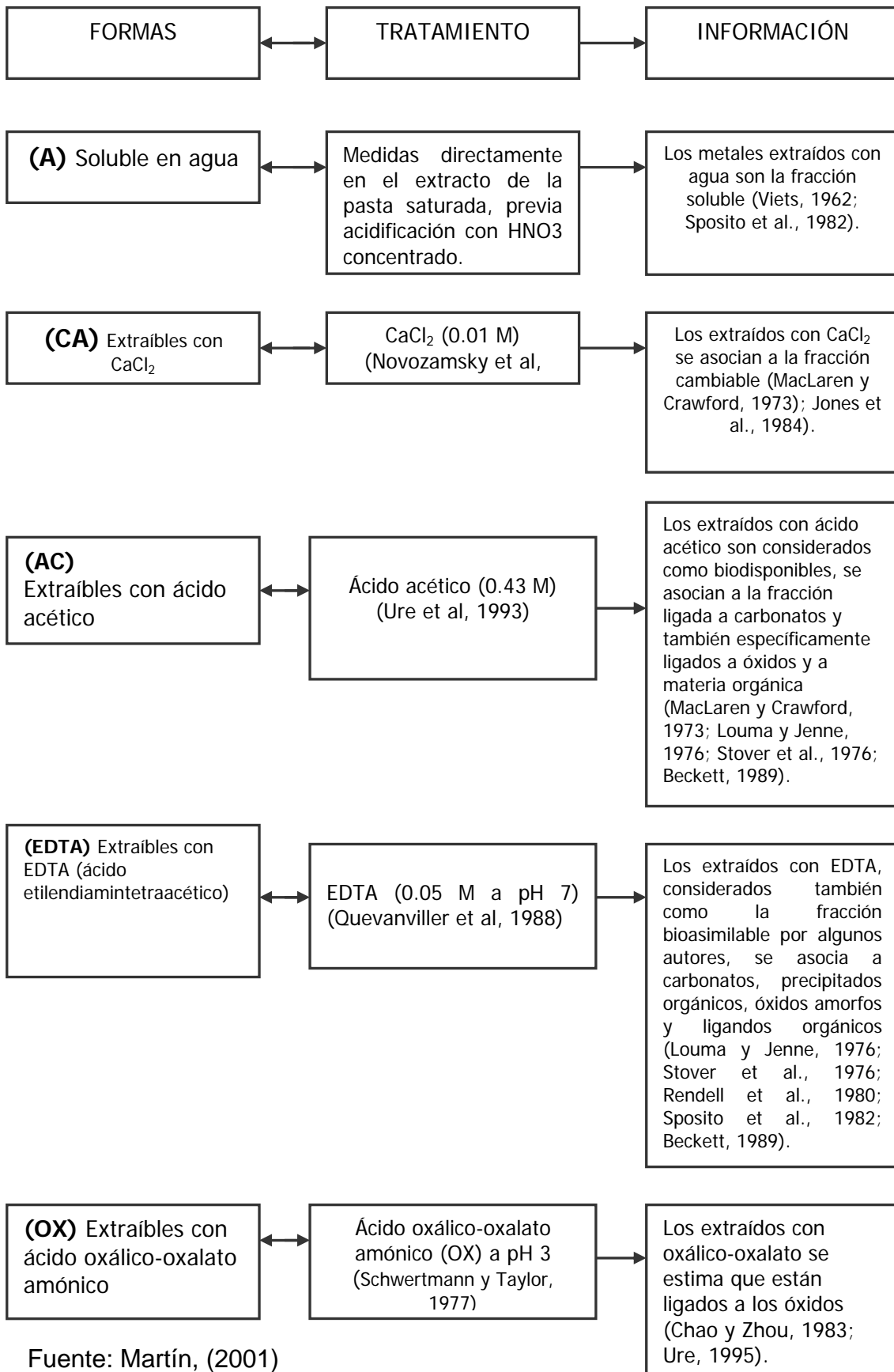
La estimación de la movilización de metales bajo condiciones ambientales y la asimilación potencial por los organismos son los principales objetivos de la diferenciación de especies en los metales trazas que se encuentran en el suelo. Cabe indicar que las cantidades de cada uno de los metales presentes en las diferentes fracciones varían de acuerdo con la magnitud de la contaminación y la tipología de los suelos.

Una de las primeras metodologías de extracción química secuencial fue desarrollada por Tessier et al., (1979) y ésta ha servido de base para el desarrollo de otros esquemas posteriores de especiación como los métodos de Förstner, (1985). Entre los diversos procedimientos existentes, los métodos de extracciones selectivas son los que aportan una información más significativa en la determinación de las diferentes fases acumulativas de metales pesados en el suelo. A través de una serie de extracciones químicas sucesivas, se consigue remover los constituyentes más importantes de los suelos: carbonatos, óxidos de hierro-manganeso, materia

orgánica y metales asociados a los minerales del suelo. Otros autores como Meguellati, (1993) define el termino análisis de especiación, como la determinación individual de la forma físico-química del elemento, de tal manera que la suma de las formas constituye la concentración total en una muestra.

Algunos autores han aplicado diferentes técnicas de fraccionamiento de metales pesados en sedimentos superficiales en lechos de ríos. Jain, (2004) desarrolló una técnica de fraccionamiento de metales pesados en sedimentos superficiales del Río Yamuna, India; Singh et al., (2005) determinaron la distribución de los metales pesados en sedimentos del Río Gomti, India; Morillo et al., (2002) estudiaron el fraccionamiento de metales pesados en sedimentos del Río Odiel, España; y Olivares-Rieumont et al., (2005) hicieron lo mismo con los sedimentos del Río Almendares, Cuba.

Resumen de la Metodología de fraccionamiento de metales pesados



Fuente: Martín, (2001)

1.6 Toxicidad y legislación en materia de suelos contaminados por metales pesados

Los riesgos producidos son función fundamentalmente de la toxicidad y del carácter acumulativo de cada elemento. Los metales pesados son peligrosos porque tienden a bioacumularse. El concepto de bioacumulación se refiere a la acumulación de contaminantes en los organismos y el índice de bioacumulación se expresa por la relación entre la cantidad de un contaminante en el organismo y la concentración de ese contaminante en el ambiente. De entre los iones metálicos más tóxicos cabe destacar el Cd y Hg. El primero se encuentra en forma catiónica y sus propiedades se asemejan a las del ión calcio. Su interacción con los constituyentes edáficos es más fuerte que la de este último. Debido a su extrema toxicidad, cualquier vertido en el suelo da lugar a situaciones muy problemáticas. El mercurio en el suelo se presenta, en principio, precipitado como hidróxido $\text{Hg}(\text{OH})_2$. No obstante, en medios no muy oxidantes el $\text{Hg}(\text{II})$, puede reducirse a $\text{Hg}(\text{I})$ y después a mercurio metálico, el cual es muy volátil y puede difundirse fácilmente por los poros del suelo.

Para definir los umbrales de toxicidad para los distintos contaminantes en el suelo, un primer paso, muy útil, es calcular los valores normales que presentan los suelos naturales, no contaminados. A partir de este fondo geoquímico se puede establecer los umbrales mínimos que pueden representar contaminación y definir los niveles de toxicidad. Estos niveles han de ser contrastados con estudios sobre las repercusiones en vegetales y animales. Para el reconocimiento de la contaminación se utilizan los "niveles de referencia" que conllevan sistemas de alerta, vigilancia y control. Por encima de estas guías se encuentran los "niveles de intervención" que obligan ya a tomar medidas correctoras.

La toxicidad de un suelo debida a los metales pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en las fases bioasimilables; es decir, la solución del suelo y las formas adsorbidas. Esta fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA o por EDTA y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad, pero las normativas prefieren evaluar la cantidad total de elemento tóxico presente. Se supone que existe un equilibrio entre la fase soluble y la cantidad total presente. Lindsay (1979) calcula que el 10% del total se encuentra en fase soluble. Pero en esta correspondencia intervienen numerosos factores tanto

del elemento tóxico en sí como de las características del propio suelo (conceptos ya expuestos anteriormente). Por ejemplo, para una misma concentración de elementos tóxicos en un suelo, la concentración de la fase asimilable será mucho más elevada para un suelo ácido que para uno neutro o alcalino.

- Sería correcto indicar que la concentración en la fase asimilable es una medida directa de la peligrosidad real o presente, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y solo representa de una manera indirecta y aproximada de la toxicidad actual de un suelo. No obstante, de todo lo ya anteriormente expuesto se deduce que para cada agente contaminante un solo valor no puede representar el nivel de toxicidad válido para todos los tipos de suelos, para todos los cultivos y para todos los diferentes usos (Aguilar, et al 2001):

Umbrales de concentración total de metales que se consideran excesivos (mg kg⁻¹)				
Metal	1	2	3	4
Cr	100	800	100-1000	---
Co	20	300	---	---
Ni	50	500	30-300	75
Cu	50	500	50-1000	140
Zn	200	3000	150-2500	300
As	20	50	---	---
Mo	10	200	---	---
Cd	1	20	1-20	3
Sn	20	300		
Ba	200	2000		
Hg	0,5	10	1-16	1,5
Pb	50	600	50-750	300

1: Nivel de referencia en Holanda. Nivel indicativo por encima del cual hay contaminación demostrable; 2: Nivel C en Holanda. Superado este valor el suelo ha de ser saneado; 3: Límite de concentración para poder añadir lodos en España (suelos de pH <7 y >7 respectivamente); 4: Máximo aceptable en suelos agrícolas.

Como se observa hay bastante disparidad entre los distintos umbrales establecidos. La variabilidad de los suelos y sus propiedades son los principales responsables de esta diversidad. Pero también la ausencia de una casuística amplia ha impedido la deseable unificación de criterios.

En España, el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero es el que establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y

estándares para la declaración de suelos contaminados. Según este decreto un suelo será declarado como contaminado cuando se determinen riesgos inaceptables para la protección de la salud humana o, en su caso, de los ecosistemas. Además, el decreto menciona que en aquellos casos en que no se disponga de la correspondiente valoración de riesgos, los órganos competentes de las comunidades autónomas podrán asumir que el riesgo es inaceptable y, en consecuencia, declarar un suelo como contaminado.

A pesar del esfuerzo realizado para regular la definición de los suelos contaminados, existen críticos que señalan la insuficiencia y falta de concreción, para establecer claramente qué compuestos de los mencionados por el Real Decreto resultan realmente tóxicos y en qué medida, para definir unos niveles de referencia determinados. Lo anterior es parte de lo mencionado por Higuera y Oyarzun (2005) en el documento titulado “Contaminación, reales decretos, y el legado minero de España”, publicado en la Web del Ilustre Colegio Oficial de Geólogos de España.

A continuación se resumen las críticas realizadas por los autores mencionados:

- “El Real Decreto cuando llega al capítulo de los metales pesados se hace inconcreto, y define unos niveles genéricos de referencia que hay que calcular en cada caso, sobre la base de “las concentraciones existentes en suelos de zonas próximas no contaminadas y con sustratos geológicos de similares características”.
- “La cuestión, en definitiva es que el problema de la dispersión de los metales pesados en áreas mineras no queda resuelto en absoluto en el actual Real Decreto, ni resulta fácil de solucionar, puesto que en estas áreas se suman las “contaminaciones” naturales con las de origen humano, que ayudan de forma considerable a dispersar los contaminantes. Así, ciertamente resultan desaconsejables para la salud de los ocupantes de un suelo, de forma que se pueda regular aquí de forma concreta la necesidad de tomar medidas de protección”.
- “Simultáneamente, habría que definir de manera razonada, que “especies metalíferas” (formas minerales, compuestos, o cationes de un determinado

elemento) constituyen un riesgo potencial más elevado, para que así, llegado el momento de adoptar medidas preventivas, evitar errores de bulto”.

- “En momentos en que “todo el mundo” parece tener “algo que decir” sobre el medioambiente conviene tratar el tema seria y científicamente. Así, y solamente así, se evitará la adopción de medidas reguladoras que bien, pasarán por alto riesgos importantes, o pondrán todo el énfasis en problemas de importancia secundaria”.

Las pruebas de fitotoxicidad son recogidas en El Real Decreto 9/2005, de 14 de Enero en el Anexo III. Definidos como “Criterios para la definición de un suelo contaminado”. En el apartado 2, letra a) de dicho Anexo se indica: “Que la concentración letal o efectiva media, $CL(E)_{50}$, para organismos del suelo obtenida en los ensayos de toxicidad OCDE 208 (Ensayo de emergencia y crecimiento de semillas en plantas terrestres)” es inferior a 10 mg de suelo contaminado/g de suelo.

1.7 Determinación de la fitotoxicidad por metales pesados solubles en suelos a través de bioensayos con lechuga (*Lactuca sativa L.*)

En las últimas décadas se han desarrollado bioensayos rápidos con el empleo de plantas como organismos de prueba, las cuales funcionan como buenas herramientas de trabajo para el estudio ambiental (Torres, 2003). Estos bioensayos pueden auxiliar en la evaluación de los efectos a la salud (toxicidad humana y animal) y de los efectos ecológicos de millares de sustancias químicas tóxicas que son introducidas por varias vías en el ambiente y permiten su aplicación en programas de seguimiento en la evaluación de la toxicidad (CETESB, 1991).

Los bioensayos in vitro han ganado aceptación en las estrategias de biocontrol, fundamentalmente porque suministran resultados fiables, son costo-efectivos, simples y rápidos (Gustavson et al., 2000). Como parte integral del ecosistema, las plantas superiores son ampliamente utilizadas por ser organismos eucarióticos, y por lo tanto más comparables a la mayoría de las especies de la flora y la fauna superiores (Fiskesjö, 1993) y constituyen una eficiente herramienta de trabajo para medir potenciales peligros en el ambiente, (Gopolan, 1999), además de poseer las siguientes ventajas: son más sensibles a estrés ambiental que otros sistemas de ensayo disponibles (Dutka, 1989); de fácil manipulación y almacenaje;

de bajo costo y tienen buena correlación con otros sistemas de pruebas (Fiskesjö, 1993).

La justificación para realizar este bioensayo radica en la importancia de eventos de desarrollo temprano en el crecimiento y supervivencia de las plantas: La prolongación de la raíz es inhibida a concentraciones de las sustancias tóxicas más bajas que para el caso de la germinación de las semillas; por lo tanto, puede ser un indicador más sensible de efectos biológicos. Este bioensayo puede ser ejecutado con distintas especies, las cuales resulten económicamente importantes, sean fácilmente disponibles, germinen y crezcan rápidamente. Una de las semillas más comúnmente utilizadas en esta prueba son las semillas de *Lactuca sativa* L. Este ensayo evalúa los constituyentes solubles del agua (aguas superficiales, aguas subterráneas, o eluatos y lixiviados de suelos y sedimentos), teniendo en cuenta para el resultado la cantidad de semillas germinadas y la media del crecimiento de la raíz. Se calcula la EC_{50} que es la concentración que reduce la longitud de la raíz en un 50 % en relación con el control (Dutka, 1989).

El bioensayo con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) es un ensayo estático de toxicidad aguda (120 horas de exposición) en el que se evalúan los efectos fitotóxicos de un elemento puro o de una mezcla compleja en el proceso de germinación de las semillas y en el desarrollo de las plántulas durante los primeros días del crecimiento. Como puntos finales para la evaluación de los efectos fitotóxicos, se determina la inhibición en la germinación y la inhibición en la prolongación de la radícula y del hipocótilo. A diferencia del bioensayo tradicional de germinación de semillas, la evaluación del efecto en la prolongación de la radícula y del hipocótilo de las plántulas permite la evaluación del efecto tóxico de compuestos solubles presentes en concentraciones tan bajas que no son suficientes para inhibir la germinación, pero que sí pueden retardar o inhibir completamente los procesos de prolongación de la raíz o del hipocótilo, lo que depende del modo y lugar de acción de los contaminantes (Torres, 2003).

Dutka et al., (1989) evaluaron la calidad de sedimentos y agua mediante el empleo de diferentes bioensayos, y obtuvieron similitud entre los resultados con esta prueba y el resto de los bioensayos probados.

Otros autores también han utilizado esta prueba en la evaluación ecotoxicológica de muestras de agua y sedimentos (Okamura et al., 1996; y Robidoux et al., 2001). La OECD, (2003) y EPA, (1996) exponen algunos documentos que resumen el procedimiento para realizar bioensayos utilizando plantas en sus diferentes estados fenológicos.

Aunque en los bioensayos desarrollados con lechuga no es común la medida de la velocidad de germinación y la necrosis radicular, hay autores que sí han utilizado estas variables para evaluar el comportamiento de plantas a cambios físicos, químicos y biológicos de su entorno. Así, la velocidad de germinación es una variable a medir cuando se hacen pruebas de viabilidad y germinación de semillas (Enríquez-Peña et al., 2004); cuando se evalúan efluentes de destilería utilizando la germinación de semillas (Ramana et al., 2002); o al realizar pruebas de ruptura de latencia de semillas (Malcolm et al., 2003 y Ren y Tao, 2004). Otros autores como Youssef (2002) evalúan la velocidad de germinación de semillas a diferentes regimenes de salinidad; y Flores y Briones (2001) miden la velocidad de germinación de semillas al estudiar el efecto del potencial hídrico del agua del suelo y la temperatura en la germinación.

Algunas especies de organismos que pueden ser utilizados para el desarrollo de bioensayos:

Especies Marinas	<i>Microalgas</i> (<i>Dunaliella tertiolecta</i> , <i>Isochrysis galbana</i>); <i>Erizo</i> (<i>Arbacia spatuligera</i>); <i>Microcrustáceo</i> (<i>Artemia salina</i>); <i>Rotífero</i> (<i>Brachionus calyciflorus</i>); <i>Anfípodo</i> (<i>Ampelisca araucana</i>); <i>Copépodo</i> (<i>Tisbe longicornis</i>); <i>Pejerrey</i> (<i>Odontesthes regia</i>); <i>Mitílidos</i> (<i>Choromytilus chorus</i> , <i>Argopecten purpuratus</i> , <i>Aulacomya ater</i> , <i>Perumytilus purpuratus</i>); <i>Crustáceo</i> (<i>Emerita analoga</i>).
Especies acuáticas continentales	<i>Microalgas</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i> , <i>Scenedesmus spinosus</i>); <i>Dáfnidos</i> (<i>Daphnia pulex</i> , <i>Daphnia magna</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i>); <i>Anfípodo</i> (<i>Hyalella gracilicornis</i>); <i>Quironómido</i> (<i>Chironomus piger</i>); <i>Peces</i> (<i>Oncorhynchus mykiss</i> , <i>Gambusia affinis</i> , <i>Cheirodon galusdae</i> , <i>Odontesthes bonariensis</i>).
Especies de Suelo	Lombriz de tierra (<i>Eisenia foetida</i>); <i>Ballica</i> (<i>Lolium perenne</i>); <i>Lechuga</i> (<i>Lactuca sativa</i>); <i>Rábano</i> (<i>Raphanus sativus</i>) (Universidad de Concepción, Chile, 2005).

Para la mayoría de los organismos la exposición a metales pesados, por encima de una concentración umbral, puede ser extremadamente tóxica. Los de

mayor importancia toxicológica y ecotoxicológica son: Hg, As, Cr, Pb, Cd, Ni y Zn. Los iones de estos elementos suelen penetrar en la célula a través de los mismos sistemas de transporte que utilizan otros cationes metálicos (Ca, Mg) fisiológicamente importantes. Dentro de la red trófica, los organismos fotosintetizadores o productores son las principales vías de acceso de los metales pesados hacia los consumidores (Moreno Sánchez y Devars, 1999).

Para que un metal se acumule y/o provoque una respuesta biológica en un organismo, debe interactuar o atravesar una membrana celular (Modelo de actividad del ión libre). Esta interacción del metal con la superficie celular involucra como especies reactivas tanto al ión libre (M^{2+}) como al complejo metal-ligando, de fórmula general, (M), y puede ser representada en términos de la formación de complejos de superficie M-X-célula, donde X-célula corresponde a un ligando celular presente en la superficie (Castañe et al., 2003).

Diferentes autores han sugerido posibles mecanismos de unión entre la formación del complejo de superficie, M-X-célula, y el inicio del efecto biológico. Si X-célula representa un sitio fisiológicamente activo en la superficie celular, la unión del metal M puede inducir una respuesta biológica directa (por ejemplo, en las branquias de los peces). Por otro lado, si ese ligando celular corresponde a un sitio de transporte que permite al metal M atravesar la membrana celular y penetrar en el citosol, la unión al sitio de superficie precederá al transporte al interior de la célula; en otras palabras, la reacción efectiva de M con el sitio blanco ocurrirá intracelularmente, luego de atravesar la membrana. En una variación de este escenario, M podría competir por un sitio, X-célula, de transporte normalmente utilizado por un micronutriente esencial. Entonces, la unión del metal M al sitio de superficie inhibirá la provisión de ese elemento e inducirá una deficiencia de ese nutriente. Tal es el caso, por ejemplo, de la competencia Cu/Mn y Cd/Fe en el fitoplancton (Wright y Welbourn, 1994).

Las suposiciones que tiene en cuenta el Modelo de Actividad del Ión Libre son: La membrana celular es el primer sitio de interacción del metal con los organismos vivos; esta interacción con la membrana plasmática puede describirse como una reacción de complejación en la superficie, formándose el complejo M-X-

célula; el transporte del metal en solución hacia la membrana, y la subsecuente reacción de complejación en la superficie ocurre rápidamente (respecto a la toma del metal y a la expresión de la respuesta biológica) de modo tal que se establece un pseudoequilibrio entre las concentraciones del metal en el seno de la solución y en la superficie biológica; la respuesta biológica depende estrictamente de la concentración del complejo M-X-célula; dentro del rango de concentraciones de metales de interés toxicológico, la concentración de los sitios libres permanecen virtualmente constantes, y durante la exposición al metal, la estructura de la superficie biológica permanece inalterada; por ejemplo, el metal no induce ningún cambio en la estructura de la membrana plasmática (Castañe et al., 2003).

2. DESCRIPCIÓN BIOFÍSICA DE LA PROVINCIA DE MÁLAGA

2.1 Relieve

Las zonas montañosas se distribuyen principalmente en un arco que se extiende de Este a Oeste. En el Este se levanta el macizo de las sierras de Tejeda y Almijara, con la mayor altitud de la provincia (2000 m). La mayor parte de la línea de cumbres se sitúa por encima de los 1600 m de altitud. En el cuadrante Suroccidental aparece el conjunto conocido como Serranía de Ronda. La existencia de grandes pendientes y desniveles, así como de valles estrechos y profundos lo caracterizan. La Serranía de Ronda se conecta por el Oeste, a través del valle del Río Guadiaro, con la Serranía de Cádiz; por el Sur la conexión se establece por lo que se denomina Cordón Montañoso Litoral, constituidos por las Sierras Blanca-Canucha (1215 m), Alpujata (1073 m) y Mijas (1150 m).

Entre la Serranía de Ronda y las sierras de Tejeda-Almijara, se extiende una alineación montañosa que recorre la provincia de Oeste a Este. Esta alineación, a la que se denomina Cordillera Antequerana por quedar casi toda dentro de la Comarca de Antequera, está constituida por sierras tales como Camarolos (1637 m), Las Cabras (1252 m), El Torcal (1300 m), Abdalajís (1168 m) y Huma (1195 m). Por último, cabe mencionar las que pueden denominarse Sierras del Norte; son una serie de pequeñas sierras que salpican la Depresión de Antequera, rompiendo la monotonía de un relieve predominantemente llano u ondulado. Entre ellas cabe destacar las siguientes: Arcas (798 m) y Pedroso (1024 m) al Este; Molina (798 m) y Humilladero (650 m) en el centro; y los Caballos (748 m) al Oeste.

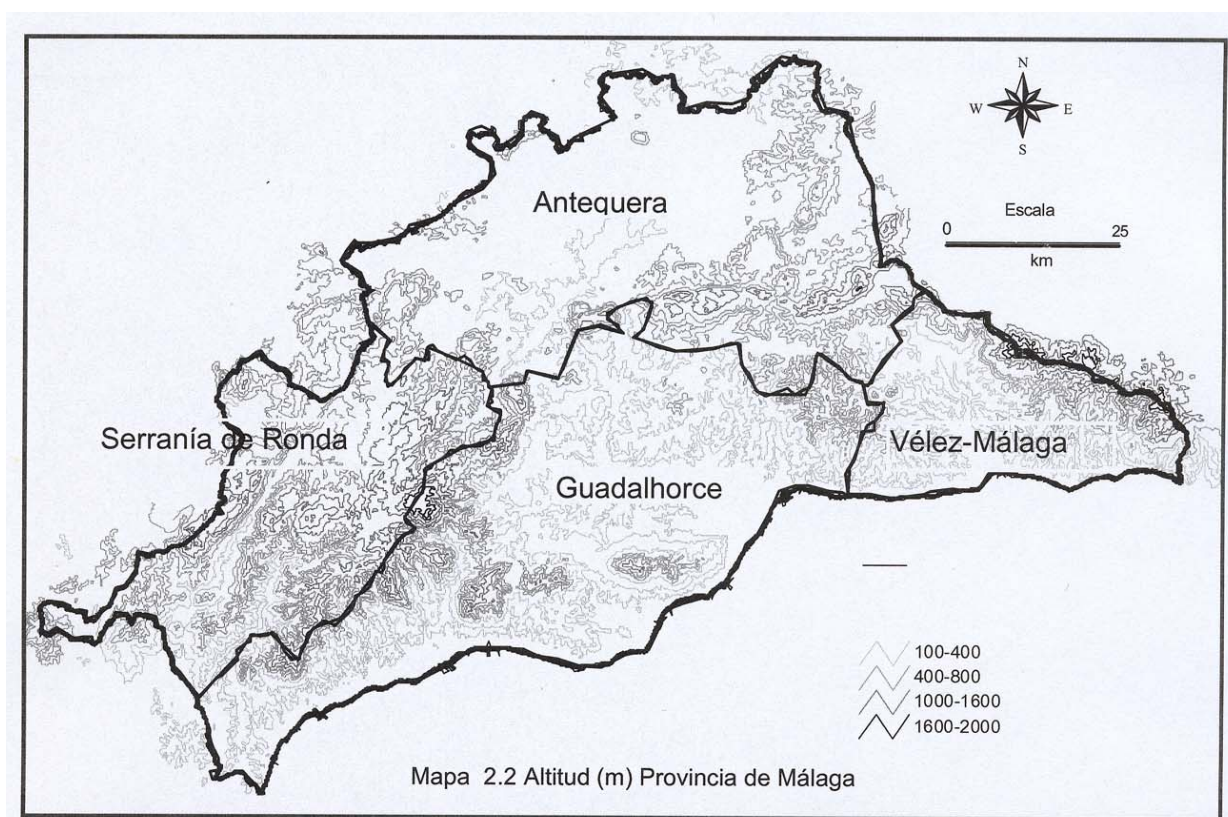
Los relieves alomados se corresponden principalmente con la zona de los Montes de Málaga, pero también aparecen de forma importante en la Costa del Sol Occidental, así como en el entorno del Valle del Guadalhorce. La característica dominante de este relieve son las formas redondeadas y generalmente alargadas, o bien la forma apuntalada de algunas lomas. Otra característica a destacar es su aspecto generalmente laberíntico debido a la abundante presencia de pequeños valles y vaguadas.

Los relieves ondulados son un tipo de relieve muy extendido en la Provincia de Málaga y cubre la mayor parte de las depresiones de Antequera y Ronda, la mitad sur de las cuencas del Guadalhorce y Guadiaro, casi todo el corredor de Periana y buena parte de la Costa Occidental. Lo característico de este relieve son las formas suaves en ligeros abombamientos del terreno.

Los relieves llanos se corresponde básicamente con los Llanos de Antequera, Archidona-Campillos, la meseta de Ronda, los fondos de los valles de los principales Ríos (Guadiaro, Guadalhorce, Fuengirola y Vélez), así como la Franja Litoral, especialmente en los municipios de Marbella, Fuengirola, Málaga, Vélez-Málaga, Torrox y Nerja. Se caracteriza por las formas muy suaves, con pendientes por lo general muy bajas, sobre él aparecen los terrenos agrícolas más ricos de la provincia (Diputación de Málaga, 1998). Los Mapas 2.1 y 2.2 resumen los principales aspectos del relieve de la Provincia de Málaga.



Fuente: Elaborado a partir del Mapa Digital de Andalucía 1:400.000 (Junta de Andalucía, 1997).

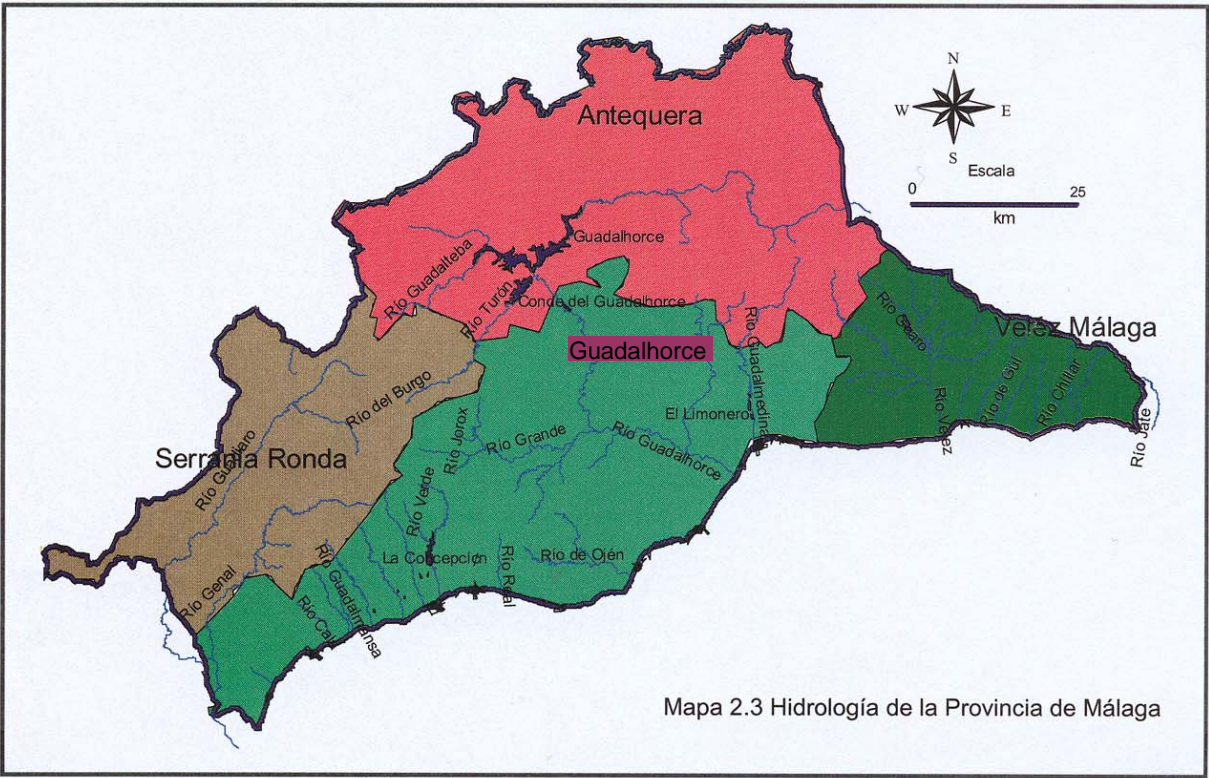


Fuente: Elaborado a partir del Mapa Digital de Andalucía 1:400.000 (Junta de Andalucía, 1997).

2.2 Hidrología

La Provincia de Málaga, en su mayor parte está comprendida en el ámbito de la Cuenca del Sur de España. Para describir sintéticamente el ámbito general en el que se enmarca la hidrografía de la Provincia, se establecen las siguientes zonas (Mapa 2.3): La Zona Central que corresponde a la cuenca del río Guadalhorce y en ella se pueden diferenciar los sectores de la cuenca alta y baja. El Alto Guadalhorce es la zona con mayores recursos propios, debido al drenaje de los acuíferos carbonatados situados al Noreste de la Serranía de Ronda y de las sierras que forman la Cordillera Antequerana. Entre los ríos más importantes, además del Guadalhorce cabe destacar, al Turón y al Guadalteba. El Bajo Guadalhorce es una zona en la que los recursos proceden de los Ríos Grande, Fahala y Campanillas. El conjunto de la cuenca del río Guadalhorce tiene 3.157 Km², siendo la longitud total del río de 154 km y la aportación media anual de la cuenca de 427 hm³. En la zona Occidental se pueden distinguir dos sectores: el que pertenece a la cuenca del Río Gadiaro y el que vierte al Guadalete a través del Río Setenil y del arroyo de Montecorto. La Cuenca tiene una superficie de 1.505 Km² y cuatro afluentes

principales: Guadalcobacín, Guadares, Genal y Hozgarganta. La aportación anual media de toda la cuenca es de 884 hm^3 . La Zona Oriental incluye las cuencas de los Ríos Guadalmedina, Vélez y otros de menor tamaño. En esta zona se pueden distinguir cuatro sectores: El primero corresponde a la cuenca del Río Guadalmedina; el segundo a la cuenca del Río Vélez; el tercero corresponde a una serie de pequeñas cuencas situadas entre la del Río Guadalmedina y el Río Vélez; y el cuarto corresponde al grupo de cuencas situadas entre el Río Vélez y la frontera con la Provincia de Granada. La Zona Suroccidental incluye las cuencas denominadas de la Costa del Sol Occidental, que son las comprendidas entre el Guadiaro y el Guadalhorce. Totalizan una superficie de 926 km^2 y una aportación media anual de 288 hm^3 . Destacan en este conjunto los Ríos Guadaiza, Guadalmina, Guadalansa, Verde y Fuengirola. En la Zona Norte se diferencian dos dominios: el de la cuenca de la Laguna Fuente de Piedra y el de la cuenca del Guadalquivir (Diputación de Málaga, 1988).



Fuente: Elaborado a partir del Mapa Digital de Andalucía 1:400.000 (Junta de Andalucía, 1997).

2.3 Geología y Litología (IGME, 1980)

La geología de la Provincia de Málaga está caracterizada por la presencia de los Complejos Alpujárride y Málagaide pertenecientes a la Zona Bética; las Depresiones Postorogénicas; y las Zonas Subbéticas (Mapa 2.4).

El Complejo Alpujárride Superior (alcanza su mayor potencia en la Sierra Tejeda) está compuesto por micasquistas y cuarcitas; por la Formación de filitas y cuarcitas; y por la Formación de calizas y dolomías. Este Complejo está presente mayoritariamente en la Comarca de Vélez-Málaga, en el Sur de Antequera y en el Suroeste de Guadalhorce.

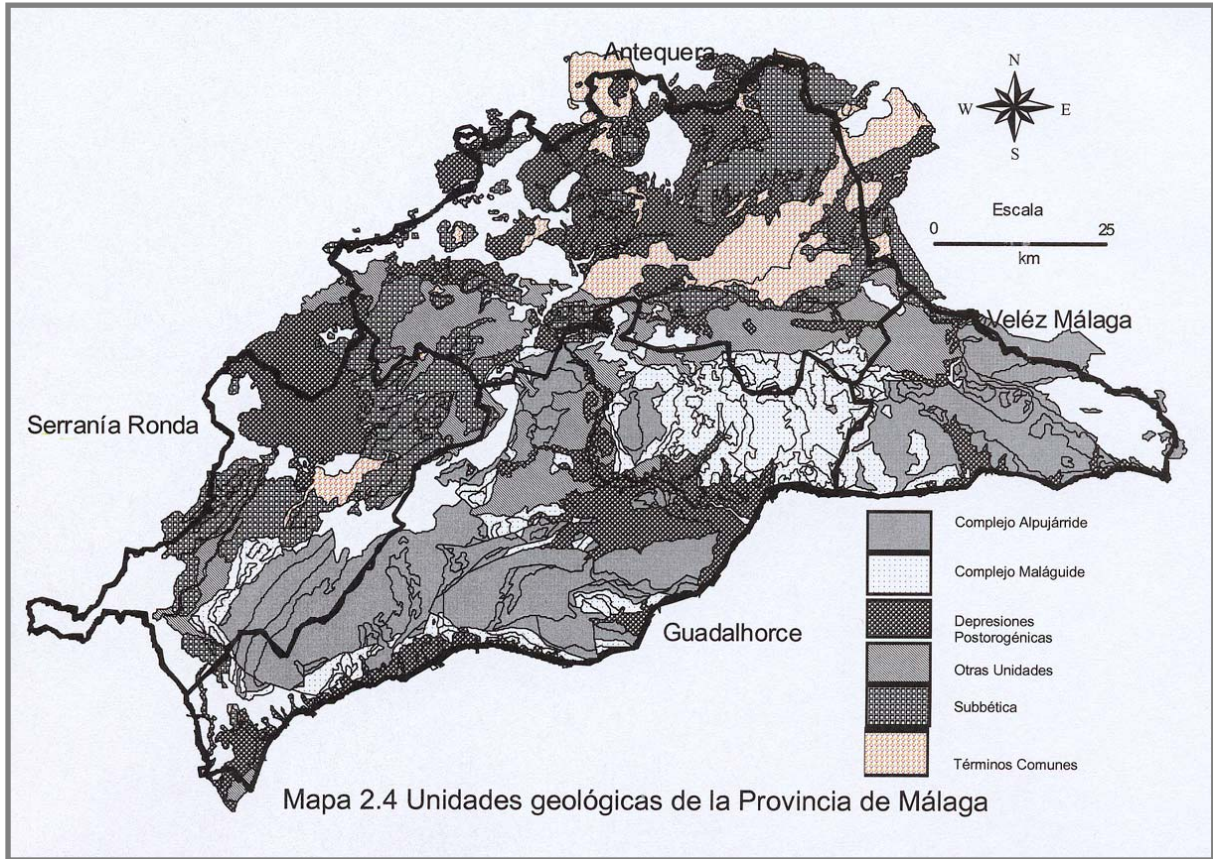
El Complejo Málagaide (aflora especialmente en la zona denominada Montes de Málaga, principalmente en la zona Noreste de la Comarca de Guadalhorce) está conformado por el Paleozoico, cuya base está constituida por filitas que hacia arriba pueden contener intercalaciones de calizas; el Permo-Tríasico, constituido por pelitas, areniscas y conglomerados violáceos y rojizos; el Cretáceo Superior está representando por margocalizas rosadas; y el Nummulítico, constituido por calizas organógenas en el Eoceno Medio-Superior.

La Zona Subbética se caracteriza por el predominio de litofacies calizas y margosas, donde las areniscas son muy poco abundantes; y por la presencia de rocas volcánicas básicas y la ausencia de afloramientos del Paleozoico y del Trías Inferior. Esta zona está conformada por las Unidades del "Flysch"; las Unidades subbéticas meridionales; la Unidad Torcal-Sierra Gorda-Sierra Arana; y el Dominio Subbético medio. Se localiza en el Noreste y Sur de la Comarca de Antequera, y en el Norte y Este de la Serranía de Ronda. Las Unidades del "Flysch" (afloran ocupando la región topográficamente deprimida que se extiende desde la Viñuela hacia Periana y Colmenar) comprende las siguientes unidades diferenciales: Triásico, compuesto por margas con yesos, areniscas en lechos delgados, carniolas, yesos y ofitas; Jurásico, calizo en la parte superior; Nummulítico, se presenta como margas o areniscas dominando la facies "flysch". Las Unidades subbéticas meridionales presentan las siguientes series: Trías, compuesto por margas rosadas, con yesos y carniolas, con niveles de calizas y dolomías; Liásico, con calizas en la parte superior; Dogger-Malm, constituido por margas, margocalizas y radiolaritas con frecuentes

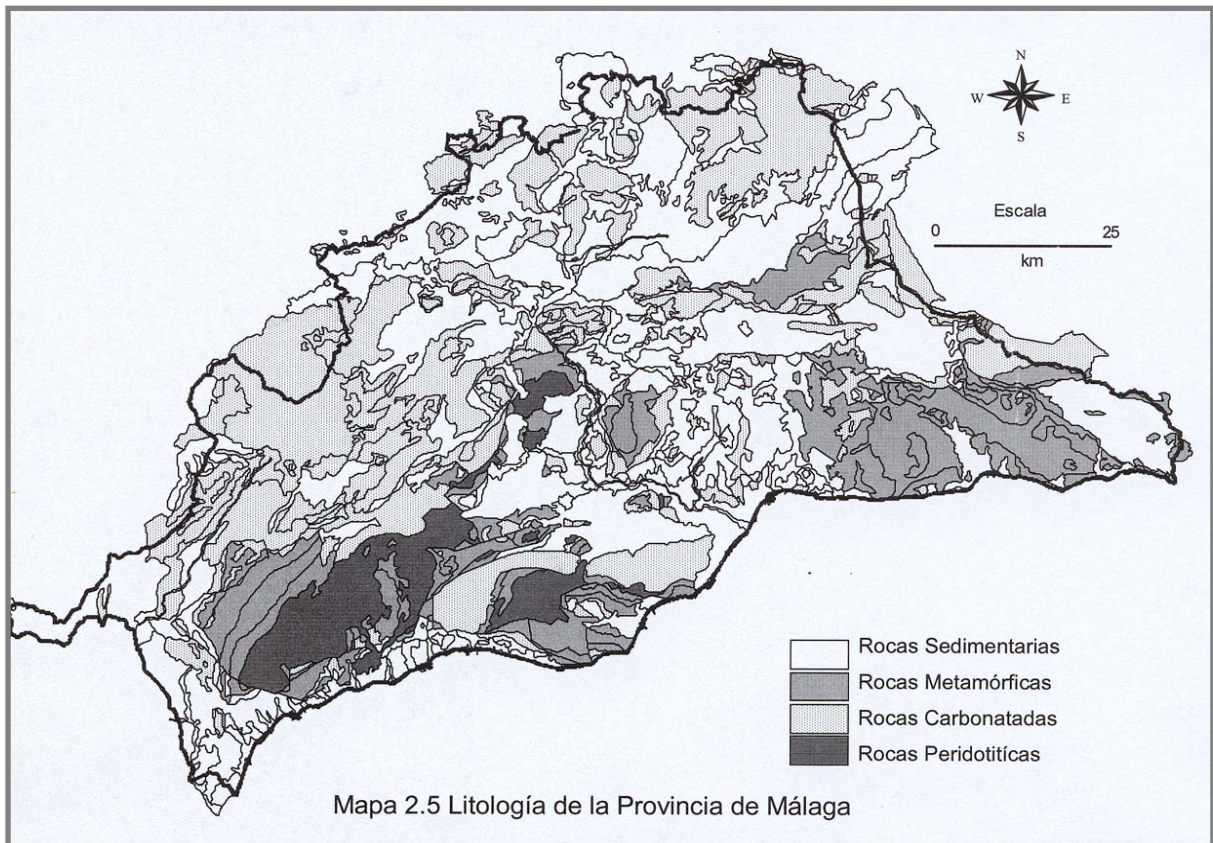
niveles de caliza con sílex; Cretáceo Superior, constituido por calizas arenosas, con algunos niveles de margas; Nummulítico, se presenta como margas, con niveles de calizas organógenas; y el Aquitano-Burdigaliense, constituido por margas silíceas rojas y areniscas amarillentas en la parte superior. La Unidad Torcal-Sierra Gorda-Sierra Arana presenta las series siguientes: Triásico, aflora en algunos puntos, en él dominan las facies de margas abigarradas, carniolas y yesos; Liásico, está compuesto por calizas blancas, frecuentemente oolíticas y pisolíticas; Dogger-Malm, constituido principalmente por calizas nodulosas; Cretáceo Superior, se presenta con facies de “capas rojas”, constituidos por margocalizas rosadas, con intercalaciones de calizas; Nummulítico, es margoso y contiene episodios flyschoides. El Subbético Medio presenta las siguientes características litoestratigráficas: Triásico, dominan las facies margas abigarradas, con yesos, carniolas y ofitas; Liásico, el Superior está constituido por una alternancia de calizas margosas con margas; Dogger-Malm, constituido por margocalizas, margas y arcillas con radiolaritas y calizas con sílex; Cretáceo, el Superior presenta facies de “capas rojas”; y Nummulítico, predominantemente margoso.

Las Formaciones Postorogénicas son en su mayor parte de edad cuaternaria, y se presentan bajo un doble aspecto: por un lado las que constituyen depósitos netos, perfectamente diferenciados, y por otro, aquellas que proliferan a modo de formaciones superficiales que tapizan bajo forma de costras calcáreas el suave relieve que caracteriza esta zona, enmarcando por tanto a la mayoría de formación geológicas infrayacentes. En uno y otro caso están integradas, especialmente por arcillas, arenas rojas, cantos calcáreos y dolomíticos, costras bréchicas o pulverulentas, margas y limos orgánicos. Se localizan principalmente en la parte Central de la Comarca de Antequera y en el Centro y Sur de Guadalhorce

En la Comarca de Vélez-Málaga predominan los materiales litológicos metamórficos, seguidos de los sedimentarios y en menor proporción los carbonatados; en Antequera predominan los materiales sedimentarios, seguidos de los carbonatados y metamórficos; en Guadalhorce son los materiales sedimentarios y peridotíticos los predominantes, seguidos de los metamórficos y carbonatados; y en la Serranía de Ronda predominan los materiales carbonatados y metamórficos seguidos de los sedimentarios y peridotíticos (Mapa 2.5)



Fuente: Elaborado a partir del Mapa Digital de Andalucía 1:400.000 (Junta de Andalucía, 1997).



Fuente: Elaborado a partir del Mapa Digital de Andalucía 1:400.000 (Junta de Andalucía, 1997).

2.4 Suelos

Presentamos la clasificación y caracterización de los suelos de la Provincia de Málaga, tomando como referencia, las Comarcas de la Provincia. La clasificación taxonómica se fundamenta en los mapas de suelos a escala 1:100,000 correspondientes a cada Comarca, realizados en el Proyecto LUCDEME con base en las Hojas del Mapa Topográfico Nacional 1:50.000 (Mapa 2.6).

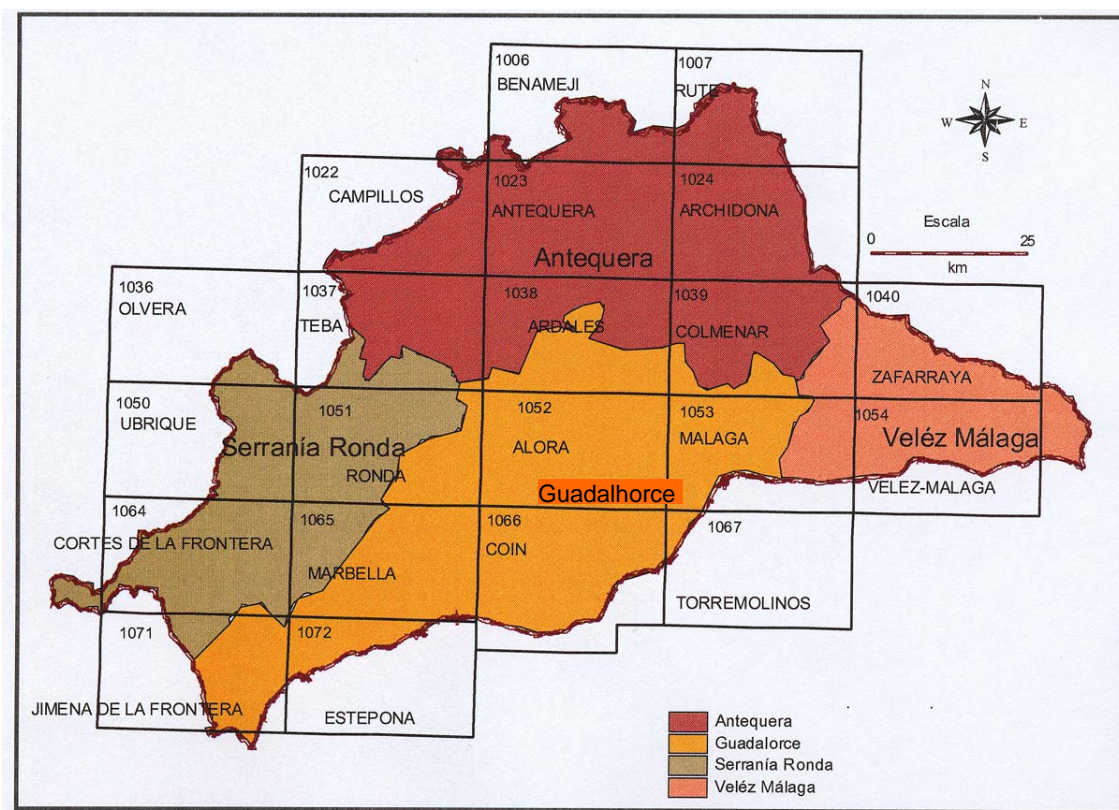


Figura 2.6 Hojas del Mapa Topográfico Nacional y los suelos de la Provincia de Málaga

VÉLEZ-MÁLAGA

Suelos dominantes: Leptosoles, Regosoles y Cambisoles

Leptosoles: Definidos como: “suelos limitados en profundidad por una roca continua y dura, o por materiales altamente calcáreos (contenido de CaCO_3 equivalente mayor del 40%), o por una capa cementada y continua dentro de una profundidad de 30 cm a partir de la superficie, o con un porcentaje de tierra fina menor del 20% en los 75 cm superficiales” (FAO, 1988). Se localizan principalmente en zonas montañosas donde evolucionan a partir de los materiales metamórficos: mármoles, esquistos, gneises, etc.; también sobre calizas y dolomías del Jurásico o

a partir de niveles brechoides, conglomerados, travertinos, areniscas consolidadas, etc. Las unidades predominantes son los Leptosoles líticos, éútricos, réndricos y móllicos (Aguilar et al., 1992).

Regosoles: En la clasificación de FAO, (1988) se indica que son suelos procedentes de materiales no consolidados, no teniendo en cuenta aquellos materiales que tienen una estructura gruesa o que presentan propiedades flúvicas. Sierra et al, (1995) hacen recuento de las siguientes características: son suelos que vienen marcados morfológicamente por la presencia exclusiva de un epipedon ócrico, resultante de la terrificación por prácticas agrícolas del sustrato margoso o en general de los sedimentos primarios, pudiendo, o no, existir un horizonte cálcico por debajo de los 125 cm contados desde la superficie; el contenido en carbonatos suele ser elevado y sólo rara vez aparecen los suelos decarbonatados, especialmente cuando la matriz edafizada tiene color rojo; el pH es básico, bajo el contenido en materia orgánica, nitrógeno y macronutrientes, mientras que la capacidad de cambio está ligada al porcentaje de arcilla, al igual que ocurre con la capacidad de retención de agua útil. Las unidades de Regosoles dominantes son los calcáricos y eútricos.

Cambisoles: En la zona de estudio se encuadran básicamente en dos unidades diferenciadas por el contenido de carbonatos y por el color (Aguilar et al., 1992). Según FAO, (1988) estos suelos no presentan en ningún caso propiedades sálicas ni características vérticas o gleycas; las unidades dominantes son los Cambisoles calcáricos, crómicos y eútricos .

ANTEQUERA

Suelos dominantes: Leptosoles, Antrosoles, Luvisoles, Regosoles, Calcisoles y Cambisoles

Leptosoles: Estos suelos se desarrollan asociados a los materiales más compactos y duros, se localizan principalmente en la Sierra del Tablón, Sierra de los Caballos, Sierra de los Almadenes y sobre numerosos aunque pequeños cerros de calizas, dolomías, carniolas y areniscas triásicas, ligados a zonas donde los fuertes procesos erosivos están rejuveneciendo constantemente el suelo (Sierra et al., 1996). Las unidades dominantes son los Leptosoles eútricos, líticos y réndricos.

Regosoles: De acuerdo con Sierra et al., (1996), son suelos que vienen marcados morfológicamente por la presencia exclusiva de un epipedon ócrico, resultante de la terrificación por prácticas agrícolas del sustrato margoso o en general de los sedimentos primarios, pudiendo o no existir un horizonte cálcico por debajo de los 125 cm contados desde la superficie. Para Aguilar et al., (1998), son suelos que están constantemente sometidos a procesos erosivos, debido a las fuertes pendientes sobre las que se desarrollan, cuyos materiales originales más frecuentes son, por este orden, margas y arcillas triásicas, margas y arcillas cretácicas y miocénicas y coluvios calizos. Ortega et al.,(2001)a distinguen dos formas de regosoles: los Regosoles calcáricos, que son los mayoritarios que evolucionan sobre margas calizas y los Regosoles eútricos que se ubican sobre filitas y grauwas, y también aparecen Regosoles gypsicos formados a partir de materiales triásicos.

Luvisoles: Según Ortega et al., (1995)a estos suelos aparecen ubicados sobre los materiales calizos de edad Jurásica. Presentan textura arcillosa, aunque en los horizontes superficiales puede ser arcillolimosos, conteniendo cantidades variables de gravas. El pH es alcalino, los contenidos en carbono orgánico de los epipedones son elevados (2,83- 4,30), las relaciones C/N están comprendidas entre 9-14, están decarbonatados y el complejo de cambio tiene cantidades importantes de Ca^{2+} y Mg^{2+} , con elevados valores de CIC que llegan hasta los 30 $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ en el epipedon, estando saturados en bases todos los horizontes. Las unidades dominantes son los Luvisoles cálcicos y crómicos.

Cambisoles: Ortega et al.,(1995)a, indican que son suelos que evolucionan sobre calizas y conglomerados. Contienen poca materia orgánica, elevadas concentraciones de CaCO_3 . Aguilar et al., (1997) mencionan que estos suelos se sitúan normalmente en posiciones llanas, aunque en algunos casos presentan ligeras pendientes sin superar el 10%. Se desarrollan sobre materiales diversos, pero especialmente margas, areniscas y yesos triásicos. Normalmente son muy profundos, y suelen cultivarse de cereales. No son pedregosos, y presentan un contenido medio de materia orgánica y nitrógeno. El pH es alcalino, la conductividad eléctrica baja, y la capacidad de cambio elevada. Los minerales de la arcilla, que

integran predominantemente su complejo de cambio son ilitas y esmectitas. Las unidades dominantes son los Cambisoles calcáricos, crómicos y gleycos.

Calcisoles: Sierra et al., (1996) mencionan que son suelos ampliamente representados en la zona de Archidona; están definidos por la existencia de un horizonte ócrico al que subyace exclusivamente un horizonte cálcico o petrocálcico, ocasionando así la diferenciación de las dos tipologías cartográficas: Calcisoles háplicos y pétricos. Ortega et al.,(1995)a indican que el material original de estos suelos son margas y margocalizas del Cretácico, aunque cuando se encuentran sobre brechas calizas, los suelos son menos profundos, alternando el horizonte cálcico con el petrocálcico. Su textura es franco arcillosa con contenidos bajos en materia orgánica, son carbonatados, con predominio del ión Ca^{2+} en el complejo de cambio y una capacidad de intercambio catiónica elevada debido al carácter arcilloso del epipedon.

Antrosoles: Son suelos en los que la actividad humana ha modificado profundamente los horizontes originales por medio de extracciones o perturbaciones de los horizontes de superficie, o bien, por aportes muy continuados de materiales de diferentes tipos, o por un riego continuado durante mucho tiempo (FAO, 1988). Aguilar et al., (1997) señalan que son suelos que se localizan en zonas de desarrollo de polígonos industriales. Los que se encuentran en esta zona son Antrosoles úrbicos, es decir, suelos que presentan, hasta una profundidad de más de cincuenta centímetros, una acumulación de residuos procedentes del desarrollo urbano. Por su parte Ortega et al.,(1995)b encuentran Antrosoles áricos y cumúlicos, que se desarrollan sobre Filitas del Complejo Maláguide y se caracterizan por la presencia de CaCO_3 , en cantidades variables.

GUADALHORCE Y SERRANÍA DE RONDA

Suelos dominantes: Calcisoles, Vertisoles, Leptosoles y Luvisoles

Calcisoles: La unidad dominante es la de los Calcisoles háplicos: Presentan una secuencia de horizonte de tipo Ah-C-Ck, donde en superficie (horizonte Ah), se puede observar un color oscuro del epipedon (2,48 % de C.O.), con textura franco arenosa, que se hace franca en profundidad; poseen elevados contenidos en CaCO_3 , elevados valores de retención de agua (próximos a $\text{AWC}=100\text{mm}$), pH

alcalinos, que aumentan con la profundidad y valores de intercambio catiónico de medios a elevados. Todos ellos están saturados y poseen baja conductividad (Aguilar et al., 1994).

Vertisoles: Ortega et al.,(1995)b destacan que su morfología ofrece las siguientes particularidades: la secuencia de horizontes general es A-Bw-C. Con estructuras que van desde granular/bloques subangulares en la superficie, hasta masivas en profundidad, pasando por bloques angulares/prismática en los horizontes B. El material inicial de estos suelos aparece dominado por margas, arcillas o areniscas, aunque hay extensas zonas de vertisoles desarrollados sobre arcillas y/o margas fosilíferas. Se asocian con el flysch del mioceno aflorante en los alrededores de San Pedro de Alcántara. Las características analíticas presentan estos suelos como arcillosos (mayor del 60%), con porcentajes que no superan el 5% de arena; y con un alto contenido en materia orgánica.

Leptosoles: La unidad dominante es la de los Leptosoles eútricos: Los suelos clasificados como tales tienen limitaciones en profundidad, ya que existe un contacto lítico dentro de los 25 cm superficiales. No presentan un epipedón A móllico debido a la poca profundidad del horizonte ya que no sobrepasa los 15 cm. Por lo general contienen un alto contenido en carbonatos con textura que varía de franco a francoarenosa y con coloraciones de grisáceas a pardas. En esta zona se desarrollan principalmente sobre calizas, dolomías, calizas margosas y areniscas, así como sobre materiales de tipo peridotítico (Ortega et al., 1995)b.

Luvisoles: La unidad dominante es la de los Luvisoles crómicos que se desarrollan en esta zona sobre distintas rocas como calizas, areniscas y peridotitas. Son suelos con alto grado de saturación en todos sus horizontes. El agua útil presenta valores generalmente bajos. La textura es en su mayoría franco arcillosa o más fina en superficie y arcillosa en profundidad (Saura et al., 1995).

2.5 Vegetación y Cultivos

Este apartado se ha desarrollado partiendo de los mapas de cultivo y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la Provincia de Málaga, publicados por el

M.A.P.A., y de la memoria del mapa de las series de vegetación de España de Rivas Martínez, (1987).

VÉLEZ-MÁLAGA

Comunidades seriales (M.A.P.A., 1982 y M.A.P.A., 1978⁵)

Vegetación Climácica: Las intensas actividades antrópicas, generadoras de alteraciones de la cubierta vegetal natural de la zona, ejercidas secularmente en el territorio especialmente en el área costera, es el motivo por el cual ha desaparecido prácticamente cualquier formación significativa de la vegetación potencial o climácica en la superficie. Las series de vegetación predominantes son los encinares béticos y nevadenses, junto a los alcornoques.

Comunidades arbustivas, orlas, primeras etapas de sustitución y comunidades permanentes: Las comunidades arbustivas, orlas, prebosques y primeras etapas de sustitución, ocupan, por lo general, pequeñas extensiones y se ubican frecuentemente en barrancos, espolones y cantiles donde la acción del hombre y de los animales ha sido menos agresiva.

Cerrillares y espartales: Se pueden distinguir varios tipos. Por una parte, aquellos caracterizados por *Brachypodium retusum* (*Ruto-Brachypodietum ramosi*) que suelen encontrarse en aquellos biotopos donde la humedad edáfica es aún patente. Por otra, los espartales, cuyo grado de cobertura es de medio a alto, y que están caracterizados por la presencia de *Stipa tenacissima* (*Thymo gracile-Stipetum tenacissimae*). Finalmente son los cerrillares de *Hyparrhenia hirta* (*Aristido-Hyparrhenietum hirtae*) los que ocupan, por lo general, suelos más descarnados, taludes y otros.

Matorrales y tomillares: Las distintas faciaciones, que se definen para la vegetación potencial del territorio, pueden diferenciarse con cierta facilidad a través de las etapas de sustitución que corresponden a los matorrales y tomillares. En el caso de los esquistos, el abandono progresivo del viñedo ha conducido a que grandes extensiones antaño ocupadas por este cultivo, aparezcan actualmente colonizadas por el matorral de bolinas (*Lavandulo stoechidi-Genistetum equisetiformis*).

Pastizales y comunidades nitrófilas: La vegetación pionera constituida por terófitos efímeros de pequeña talla, ocupa aquellos biotopos no nitrificados en los que existe poca competencia con las plantas vivaces. Más abundantes son aquellas

comunidades nitrófilas ligadas a la acción antrópica, desarrolladas sobre suelos ricos en compuestos nitrogenados, tales como sembrados, bordes de caminos y campos abandonados, entre otros .

Vegetación de Playas y acantilados: La estructura y buzamiento de la cadena litoral de los Montes de Málaga y la Axarquía impide el desarrollo de ecosistemas psammófilos o dunares desarrollados, pudiendo reconocerse, a oriente de Málaga solamente una estrecha franja de playa formada a partir de los materiales aluviales de los ríos.

Cultivos y repoblaciones: La Axarquía, comarca natural y antrópica ha sido tradicionalmente un territorio cuya utilización agrícola se ha realizado bajo dos criterios totalmente diferentes, cuyas potencialidades agrarias son bien distintas: los secanos del interior y los regadíos costeros. A estos espacios agrarios hay que unir las repoblaciones con diversas especies forestales principalmente resinosas (*Pinus halepensis*).

Vegetación riparia y de ramblas: En todo el territorio, el único río que merece la consideración de tal es el Vélez, siendo en él donde pueden reconocerse fragmentos de la vegetación riparia, reducida a pequeñas alineaciones de chopos blancos (*Populus alba*), zarzas (*Rubus ulmifolius*), cañas (*Arundo donax*) y otros, que nos permite identificar, aunque sea de modo testimonial la serie edafohigrófila de la chopera (*Rubio-Populetum albae*).

ANTEQUERA

Comunidades seriales (M.A.P.A., 1978³; M.A.P.A., 1978⁸ y M.A.P.A., 1978¹⁰)

Cultivos de Secano: Corresponden a tierras de labor donde se instauran cultivos herbáceos con barbechos semillados. Entre los cereales de grano destacan: el trigo y la cebada, y con menor importancia la avena. Otras veces la labor intensiva se realiza con arbolado donde destacan las encinas, el quejigo y en menor proporción, olivo y acebuche. También se pueden asociar a estos cultivos el almendro, y enclaves dedicados al cultivo de la vid.

Matorrales: Es el matorral mediterráneo el que se instaura en las numerosas zonas montañosas y abruptas de naturaleza caliza o calizo-dolomítica, y que define a la vegetación más representativa de la zona. Esta formada por diferentes especies

de *Quercus*, entre las que destacan *Quercus ilex*, *Quercus coccifera* y *Quercus faginea*.

Pastizales: Cuando los terrenos no se cultivan o se dejan en barbecho, son invadidos por plantas de los géneros *Festuca geniculata*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Medicago lupulina*, *Trifolium stellatum* o *Poa bulbosa* entre otras. Otras veces el pastizal es arbolado con especies de pinos, entre las que destaca *Pinus halepensis*, y *Pinus pinea*, o con otras especies minoritarias como el alcornoque (*Quercus suber*).

Especies forestales: Las superficies arboladas con especies forestales, corresponden en su mayor parte a repoblaciones con pino carrasco (*Pinus halepensis*) y con *Pinus pinaster*. No obstante existen repoblaciones con *Pinus nigra* y *Eucaliptus globulus*.

Las Zonas de Regadío: El riego, se efectúa con aguas procedentes del canal, que es el responsable de la mitad del agua utilizada, mientras que el resto proviene de perforaciones y pozos. Los cultivos de regadío más importantes los componen los de huerta y otras herbáceas, agrios, frutales y olivar, también se riegan cereales, leguminosas y en menor proporción tubérculos y cultivos industriales.

Las Zonas de Montaña: Corresponde a la vegetación que se desarrolla sobre un sustrato carbonatado altamente rocoso, que constituyen las cadenas montañosas. En ellas la vegetación es escasa, diseminada y está constituida por el típico matorral mediterráneo, encina (*Quercus ilex*), coscoja (*Quercus coccifera*) y quejigo (*Quercus faginea*); asociados a ellos se encuentran tomillos (*Thymus zizis* y *Th. Mastichina*) aulagas (*Genista* sp.); retama (*retama Sphaerocarpa*); y romero (*Rosmarinus officinalis*).

Las Tierras Calmas: Son las llamadas tierras de cultivos y se distribuyen en amplios valles. Generalmente estos valles tienen suelos profundos, con alto porcentaje en arcillas, y se dedican a cultivos de cereales y leguminosas. Bordeando a estas tierras calmas o formando mosaicos con ellas, son importantes los cultivos de olivos (*Olea europea*).

GUADALHORCE Y SERRANÍA DE RONDA

Comunidades seriales (M.A.P.A., 1978¹; M.A.P.A., 1978²; M.A.P.A., 1978⁴; M.A.P.A., 1978⁶; M.A.P.A., 1978⁷ y M.A.P.A., 1978⁹)

Vegetación riparia y de ramblas: En todo el territorio el único río que merece la consideración de tal es el de Fuengirola, siendo en él donde pueden reconocerse fragmentos de la vegetación riparia, reducida a pequeñas alineaciones de chopos blancos (*Populus alba*), zarzas (*Rubus ulmifolius*), cañas (*Arundo donax*), y otras, que nos permite identificar, aunque sea de forma testimonial, la serie edafohigrófila de la chopera (*Rubio-Populetum albae*). Más importantes son las ramblas o torrenteras con régimen errático de aguas dependiendo de las avenidas. En estos biotopos es constante la presencia de adelfas (*Nerium oleander*) y zarzas (*Rubus ulmifolius*) que representan la mayor biomasa de la comunidad (*Rubo-Nerietum olenadri*).

Vegetación de playas y dunas: La vegetación halonitrófila que se ubica en las zonas sometidas a las mareas y donde es patente el aporte de materia orgánica, está constituida por especies como *Salsola kali*, *Centaurea sphaerocephalae*, *Sporobolus arenarius*, *Cakile maritima* y otras (*Sporobolo-Centarureetum sphaerocephalae*). Finalmente este ecosistema lunar lleva, en los suelos más evolucionados, la comunidad climácica de *Juniperus turbinata* (*Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae*) que enlaza con la ya mencionada del alcornocal sobre suelos arenosos (*Oleo sylvestris- Quercetum suberis*).

Cañaverales helofíticos: Las comunidades helofíticas, o sea, aquellas dominadas por vegetales herbáceos con la base de los tallos o típicas de suelos extremadamente húmedos y a menudo inundados, están integradas en la división *Phragmitetea*. Para esta división reconocemos en el territorio una sola clase: *Phragmitetea*.

Juncales y praderas húmedas: Los juncales y prados de suelos húmedos, con escasa frecuencia inundados, se incluyen en la división *Arrhenatheretea elatioris*. Se reconoce para esta división una sola clase: *Molinio- Arrhenatheretea*.

Comunidades nitrófilas: Se incluyen todas aquellas comunidades constituidas por vegetales que presentan en común la necesidad, en mayor o menor grado, de nitrógeno bajo la forma de nitratos, nitritos y sales amónicas, originadas por descomposición de la materia orgánica vegetal y animal incorporada al suelo.

Tales comunidades quedan encuadradas en la división Chenopodio-Sclerantea; distinguiéndose las siguientes clases: *Ruderalli- Secalietea cerealis*, *Pegano-Salsoletea*, *Onopordetea acanthii* y *Polygono-Poetea annuae*.

Pastizales anuales: Están representados por las comunidades terofíticas no nitrófilas de óptimo mediterráneo incluidas en la clase: *Tuberarietea guttatae*, que agrupa los prados terofíticos pioneros y efímeros de carácter xerofítico desarrollados sobre diversos sustratos peridotíticos.

Pastizales vivaces: La división *Festuco-Bromea* agrupa a los pastizales vivaces dentro de las clases: *Festuco-Brometea* y *Lygeo-Stipetea*.

Comunidades seriales sobre sustratos calcáreos: Agrupa los matorrales procedentes de la degradación de las comunidades climácicas sobre sustratos calizos y hay que subrayar también su presencia en suelos desarrollados sobre materiales silíceos y se explica por poseer éstos un alto contenido en bases. Corresponde a un tomillar perteneciente en su mayoría a la alianza *Teucrio-coridotemetum capitati*.

Comunidades seriales sobre sustratos silíceos: De acuerdo con Rivas Martínez (1978), citado por Aguilar et al., (1993), estas comunidades seriales silicícolas, se incluyen en la división *Cisto-Lavanduletea* que agrupa a los jarales mediterráneos o de carácter xerófilo, desarrollados sobre suelos oligotrofos, ácidos o moderadamente neutros. Agrupa a los jarales con aulagas o menos frecuentemente con brezos. Dinámicamente el área florística estudiada está marcada por comunidades que desarrollan sobre suelos débilmente ácidos o débilmente básicos, ubicados en la zona basal de la Sierra Bermeja (hasta los 600 m).

Espinales y orlas de bosque: Estas formaciones arbustivas de linderos de bosques y setos, desarrolladas sobre suelos eutróficos están encuadradas en la división *Quercus-Fagea*, Clase *Quercus-Fagetea* y subclase *Rhammo-Prunene spinosae*. Esta última comprende únicamente el orden *Prunetalia spinosae*, observándose al menos tres taxones.

Retamares: Las comunidades constituidas por matorrales de alta talla, retamoides, quedan incluidos en la división *Quercus-Fagea* y clase *Cysticetea scoparii-striati*, son piornales desarrollados sobre suelos silíceos ricos en bases, definidos en el territorio por al menos tres comunidades.

Formaciones arbóreas y matorrales esclerófilos: Los bosques perennifolios esclerófilos y las formaciones arbustivas alta (maquias) y bajas

(garrigas) están integradas en la división *Oleo-Quercus ilicis*. Esta se encuentra representada por una única clase *Quercetae-ilicis*.

Alcornocales: El alcornoque representa una menor elasticidad ecológica que la encina, si bien origina formaciones claramente definidas en el piso mediterráneo. En áreas termomediterráneas y con ombroclima seco-húmedo y sobre suelos ácidos, los alcornocales incluíbles en la asociación *Myrto communis-Quercetum suberis* y *Oleo sylvestris- Quercetum suberis*, se han visto y se ven sometidos a una destrucción continuada.

Encinares: La encina mediterránea (*Quercus rotundifolia*) es la especie que domina en los encinares del territorio y siempre están muy degradados.

Cultivos y repoblaciones: El territorio estudiado se dedica a diferentes tipos de cultivo, hortalizas, frutales acompañados de algunos viñedos, olivares y almendros, ya en fase de abandono, y una incipiente colonización de frutales subtropicales. La superficie arbolada, tras la planificación forestal, viene marcada por la presencia de pino carrasco (*Pinus halepensis*), seguido del *Pinus pinaster* y *Pinus pinea*, con pequeños lotes de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*).

Montañosa: Junto a la vegetación de la zona se intercalan áreas improductivas con pastizales de alta montaña. Los castaños se mezclan con alcornocales, matorral y cultivos de olivar (*Olea europea*, variedades Lechin y Verdial) y con zonas de labor donde se cultiva el trigo. Existen mosaicos de monte poblado por un matorral-pastizal, constituido por *Avena stirensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina*, *Genista boeotica*, *Lolium perenne*, *Medicago scoparius*, *Rosmarinus officinalis*, *Spartium junceum*, *Thymus zygis* y *Trifolium stellatum* entre otras especies. En este monte existe abundante presencia de alcornoques (*Quercus suber*) en unos casos y en otros asociados con castaños (*Castanea sativa*), con encinas (*Quercus ilex*), o con quejidos (*Quercus faginea*); esta última asociación es la típica de los montes de Serranía Ronda.

Serranías Interiores: Está cubierta en un 80-85% por un matorral de porte rastrero, debido al escaso desarrollo del suelo y a la abundante presencia de afloramientos rocosos. Este matorral está constituido por *Arbutus unedo*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina*, *Genista boeotica*, *Pistacia lentiscus*, y en algunas zonas *Pistacia terebinthus*, *Rosmarinus officinalis*, *Smilax aspera*, *Thymus mastichina*, *Ulex parviflorus*. De forma alternada se encuentran extensas zonas de pinar, que en unos casos es autóctono y en otras de repoblación, las especies son: Pino negral (*Pinus*

nigra), pino carrasco (*Pinus halepensis*), y Pino insigne (*Pinus radiata*). Las serranías interiores engloban, en algunos casos, pequeños enclaves en forma de isleos que están ocupados por castaños (*Castanea sativa*).

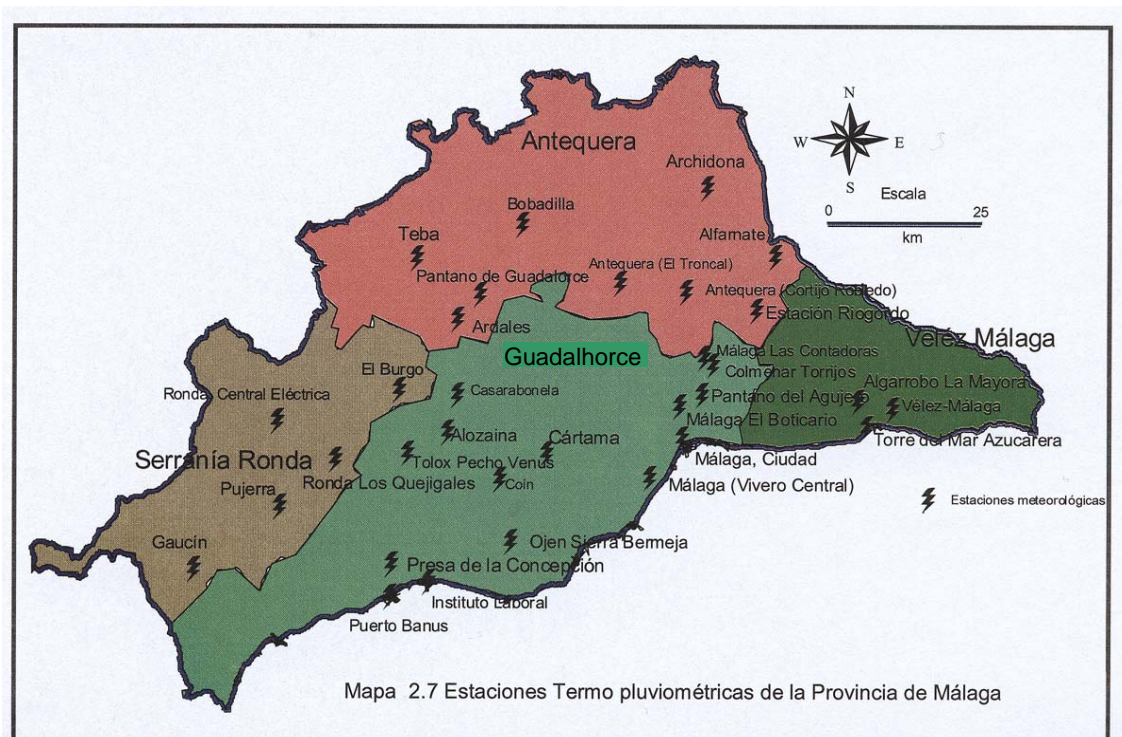
2.6 Clima

Temperaturas: La ubicación de la Provincia de Málaga en las latitudes más bajas de la Península favorece una mayor recepción de calor, y esto condiciona que en las tierras del interior se registren en verano temperaturas muy elevadas. En cambio, en el Litoral, el efecto llamado “maritimidad” favorece unas temperaturas más suaves. Las medias mensuales de valores extremos oscilan, para los meses de verano, entre los 41,4°C de Bobadilla (Antequera) y los 30,9 °C de las Contadoras (Montes de Málaga), mientras que en invierno estos valores extremos van desde -4,6°C de Ardales a los 8°C de Maro. Ahora bien, lo normal es que las temperaturas más frecuentes presenten valores menos rigurosos.

Precipitaciones: En la Provincia de Málaga deben destacarse dos factores de tipo geográfico que condicionan localmente la distribución de las precipitaciones; el relieve y la proximidad al Estrecho de Gibraltar. Por el Estrecho penetran los frentes nubosos unidos a masas de aire húmedo procedentes del Atlántico, y las nubes, al adaptarse a las montañas que bordean el litoral malagueño, descargan lluvia en su desplazamiento de oeste a este, estableciendo un gradiente descendente en dicha dirección. Ello explica que la precipitación recogida en el extremo occidental del litoral sea el doble o más de la que se registra en el extremo oriental. Con base en la precipitación media anual, se pueden distinguir en la Provincia de Málaga tres zonas: Húmeda, Subhúmeda y Seca. La Málaga Húmeda comprende casi todo el cuadrante suroccidental y las zonas más altas de las sierras de Tejeda y Almijara, la media anual registrada en estas zonas es superior a 800 mm. La Málaga Subhúmeda se extiende alrededor de la Málaga Húmeda, correspondiéndose con una serie de sierras y terrenos alomados que reciben entre los 600 y 800 mm. El territorio que abarca esta zona cubre el resto del cuadrante suroccidental, buena parte de la Cordillera Antequerana, el borde nororiental de la Provincia, el resto de las sierras de Tejeda y Almijara y las áreas más elevadas de los Montes de Málaga. Por último, con la Málaga Seca se corresponden aquellos terrenos que recogen menos de 600 mm y comprende la mayor parte de las

depresiones del Guadalhorce y de Antequera, el valle del río Vélez, buena parte de los Montes de Málaga y la Axarquía, así como toda la franja litoral oriental.

Se han considerado un total de 32 estaciones Termo-pluviométricas correspondientes a la Provincia de Málaga. Los datos han sido facilitados por el Instituto Nacional de Meteorología (I.N.M., 1991) a partir del documento "Síntesis de los datos climáticos elementales de Andalucía cuyos datos proceden de 34 años (1951-1989). A partir de lo anterior se ha elaborado el Mapa de las Estaciones Meteorológicas de la Provincia de Málaga (Mapa 2.7), el cual resume la distribución de las estaciones en cada una de las Comarcas. Además, se incluye la Ficha Climática de la Provincia. Para cada Comarca se presentan tres tablas, la primera indica los valores de altitud, y ubicación geográfica de las estaciones; la segunda los valores medios de temperatura y precipitación correspondientes; y la tercera recoge los valores de precipitación, temperatura y evapotranspiración potencial, con cuyos valores se construye la ficha climática respectiva.

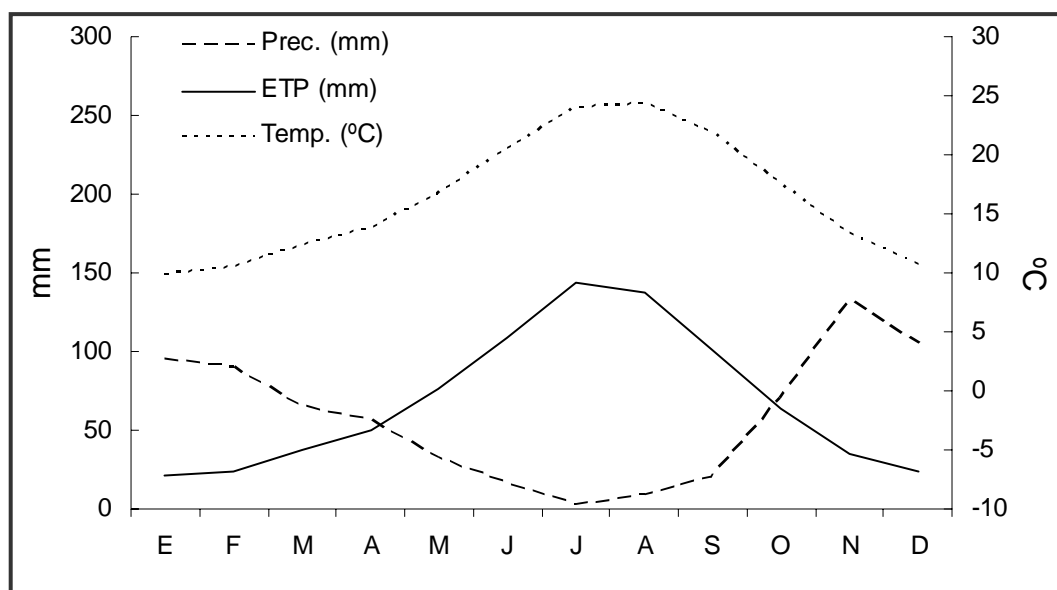


De las 32 Estaciones Meteorológicas consultadas en la Provincia de Málaga se obtiene que el valor de la precipitación anual promedio es de 695,6 mm; al tener en cuenta que en Andalucía se consideran en conjunto tres ambientes climáticos considerando la pluviosidad de los mismos: árido (200-300 mm); de transición (300-

600 mm) y húmedo (mayor de 600 mm) (Aguilar et al., 1993). En función de lo anterior, la Provincia de Málaga se ubica en un clima húmedo. De acuerdo al Criterio UNESCO-FAO para caracterizar las condiciones térmicas del clima, se toma la temperatura media del mes más frío y se establecen los grupos climáticos siguientes: si la temperatura media del mes más frío está comprendida entre 10°C y 15°C, estaremos ante un clima templado cálido; si la temperatura media del mes más frío está comprendida entre 0°C y 10°C, estaremos ante un clima templado medio; y si la temperatura media del mes más frío está comprendida entre -5°C y 0°C, el clima será templado frío. De acuerdo a lo anterior, para la Provincia de Málaga la temperatura media del mes más frío corresponde al mes de Enero con 9,8°C, por lo tanto nos encontramos ante un clima templado medio.

Ficha Climática de la Provincia de Málaga

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
Temp. (°C)	9,8	10,5	12,3	13,8	16,7	20,5	24,1	24,4	21,9	17,5	13,3	10,7	16,3
Prec. (mm)	94,8	90,4	65,4	56,5	32,4	15,8	3,0	9,0	19,7	69,5	133,0	105,5	695,6
ETP (mm)	21,4	23,8	38,1	49,9	76,1	108,4	144,3	138,1	101,6	64,4	35,1	23,7	824,9



VÉLEZ-MÁLAGA

Para esta Comarca se consideraron tres estaciones termo pluviométricas, cuyas características más relevantes aparecen en las tablas posteriores, con datos procedentes de hasta 31 años de registros (1976-1989). De acuerdo a los criterios pluviométricos expuestos, la Comarca presenta un clima de transición entre árido y

húmedo; y considerando los criterios de temperatura el clima se define como templado cálido, donde la temperatura media del mes más frío se encuentra en el mes de Enero con 12,6°C.

Altitud y ubicación geográfica

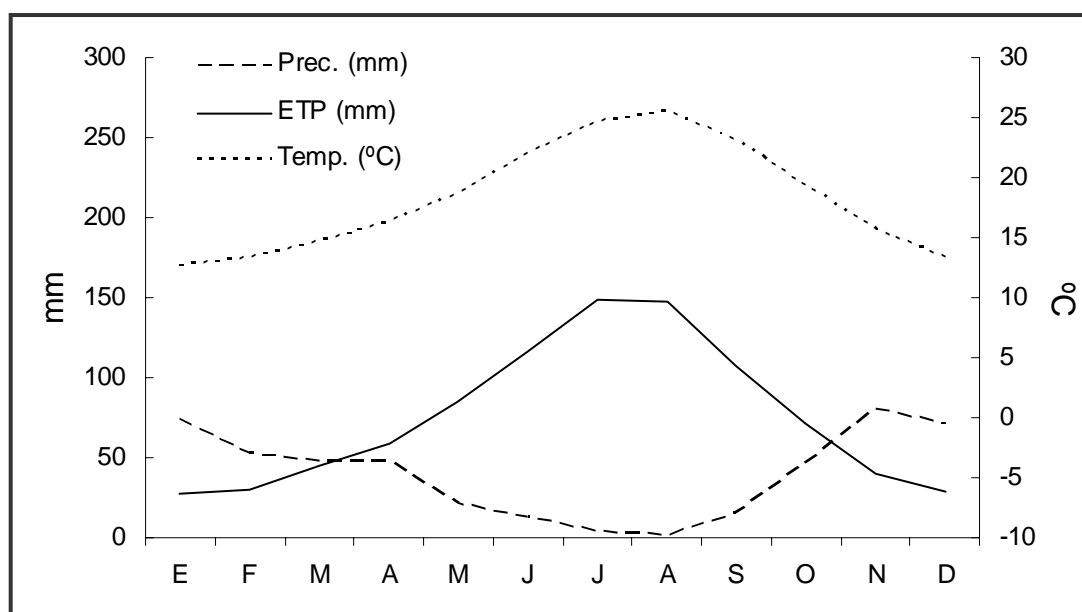
Estación	Altitud	Longitud	Latitud
Vélez-Málaga	60	401475,8	4071405,77
Torre del Mar Azucarera	13	402915,74	4067228,69
Algarrobo La Mayora	80	407165,03	4070263,35

Temperatura y Precipitación

Temp. Med (°C)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Vélez-Málaga	11,5	12,8	14,6	16,5	19	22,5	25,3	25,8	22,6	18,5	14,2	12,2	17,958
Torre del Mar Azucarera	13	13,5	14,7	16,3	18,8	22	24,4	25,6	23,3	19,8	16,2	13,8	18,45
Algarrobo La Mayora	13,2	13,5	14,7	16,1	18,4	21,4	24,4	25,2	23,3	19,9	16,5	13,9	18,375
Prec. Med (mm)													
Vélez-Málaga	86,4	59,8	58,1	43,2	22,5	12,5	3,8	1,7	22	45,4	82,3	95,3	533
Torre del Mar Azucarera	67,1	48,1	42	48,4	22,8	16,5	3,7	1,1	11,8	42,2	69,9	60,4	434
Algarrobo La Mayora	67	49,8	42,6	49,4	18,2	10,3	2,3	1,9	11,6	49,6	89,5	57,3	449,5

Ficha Climática

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
Temp. (°C)	12,6	13,3	14,7	16,3	18,7	22,0	24,7	25,5	23,1	19,4	15,6	13,3	18,3
Prec. (mm)	73,5	52,6	47,6	47,0	21,2	13,1	3,3	1,6	15,1	45,7	80,6	71,0	472,2
ETP (mm)	27,1	29,7	44,6	58,9	85,2	116,5	148,3	148,0	107,3	71,1	40,6	29,1	906,2



ANTEQUERA

Se han caracterizado 10 estaciones termo-pluviométricas cuyas características se presentan posteriormente, con datos procedentes de hasta 31 años (1955-1989). En función de los criterios pluviométricos expuestos, la Comarca

de Antequera presenta un clima húmedo; y considerando los criterios de temperatura el clima se define como templado medio, donde la temperatura media del mes más frío se encuentra en el mes de Enero con 7,9°C.

Altitud y ubicación geográfica

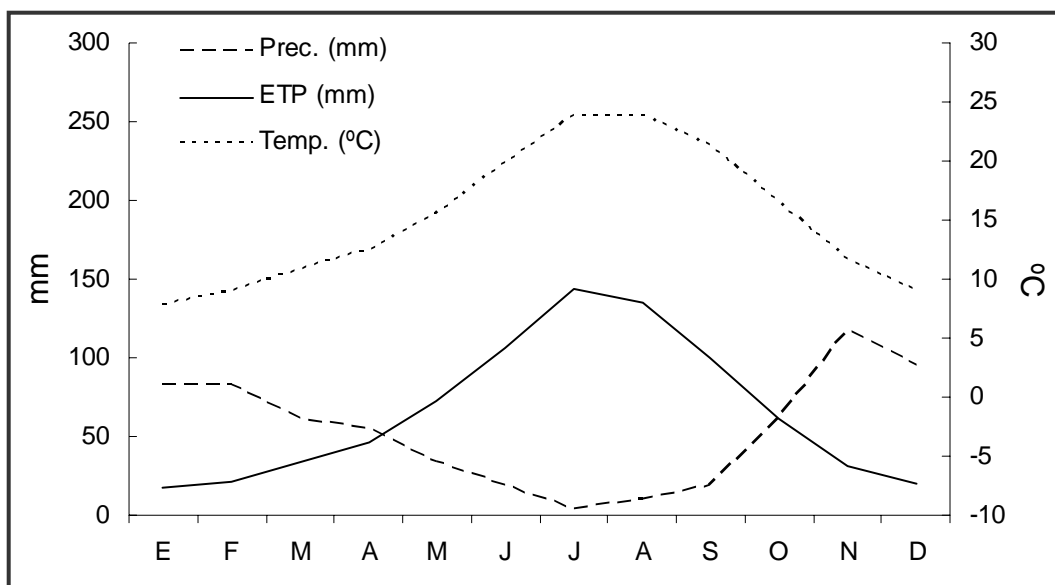
Estación	Altitud	Longitud	Latitud
Archidona	700	376695,25	4106250,06
Bobadilla	360	346458,94	4100271,82
Teba	555	329045,58	4094747,76
Ardales	360	335904,52	4084900,56
Antequera (El Troncal)	1218	362567,01	4090808,59
Antequera (Cortijo Robledo)	700	373232,33	4089347,91
Colmenar Torrijos	780	377759,63	4077260,51
Alfarnate	925	387904,4	4094997,66
Riogordo	400	384818,73	4086254,65
Pantano de Guadalhorce	325	339572	4088992,54

Temperatura y Precipitación

Temp. Med (°C)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Archidona	7,4	8,9	11,2	12,9	16,8	22,2	26	25,7	22,6	16,9	11,8	8,7	15,93
Bobadilla	9,6	10,7	12,7	14,4	18,4	22,1	26,2	26,6	23,3	17,7	13,3	10	17,08
Teba	8,1	9	12,1	13,1	16,4	21,2	24,8	25,1	22,8	17,9	12,4	9,6	16,04
Ardales	8,2	9,3	10,8	12,6	15,7	19,9	23	23,2	20,6	16	12	9,3	15,05
Antequera (El Troncal)	4,8	5,2	7,7	9,1	11,8	17,4	21,8	21,3	20	14,5	9,8	7,4	12,57
Antequera (Cortijo Robledo)	7,6	9,3	10	12	15,3	18,6	22,2	22,2	19,6	15,5	10,6	8,2	14,26
Colmenar Torrijos	6,5	7,5	8,8	10,7	14,1	17,6	22,3	22,5	19,8	14,3	9,2	6,4	13,31
Alfarnate	9,5	10,5	12	12,4	14,7	18,2	23,2	23,1	21,1	17,6	12,9	10,9	15,51
Riogordo	9,3	10,3	11,7	13,7	16,9	21,3	25,1	25,2	22,1	17,5	13,2	9,9	16,35
Pantano de Guadalhorce	9,3	10,3	11,7	13,7	16,9	21,3	25,1	25,2	22,1	17,5	13,2	9,9	16,35
Prec. Med (mm)													
Archidona	78,5	82,8	64,6	61,6	40,1	21,4	3,9	4	27,4	58,8	92,5	89,9	625,50
Bobadilla	56,1	59,3	43,5	45,2	26	12,4	3,2	7,1	17,1	50,7	73,6	59,7	453,90
Teba	59,9	71,9	53,6	48,8	23,2	14,3	2,4	11,1	14,8	62,2	91	66,1	519,30
Ardales	61,5	54,8	35,4	40,2	20,9	11,6	9,8	12,9	11,8	50,6	91,6	72,3	473,40
Antequera (El Troncal)	93,4	93,4	45,5	53,8	16,5	8,4	1,3	6,3	23	53,2	262,2	126,7	783,70
Antequera (Cortijo Robledo)	91,9	85,5	63,2	68,8	40,5	31,1	0,8	18,2	11,9	53,3	133,1	105,5	703,80
Colmenar Torrijos	136,8	137,4	133,2	91,8	70,4	33,9	6,5	7,4	29,6	105,5	126,4	162	1040,90
Alfarnate	97	99,3	71,1	65,7	38,3	20,1	1,9	2,9	20,9	59,4	107,4	103,8	687,80
Riogordo	63	60,4	44,6	35,1	22,9	15,1	3,8	21,1	15,6	61,2	78,1	70	490,90
Pantano de Guadalhorce	63	60,4	44,6	35,1	22,9	15,1	3,8	21,1	15,6	61,2	78,1	70	490,90

Ficha Climática

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
Temp. (°C)	7,9	9,0	10,8	12,5	15,6	19,8	23,8	23,9	21,3	16,4	11,7	8,9	15,1
Prec. (mm)	82,0	82,8	61,6	54,6	33,2	18,7	3,7	10,1	19,1	61,7	117,3	95,1	642,1
ETP (mm)	17,1	20,6	34,1	46,1	72,3	106,3	144,0	135,2	99,8	61,4	31,2	20,0	788,2



GUADALHORCE

Se han caracterizado 14 estaciones termo-pluviométricas cuyas características se presentan a continuación, con datos procedentes de hasta 34 años de registros (1951-1989). En función de los criterios pluviométricos seguidos, la Comarca de Guadalhorce presenta un clima húmedo; y considerando los criterios de temperatura el clima se define como templado cálido, donde la temperatura media del mes más frío se encuentra en el mes de Enero con 11,4°C.

Altitud y ubicación geográfica

Estación	Altitud	Longitud	Latitud
Estación Marbella, Presa de la Concepción	100	325059,16	4044881,9
Estación Marbella, Puerto Banus	6	324774	4039461,55
Estación Marbella, Instituto Laboral	20	331222,32	4041984,31
Estación Ojen Sierra Bermeja	140	344529,82	4048515,91
Estación Casarabonela	480	335787,84	4072416,69
Estación Tolox Pecho Venus	620	327610,01	4062866,18
Estación Alozaina	380	334180,9	4066281,8
Estación Coín	209	342851,7	4058719,42
Estación Cártama	60	350575,08	4062958,67
Estación Málaga (Vivero Central)	10	367316,53	4058922,39
Estación Málaga Las Contadoras	630	376291,25	4078514,62
Estación Málaga El Boticario	500	375953,93	4072354,94
Estación Pantano del Agujero	100	372210,68	4070714,88
Estación Málaga, Ciudad	53	372650,04	4065252,63

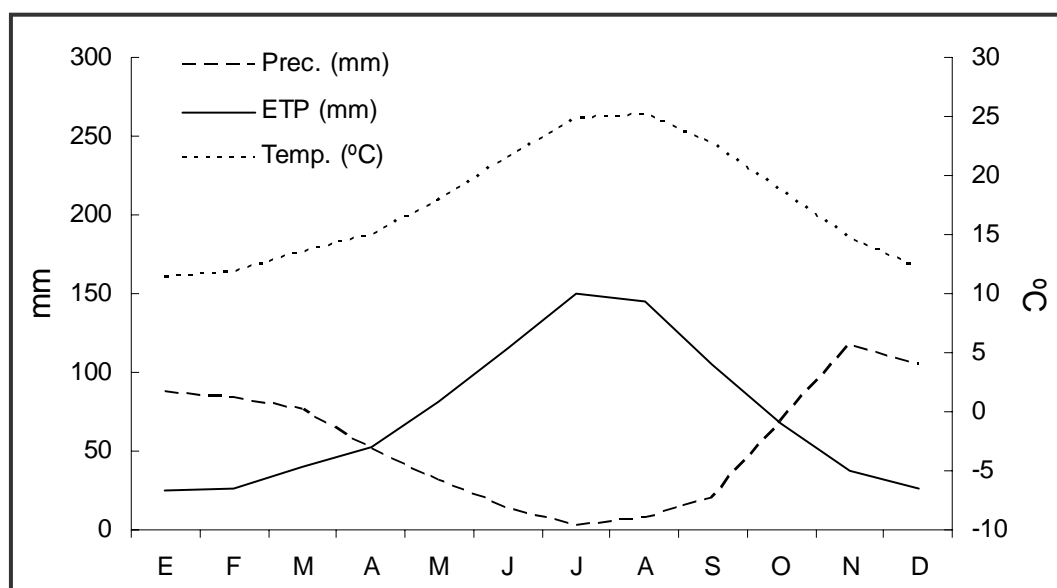
Temperatura y Precipitación

Temp. Med (°C)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Marbella, Presa de la Concepción	11,8	12,1	13,4	14,7	17,1	21,2	24	24,6	22,6	18,7	14,9	12,5	17,30
Marbella, Puerto Banus	13,2	13,5	14,8	15,9	18,2	21,1	23,6	24,3	22,8	19,7	16,4	14	18,13
Marbella, Instituto Laboral	12,5	13	14,4	15,9	18,5	21,4	24,2	24,5	22,7	19,3	15,5	12,9	17,90
Ojen Sierra Bermeja	11,8	11,7	14,2	16	19,1	21,6	25,3	25,3	23,5	19,1	14,9	12,6	17,93
Casarabonela	11,7	11,3	12,4	13,2	15,8	19,4	23,2	24,3	20	17,5	14,1	11,8	16,23
Tolox Pecho Venus	14,2	13,9	14,7	17,1	20,4	24,5	28,7	29,6	26,9	22,3	17,2	13,6	20,26
Alozaina	11,3	12,3	14,7	15,8	19	23,1	26,7	27,4	24,2	19,1	15,4	12,7	18,48
Coín	11,7	12,6	14,6	15,8	18,7	22,9	26,2	26,5	24,1	19,6	15,5	13	18,43
Cártama	10,3	11,7	12,9	14,8	18,1	21,7	24,5	24,5	21,9	17,4	13,5	11,2	16,88
Málaga (Vivero Central)	10,2	10,9	13	15,5	18,2	21,9	25,2	24,5	21,9	18	13,7	11,5	17,04
Málaga Las Contadoras	7,4	8,1	9,4	10,8	14,2	18,3	21,9	22,4	19,3	14,7	10,4	8,1	13,75
Málaga El Boticario	9,6	10,1	11,9	13,4	16,6	20,2	23,3	23,7	21,3	17,2	12,8	10,3	15,87
Pantano del Agujero	11,4	11,7	13,3	14,7	17,8	21,5	25,3	25,3	23	18,5	14,3	12	17,40
Málaga, Ciudad	12,6	13,1	14,6	16,1	19,1	22,4	25,1	25,5	23,4	19,5	15,6	13,2	18,35

Prec. Med (mm)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Marbella, Presa de la Concepción	94	81,5	52,4	54,5	23,5	8,4	2,6	10,6	13,2	72,2	128,7	102,3	643,9
Marbella, Puerto Banus	88,1	73,7	48,7	42,2	24,5	4,5	1	9	20,2	50,8	117,9	94,5	575,1
Marbella, Instituto Laboral	105,2	93,2	79,4	51,3	21,2	9,1	0,9	5,5	16,8	64,2	121	91,4	659,2
Ojen Sierra Bermeja	118,1	165,9	167,2	69,9	45,6	13,1	1,8	3,4	20,7	94,5	144,1	203	1047,3
Casarabonela	95,6	84,8	88,2	72,6	43,8	20,1	4,8	8,7	30,6	105,9	126,7	114,8	796,6
Tolox Pecho Venus	136,7	127,6	138,1	69,8	48,1	24,1	0,2	3,6	28,8	87,4	150,1	170,8	985,3
Alozaina	75,4	84	53	47,4	28,9	10,9	2,9	12,2	17,1	87,9	135,6	79,2	634,5
Coín	82,7	74,8	76	43,5	25,6	10,4	2,1	7,4	14,9	71,4	112,3	94,2	615,3
Cártama	62,6	46,9	44,8	27,3	21,1	11,8	3,6	5,9	10,3	51,6	102,1	72,1	460,1
Málaga (Vivero Central)	73,5	66,5	67,7	43,7	29	10,5	0	3,2	23	53,3	87,5	99,4	557,3
Málaga Las Contadoras	77,3	81,4	76,8	60,7	38,6	22,3	2,9	7,5	30,3	65,6	108,4	103,5	675,3
Málaga El Boticario	67	65,1	68,7	52,8	36,3	15,4	1,6	8,5	18,9	55,1	105	94,5	588,9
Pantano del Agujero	75,2	62,1	47,9	43,7	30,1	14,4	5,6	7,2	11,7	51,8	115,5	64,7	529,9
Málaga, Ciudad	70,5	66,4	55,7	40,3	23,8	11,8	1,5	5	17,2	51,9	85,2	81,2	510,5

Ficha Climática

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
Temp. (°C)	11,4	11,9	13,5	15,0	17,9	21,5	24,8	25,2	22,7	18,6	14,6	12,1	17,4
Prec. (mm)	87,3	83,9	76,0	51,4	31,4	13,3	2,3	7,0	19,6	68,8	117,2	104,7	662,8
ETP (mm)	24,5	26,0	40,6	53,1	81,4	114,4	150,4	144,7	105,6	68,1	37,9	26,3	873,0



SERRANÍA DE RONDA

Se han caracterizado 5 estaciones termo pluviométricas cuyas características se presentan posteriormente, con datos procedentes de hasta 21 años de registros (1967-1989). En función de los criterios pluviométricos expuestos, la Comarca de Serranía de Ronda presenta un clima húmedo; y considerando los criterios de temperatura el clima se define como templado medio, donde la temperatura media del mes más frío se encuentra en el mes de Enero con 7,4°C.

Altitud y ubicación geográfica

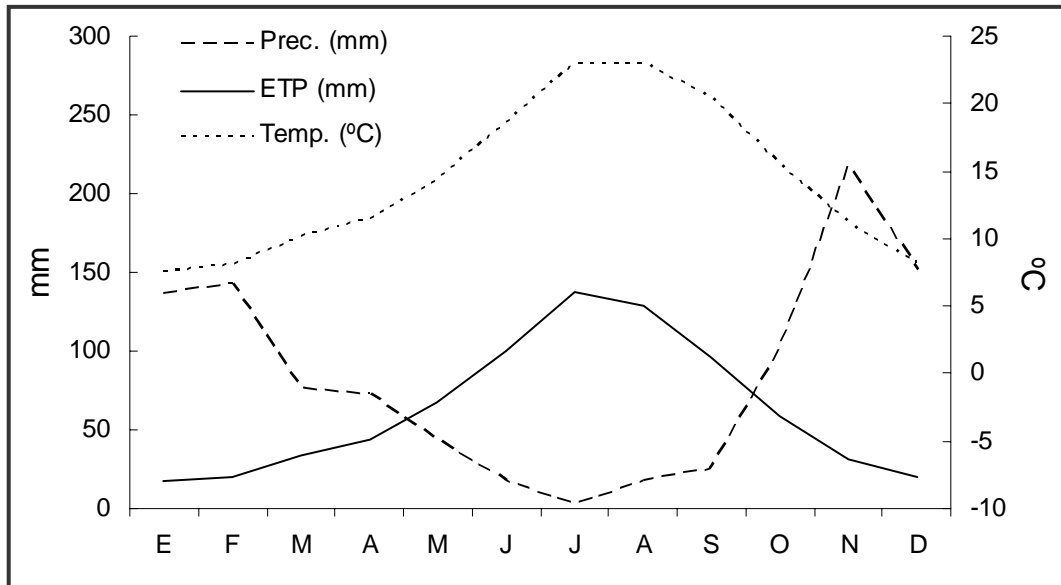
Estación	Altitud	Longitud	Latitud
Ronda Los Quejigales	1180	315968,69	4061875,16
Ronda, Central Eléctrica	660	306427,56	4068252,56
Pujerra	530	306855,82	4054212,89
Gaucín	626	292686,23	4043904,25
El Burgo	580	326380,41	4073219,5

Temperatura y Precipitación

Temp. Med (°C)	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Ronda Los Quejigales	3,9	4,2	6,7	7,2	10,2	15	19,9	20,1	17,7	12	7,7	5,1	10,81
Ronda, C. Eléctrica	9	10	11,4	12,7	15,9	19,8	23,3	22,4	20,3	16,1	12	9,1	15,17
Pujerra	8,6	9,2	12,1	12,8	15,5	20,3	24,7	24,6	21,8	17,1	12,5	10,1	15,78
Gaucín	8,1	8,5	10,3	12,1	14,9	18	22,2	23,3	21,4	16,1	12,2	8,8	14,66
El Burgo	7,6	8,5	10,2	12,1	15,6	20	24,4	24,2	21,1	16,1	11,5	8,3	14,97
Prec. Med (mm)													
Ronda Los Quejigales	197	255	80,1	104,8	46,2	28,1	3,6	36,6	48,1	167,6	349,5	181,9	1498,50
Ronda, C. Eléctrica	105,9	90,2	60,6	51,8	35,7	14,6	1,4	9	20,2	51,9	103,3	97,8	642,40
Pujerra	126,1	125,2	54,4	69,5	42,9	14,6	5	24,7	15,4	111,2	318,9	186,9	1094,80
Gaucín	170,4	166,4	130,9	94	64,2	21,6	1,3	5,7	27	118,7	200,3	188,2	1188,70
El Burgo	83,5	76	54,8	44,9	30,6	11	3,1	11,5	14,2	59,1	112,7	100,6	602,00

Ficha Climática

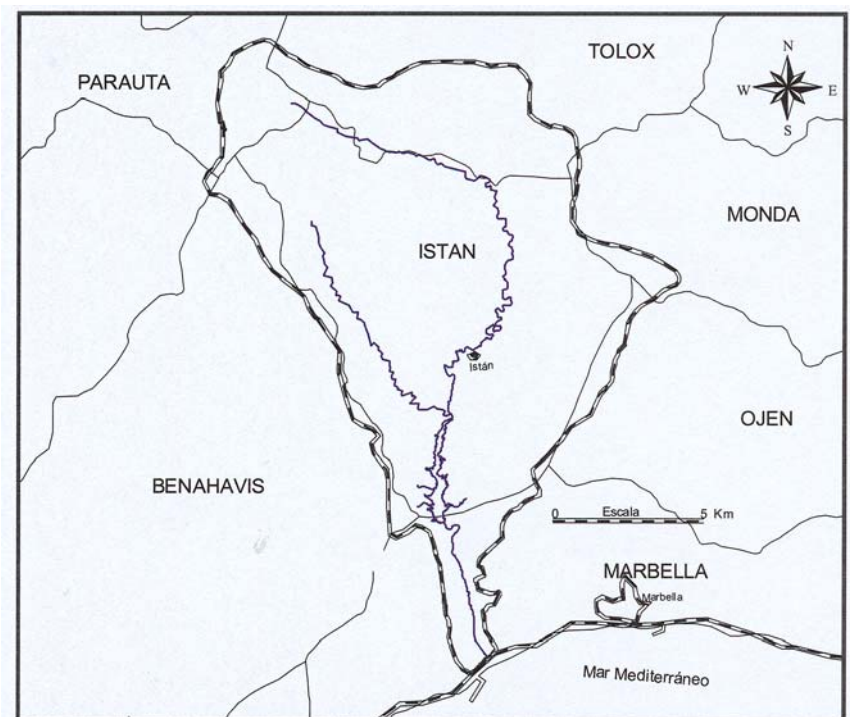
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
Temp. (°C)	7,4	8,1	10,1	11,4	14,4	18,6	22,9	22,9	20,5	15,5	11,2	8,3	14,3
Prec. (mm)	136,6	142,6	76,2	73,0	43,9	18,0	2,9	17,5	25,0	101,7	216,9	151,1	1005,3
ETP (mm)	17,5	19,5	33,9	43,2	67,9	99,6	137,2	128,6	95,9	58,8	31,5	19,8	753,5



3. LOCALIZACIÓN Y FISIOGRAFÍA DE LA CUENCA DEL RÍO VERDE

3.1 Ubicación

La Cuenca del Río Verde está situada entre los Municipios de Tolox y Parauta por el Norte; Istán en la parte media (constituye más del 50% de la cuenca) y Marbella en la parte más meridional. Su extensión territorial es de 120 Km² aproximadamente, además se relaciona en menor proporción con los términos municipales de Benahavis, Monda y Ojén (Mapa 3.1).



Mapa 3.1 Municipios que tienen relación con la Cuenca del Río Verde.

3.2 Istán, y la Cuenca

El término municipal de Istán se ubica totalmente en la Cuenca del Río Verde, entre la Serranía de Ronda y la Costa del Sol Occidental. El término municipal (igual que la Cuenca) forma parte del Parque Natural de la Sierra de las Nieves, declarado por la UNESCO reserva de la Biosfera. Al Norte del municipio se levanta la Sierra Real (1.331 m) preside el paisaje del municipio como telón de fondo del pueblo y del embalse de la Concepción que se extiende delante de él. Por el Sureste otra zona montañosa, la Sierra Blanca (Figura 3.1), prolonga el relieve hasta las proximidades de la costa por los cerros de la Zarina (1.141 m) y del Lastonar (1.260 m). Entre ambas sierras discurre el valle del Río Verde antes de formar el embalse de la

Concepción, que da lugar a parajes de gran interés paisajístico y ecológico en la Dehesa de Bornoque donde una densa masa de alcornoques baja hasta el fondo del valle mezclándose con quejigos y algunos pinsapos. El Valle del Río Verde ofrece en las cercanías de Istán un paisaje agrícola de terrazas en las que se cultivan frutales y hortalizas.

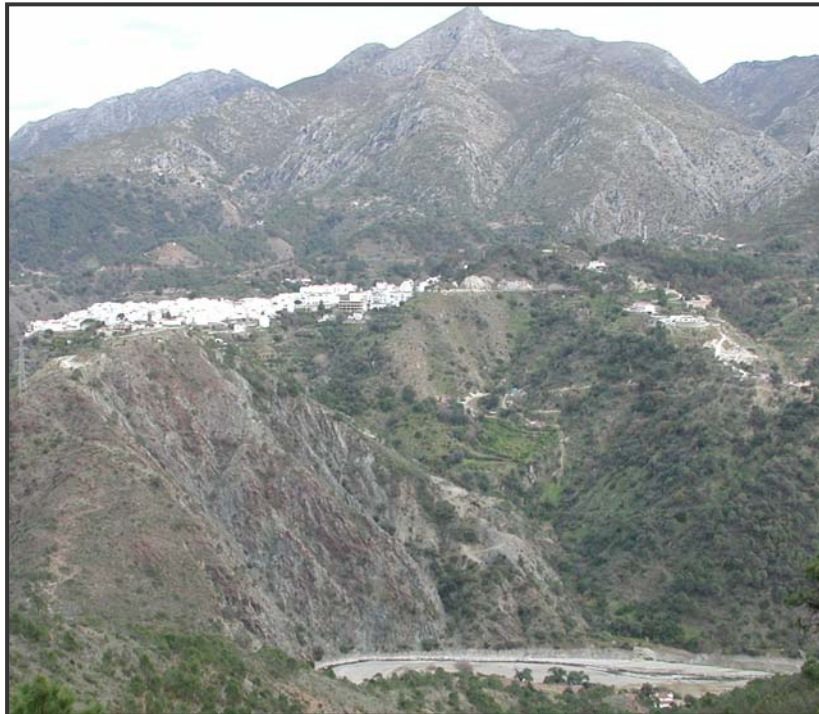
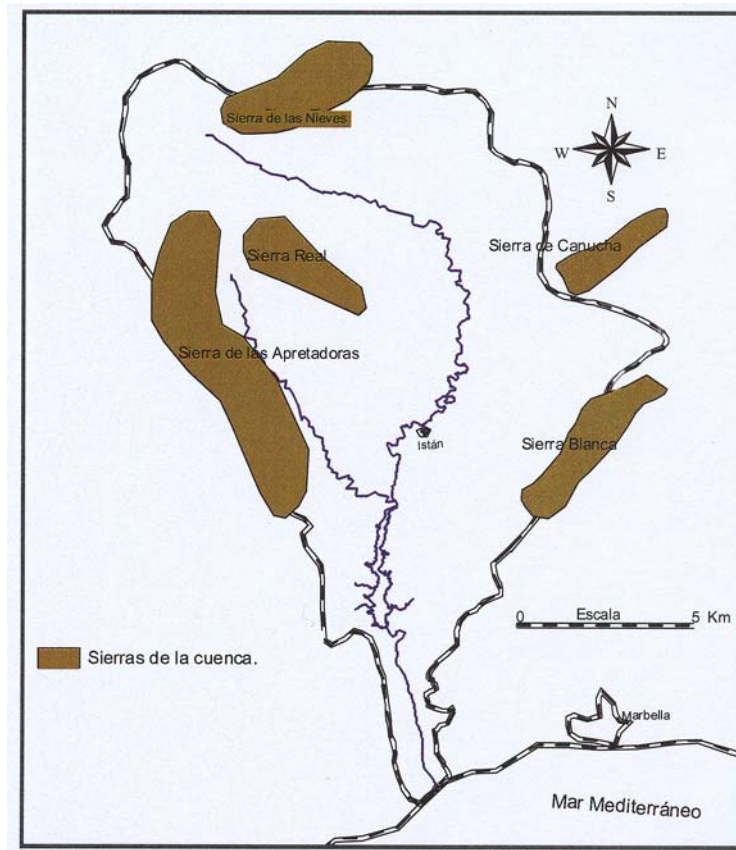


Figura 3.1 El Municipio de Istán, al frente el paso del Río Verde, al fondo la Sierra Blanca

3.3 Sierras

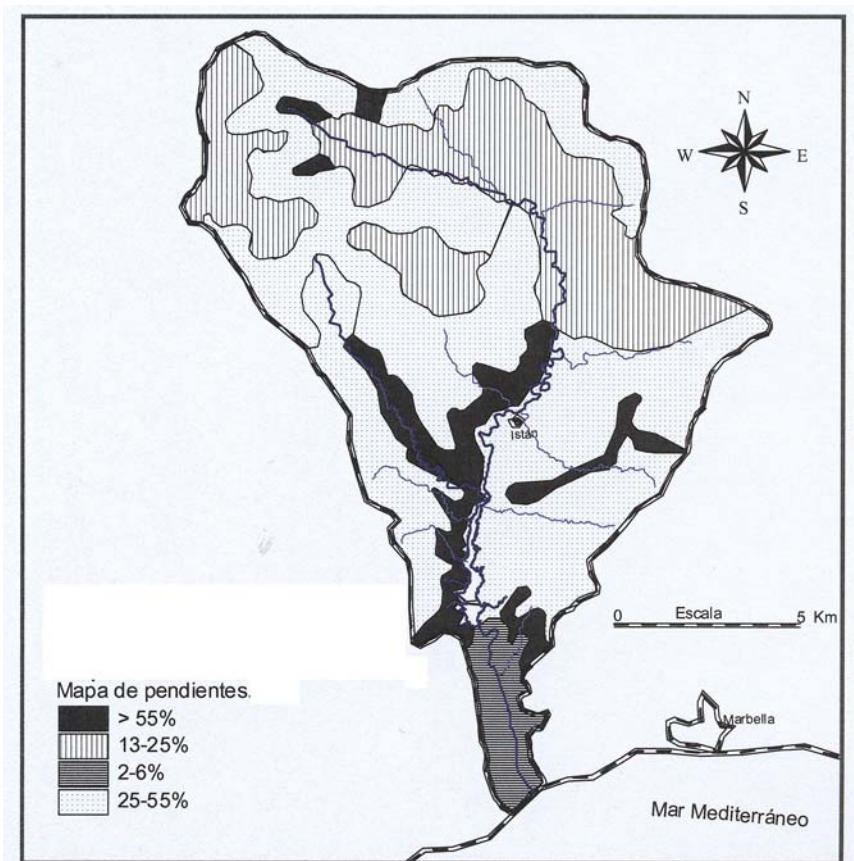
Tal como se muestra en el Mapa 3.2 la porción Norte de la Cuenca del Río Verde está dominada por la Sierra de las Nieves con alturas que alcanzan los 2.000 m, así como por pequeñas mesetas drenadas por pequeños valles más o menos paralelos. En general la Cuenca se caracteriza por un conjunto montañoso, con sierras que discurren en dirección N-S, donde predominan la Sierra Real y las Apretadoras. Por el Este, se encuentra el conjunto formado por Sierra Canucha y Sierra Blanca que delimita las zonas de la Vega de Marbella y el corredor correspondiente al Río Verde, en el Valle del mismo nombre donde, en su tramo final, se sitúa el embalse de la Concepción.



Mapa 3.2 Sierras comprendidas en la Cuenca del Río Verde

3.4 Pendientes

Las pendientes fuertes caracterizan la morfología de la Cuenca. El Mapa 3.3 resume los valores porcentuales de las pendientes predominantes elaboradas según FAO, (1988). El descenso de altitud desde los 2.000 m hasta el nivel del mar en tan solo 32 km de distancia aproximada, deja a su paso un mosaico de pendientes, predominando las comprendidas en el rango de 25 y 55%. Los terrenos que superan el 55% de pendiente se localizan en la entrada de la Cuenca, al Este de la Sierra Blanca, y paralelas a la Represa La Concepción; al Noreste por el cauce principal y a través del Arroyo del Hoyo del Bote y por último en la parte Norte de la Cuenca en la Sierra de las Nieves. Los valores de pendiente entre 13 y 25% coinciden con las zonas de drenaje de los Arroyos de Quejigos y las Cañas y la Zona Alta de la Sierra Real principalmente. Las pendientes de los terrenos suavemente inclinados (2-6%) aparecen al Sur de la Represa La Concepción hasta la desembocadura del Río Verde en el Mar Mediterráneo.



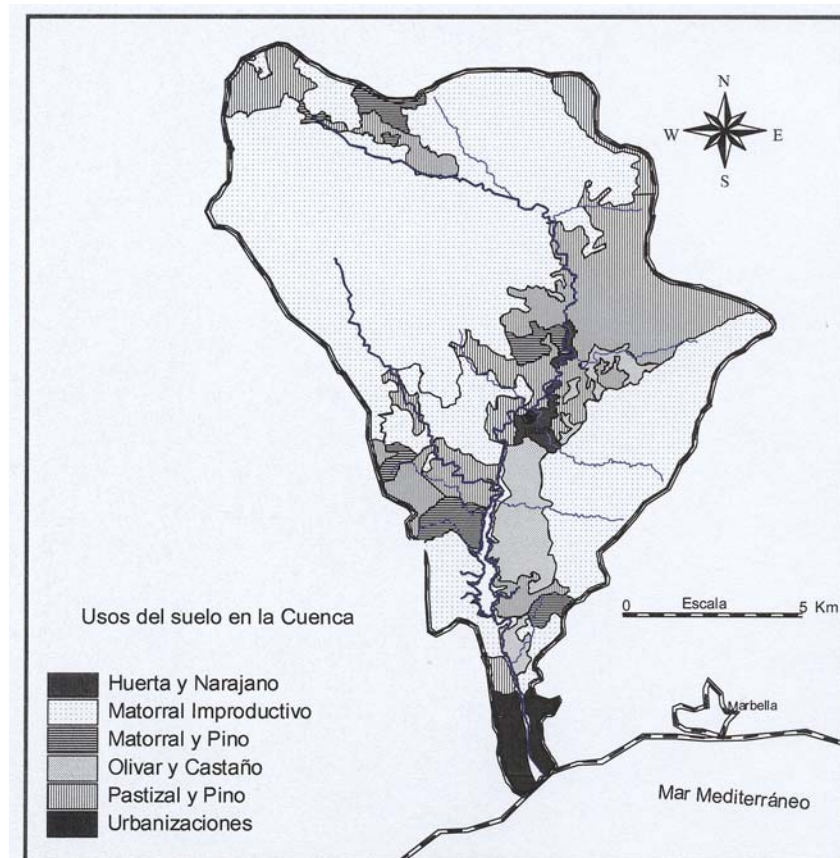
Mapa 3.3 Pendientes predominantes en la Cuenca del Río Verde

3.5 Usos del Suelo

La población que presentaba una tendencia regresiva hasta los años cuarenta, ha sufrido un espectacular aumento en los últimos años, sobre todo debido a la influencia del turismo que ha provocado, sobre todo en Marbella y en otros muchos núcleos urbanos del interior (en el que se encuentra Istán), un significativo aumento de la población (Quirós, 1990). Tal como se aprecia en el Mapa 3.4 el Matorral Improductivo es el tipo de uso del suelo que predomina en la Cuenca del Río Verde, esto es debido a lo agreste del terreno, puesto que coinciden con las zonas de mayor pendiente.

El tipo de uso que combina Pastizal y Pino también es representativo y se ubica en aquellas zonas de pendientes medias, en las que se pueden encontrar pequeñas explotaciones ganaderas, principalmente caprinos. Algunos mosaicos de cultivos de Huerta y Naranja es posible encontrar en las estrechas vegas y terrazas cercanas a Istán, sitio donde son más representativas. El Matorral combinado con pino aparece de forma dispersa en toda la Cuenca sin tener un patrón de

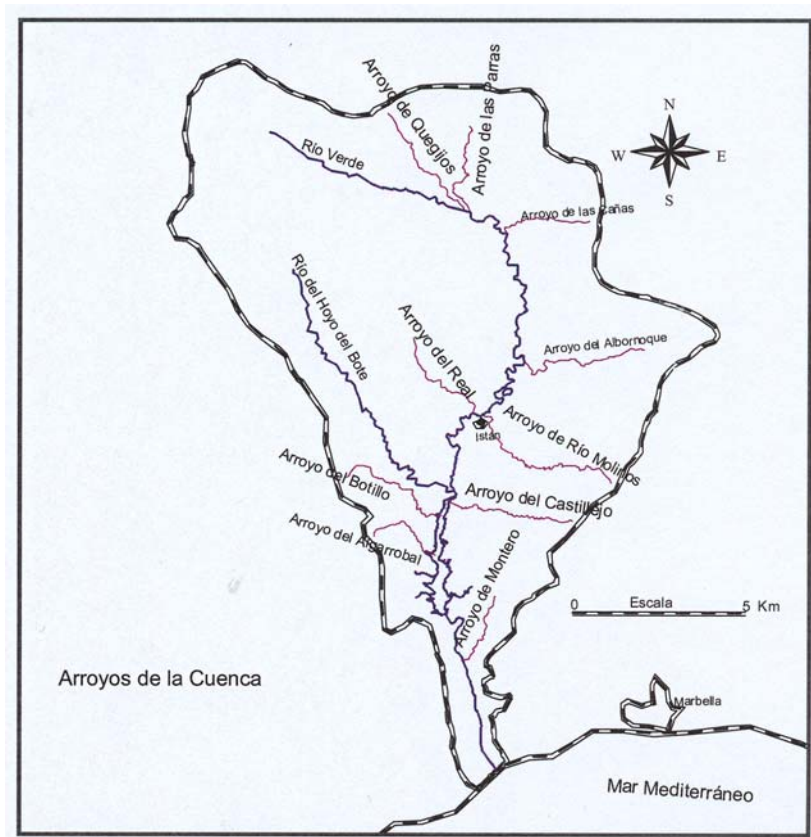
comportamiento definido. Al Sur de Istán y paralelo al Embalse de La Concepción se localizan cultivos de Olivar y Castaño, aprovechando las pendientes medias existentes. En la parte Sur de la Cuenca aparecen las Urbanizaciones turísticas, donde, además del uso del suelo para la construcción, existen áreas considerables utilizadas para el equipamiento turístico, como los campos de golf, parques y otros que tapizan completamente la ribera del Río.



Mapa 3.4 Usos del suelo en la Cuenca del Río Verde

3.6 Sistema Hidrográfico

La hidrografía de la cuenca del Río Verde está dominada por el río que lleva su nombre, más una serie de arroyos que convergen de forma escalonada desde su inicio hasta la desembocadura en el Mar Mediterráneo (Figura 3.2). El Río Verde se origina en la Sierra de las Nieves entre los 1400 y 2000 m descendiendo de forma paulatina hasta los 400 m donde se encuentra la represa de la Concepción; finalmente desciende hasta los 200-100 m y discurre hacia el Mar Mediterráneo cruzando la zona urbanizada de la costa (Mapa 3.5).



Mapa 3.5 Sistema hidrográfico de la Cuenca del Río Verde

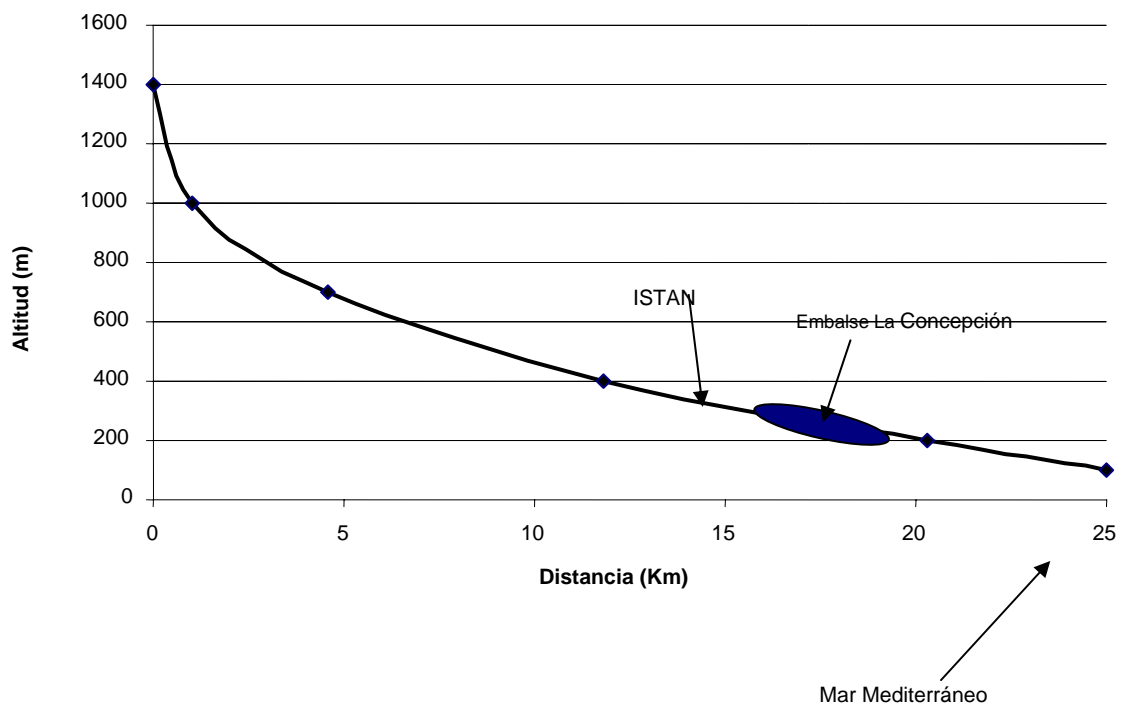


Figura 3.2 Perfil longitudinal del cauce principal del Río Verde

Es importante destacar dentro de la estructura hidrográfica del Río Verde la presencia de la represa La Concepción que se ubica en la parte media baja. Esta represa tiene una capacidad de 44,515 hm³/año, representando el 24% del agua disponible para la Costa del Sol Occidental (Quirós, 1990).

Tal como se menciona anteriormente, el Río Verde recibe agua de varios arroyos que se van uniendo en la medida que éste desciende, los arroyos más importantes y sus características se exponen en la Figura 3.3.

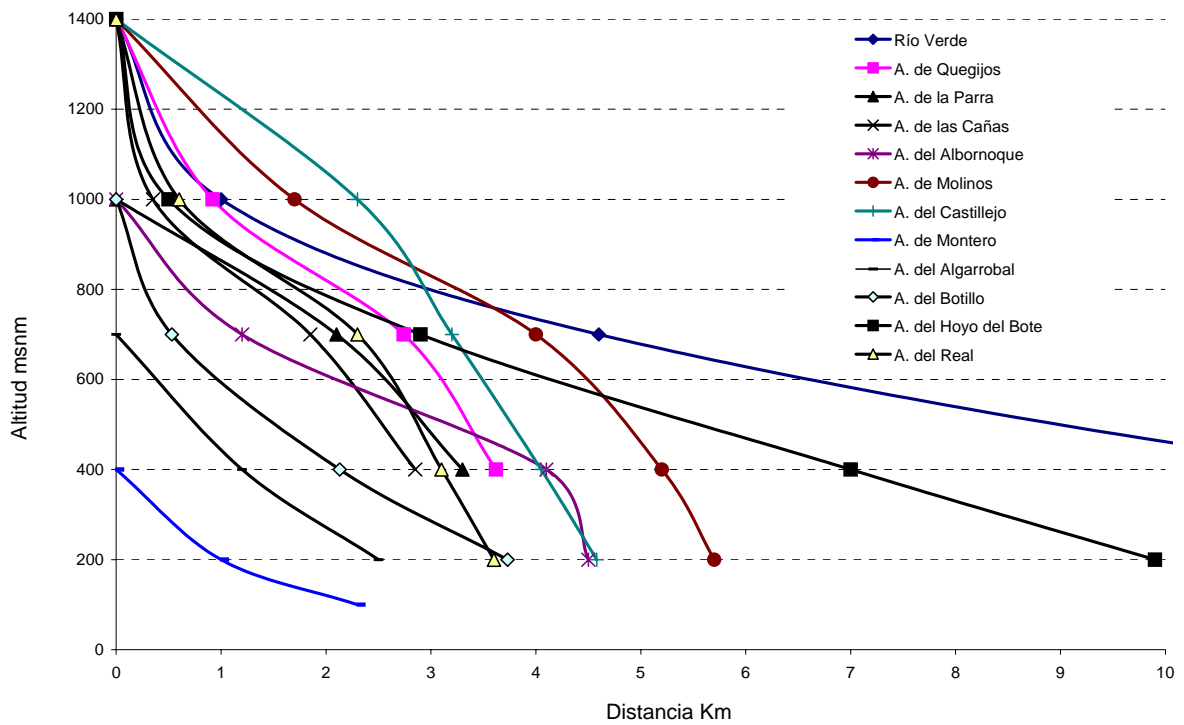
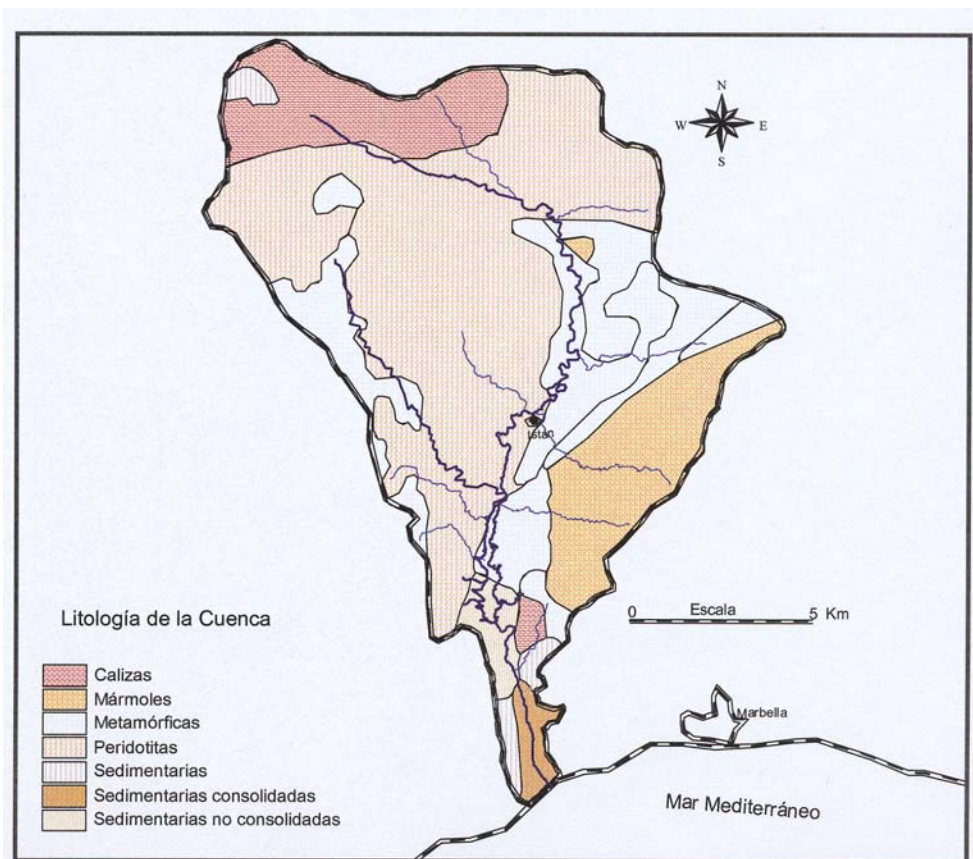


Figura 3.3 Perfil longitudinal de los arroyos de la Cuenca del Río Verde

3.7 Litología

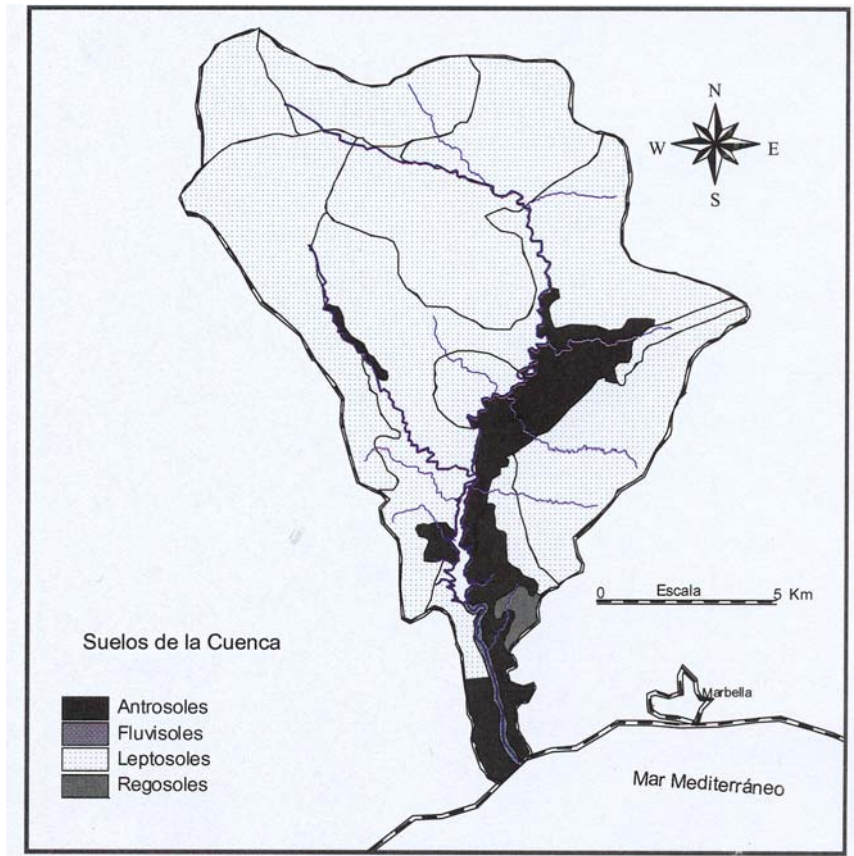
La Cuenca del Río Verde está dominada por las rocas Peridotitas. El Mapa 3.6 presenta de forma resumida los materiales litológicos que se encuentran en la Cuenca del Río Verde. Tal como se aprecia en el Mapa 3.6, en la Cuenca del Río Verde predominan las Peridotitas, las cuales se extienden desde el Noreste hacia el Oeste y luego descienden hacia el Sur. Las Calizas afloran en la parte Norte de la Cuenca y en menor proporción en la zona Centro Sur. Los materiales metamórficos se localizan a ambos lados de las Peridotitas y limitan la Cuenca tanto por Este como por el Oeste. Mientras que los materiales Sedimentarios (consolidados o no) conforman la parte más baja de la Cuenca.

Mapa 3.6 Materiales litológicos de la Cuenca del Río Verde



3.8 Suelos

La cuenca del Río Verde se ubica en su totalidad en la Hoja 1065 correspondiente al Mapa Topográfico Nacional con la denominación de Marbella. Se presenta un resumen de las principales características de los suelos de la zona Martínez et al., (1996) (Mapa 3.7).



Mapa 3.7 Suelos de la Cuenca del Río Verde

Antrosoles

En general, al referirnos a las características morfológicas de estos suelos tendremos que hacer referencia a la de los suelos originales; por tanto es muy variable y se puede decir que son profundos, con textura franca a franco arcillosa, bien estructurados y con una secuencia de horizontes de tipo Ap-C. **Antrosoles Cumúlicos:** Muestran una acumulación de sedimentos con una textura que es franco arenosa o más fina, con una potencia que supera los 50 cm, y generalmente son el sustrato de largos y continuados periodos de irrigación. **Antrosoles Irrágricos:** Se definen por poseer un horizonte irrágrico por mostrar evidencia de largos períodos de riegos con aguas ricas en sedimentos. Presentan deyecciones de lombrices y más de un 0,5% de C.O. **Antrosoles Áricos:** Son aquellos que

presentan restos de horizontes de diagnóstico debido a la profundidad del cultivo. Fundamentalmente este tipo de suelos en la zona está caracterizado por las repoblaciones de pinos, con aparatamiento y mezcla de los materiales del suelo.

Fluvisoles

Su distribución se circunscribe a las márgenes del Río Verde en la parte baja, su extensión por lo tanto es muy pequeña, debido en gran parte al deterioro que han sufrido por la especulación del suelo en toda la zona costera. Los Fluvisoles calcáricos, existen puntualmente en los arroyos que discurren entre las sierras calizas marmóreas, presentando los suelos una secuencia de horizontes de tipo A-C ó Ap-C, en el caso de estar cultivados.

Leptosoles

Definidos como “suelos limitados en profundidad por una roca continua y dura, o por materiales altamente calcáreos (contenido de CaCO_3 equivalente mayor del 40%), o por una capa cementada y continua dentro de una profundidad de 30 cm a partir de la superficie, o con un porcentaje de tierra fina menor del 20% en los 75 cm superficiales” FAO, (1988). **Leptosoles Líticos:** Son suelos que están limitados dentro de los primeros 30 cm por rocas duras como las peridotitas y calizas en las zonas de influencia del Complejo Maláguide. Son suelos que presentan un escaso contenido de materia orgánica. **Leptosoles Réndricos:** Desarrollan sobre materiales calizos fundamentalmente mármoles; se ubican en zonas de umbría y sobre coluvios, donde existe una mayor cantidad de encinar, que aportan al suelo los suficientes restos orgánicos para que el epipedon posea un elevado contenido en materia orgánica. **Leptosoles eútricos:** El material inicial está constituido por mármoles, peridotitas y gneis. Su textura es arcillo limosa, con contenidos de C.O. de medios a altos, decarbonatados o con pequeñas cantidades de CaCO_3 y con un almacenamiento de agua muy bajo.

Regosoles

Son suelos procedentes de materiales no consolidados, no teniendo en cuenta aquellos materiales que tienen una textura gruesa o que presentan propiedades flúvicas. **Regosoles Calcáricos:** El material inicial sobre el que evolucionan los Regosoles calcáricos, corresponde a areniscas. Son suelos con bajo

contenido de materia orgánica, carbonatados y con una importante presencia de Ca^{2+} , seguido de Mg^{2+} , K^+ y Na^+ . Los valores de la CIC, son medios a bajos, y todos ellos están saturados. **Regosoles éútricos:** La secuencia de horizontes de los Regosoles éútricos, en el perfil es A-C, o Ah-C en el caso de tener elevado contenido en materia orgánica. **Regosoles Dístricos:** En la zona los suelos se caracterizan por tener un material inicial formado, por gneis o esquistos en contacto con materiales peridotíticos.

4. OBJETIVOS

Generales:

Estudiar la distribución de los metales pesados en los suelos de la Provincia de Málaga; y con los resultados obtenidos, seleccionar una unidad de análisis territorial representativa para profundizar en el conocimiento de la dinámica y la toxicidad producida por dichos metales, tanto en suelos como en sedimentos.

Específicos relacionados con la Provincia de Málaga:

Estudiar la distribución de las concentraciones de metales pesados en superficie y en profundidad en los suelos de la Provincia de Málaga; determinando de esta forma su origen y elementos condicionantes.

Profundizar en el estudio de los metales pesados en la Provincia de Málaga, a través de la selección de una unidad territorial representativa (la Cuenca como unidad de análisis).

Específicos relacionados con la Cuenca del Río Verde:

Caracterizar la dinámica de dispersión de metales pesados totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA presentes en los suelos y sedimentos de la Cuenca del Río Verde, Málaga.

Determinar la toxicidad por metales pesados solubles en agua y extraíbles con EDTA presentes en los suelos y sedimentos, en la Cuenca del Río Verde, utilizando bioensayos con lechuga (*Lactuca sativa L.*).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Muestreo

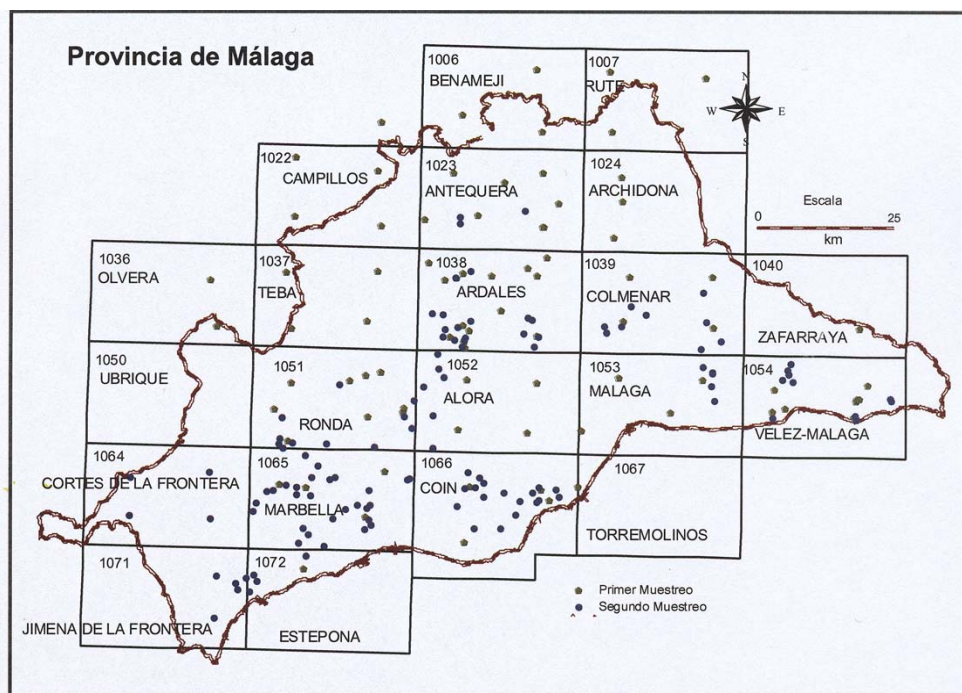
El muestreo fue realizado en dos etapas diferentes y a dos profundidades; la primera profundidad entre 0 y 20 cm y la segunda entre los 20 y 40 cm (en algunas ocasiones la segunda profundidad no fue recogida debido a la poca profundidad del suelo).

El primer muestreo fue realizado a partir de las Hojas del Mapa Topográfico Nacional 1:25.000, se tomó una muestra en el centro de cada hoja, registrando su posición geográfica, con un total de 162 muestras (primera profundidad 84; segunda profundidad 78). Las muestras fueron analizadas y los resultados se compararon con los niveles de concentración de metales pesados en suelos sugeridos en el informe que sobre este tema propone la Junta de Andalucía (Aguilar et al. 2001).

El segundo muestreo se realizó para conocer el alcance de las anomalías encontradas en el primero, y definir así, si éstas eran puntuales o respondían a un patrón de comportamiento característico, intentando recoger muestras de suelo que tuvieran relación con los materiales litológicos circundantes al primer muestreo. Al segundo muestreo corresponden a un total de 238 muestras (primera profundidad 119; segunda profundidad 119).

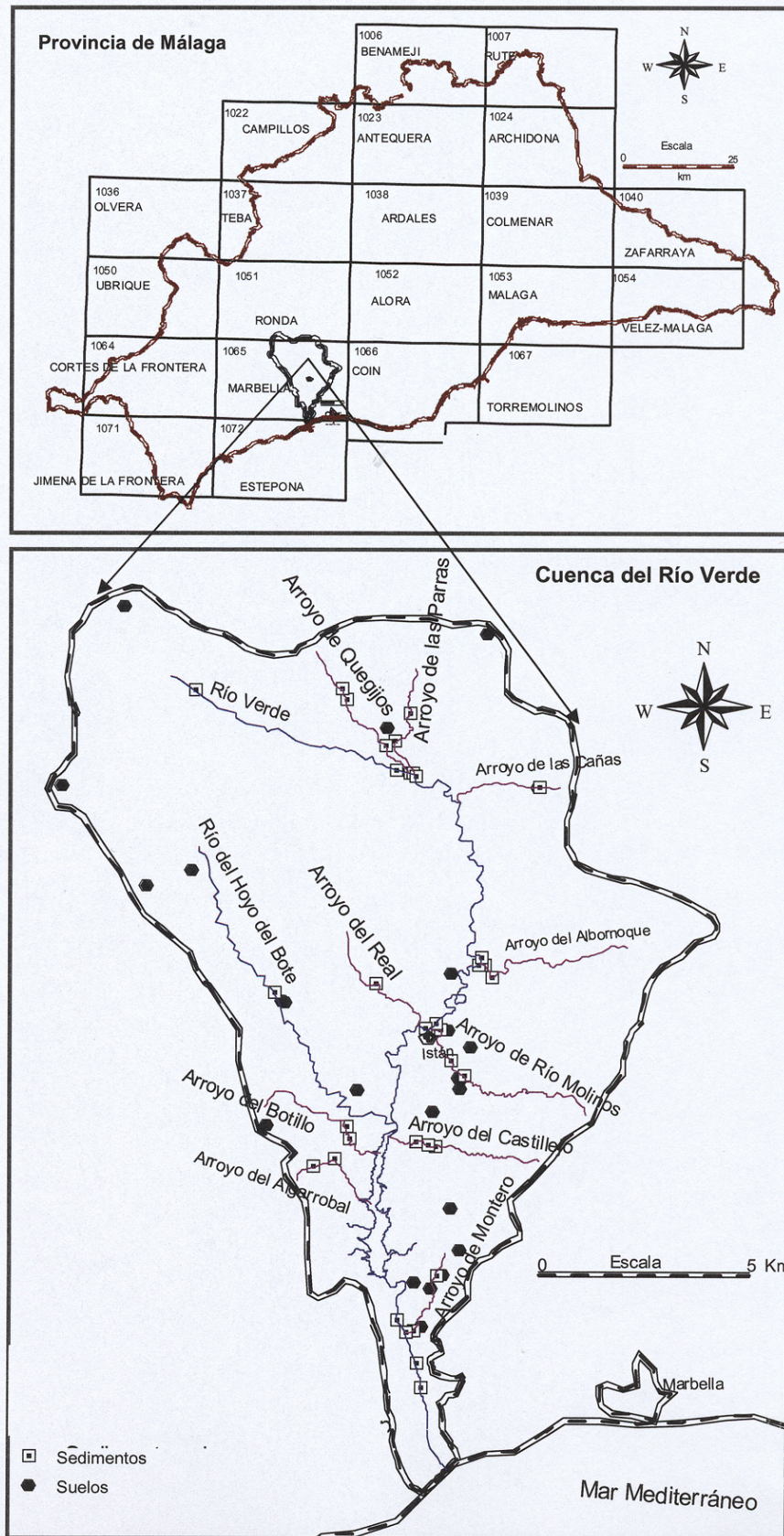
En el Mapa 5.1 se representa la distribución espacial de los puntos de muestreo. Una vez recolectadas las muestras se llevan al laboratorio, se extienden y se secan al aire, luego se homogenizan y se someten a una molienda suave. Posteriormente, las muestras son tamizadas a 2 mm para la obtención de la fracción tierra fina, las cuales se etiquetan para su posterior tratamiento.

Partiendo del análisis de las concentraciones totales de metales pesados en los suelos de la Provincia de Málaga, y considerando los factores que condicionan los valores anómalos se seleccionó la Cuenca del Río Verde como unidad territorial representativa debido a su confluencia gravitacional, a la topografía, materiales litológicos, tipos y usos de suelos y densidad de arroyos.



Mapa 5.1 Distribución espacial de los puntos de muestreo Provincia de Málaga

El muestreo correspondiente a la Cuenca del Río Verde se realizó considerando las unidades de drenaje de los arroyos, la litología, pendiente y usos del suelo. Se tomaron 24 muestras de suelos en los primeros 20 cm de profundidad; y 36 muestras de sedimentos a la misma profundidad (Mapa 5.2). Para los sedimentos, las muestras fueron secadas al aire (Morillo et. al., 2003; Usero et. al., 2004 y Santos et. al., 2002), posteriormente tamizadas, siendo la fracción menor a 50- μm la utilizada para el análisis de las características físico-químicas y de los metales pesados (Figueiras et al., 2004 y Olivares-Rieumont et al., 2005).



Mapa 5.2 Distribución de los puntos muestreados en la Cuenca del Río Verde

5.2 Técnicas analíticas

El pH se midió potenciométricamente con electrodo de vidrio en una suspensión sedimento: agua de 1:2.5 en un aparato CRISON digit. 501.

El CaCO_3 equivalente se determinó por ataque con CIH 1:1 en recipiente hermético y lectura de la presión de CO_2 liberada en manómetros de agua y mercurio, según el método de Barahona et al., (1992).

La Materia Orgánica se determinó a través del método de oxidación-reducción (Tyurin, 1951).

La determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) se realizó con acetato sódico 1N a pH 8.2 y medida del sodio en fotómetro de llama METEOR mod. NACK-II.

La determinación de la Conductividad Eléctrica (CE) se realizó en el extracto de la pasta saturada y se midió a 25°C con electrodo de vidrio en un aparato CRISON mod. 522.

Los óxidos de hierro y aluminio, libres y amorfos se extrajeron utilizando una solución de ácido oxálico y oxalato amónico a pH 3 (Schwertmann y Taylor, 1977) y se midieron en un espectrofotómetro de adsorción atómica VARIAN SpectrAA 220 FS.

La determinación de la textura se realizó por el método de la pipeta tras la eliminación de la materia orgánica con H_2O_2 , dispersión con polifosfato sódico y agitación mecánica por volteo (Loveland y Whalley, 1991).

Los metales pesados totales se midieron en la fracción menor a 50- μm en sedimentos y 2 mm en suelos, previa digestión en ácidos fuertes ($\text{HNO}_3 + \text{HF}$) y la detección por ICP-MS con un espectrofotómetro PE SCIEX ELAN-5000A. (Hoffman, 1992). Los metales pesados solubles en agua se midieron a partir del extracto de la pasta saturada (Viets, 1962; Sposito et al., 1982) y las formas extraíbles con EDTA (0.05 M a pH 7) (Quevanviller et al., 1988) se midieron por ICP-MS con un espectrofotómetro PE SCIEX ELAN-5000A.

Los valores anómalos de metales pesados (Cr, Co y Ni principalmente) encontrados en los suelos y sedimentos de la Cuenca del Río Verde sugería conocer su potencial tóxico, por lo que se trabajó en la determinación de la fitotoxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos, a través de bioensayos con lechuga (*Lactuca sativa L.*).

Para el desarrollo de la prueba, además del equipo necesario para la preparación y análisis de las muestras, se utilizó una incubadora MEMERT DIN 40050-IP-20 para la germinación de las semillas. Se adaptó el protocolo utilizado para el análisis de calidad de agua y sedimentos recomendado por la EPA, (1989), Torres, (2003), y Dutka, (1989), utilizando soluciones obtenidas a partir del extracto de muestras de suelo. Las variables evaluadas fueron Índice de Elongación Radicular (IE); siendo $IE = (M-C)/C$, donde M es la elongación promedio de cada tratamiento, C es la elongación promedio del testigo en agua corriente. Entonces, cuando $IE = 0$ no hay toxicidad; si IE tiene valor negativo, la muestra es tóxica, y cuando IE es positivo, se estimula la elongación (Dutka, 1989); y el cálculo de los valores de las diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50} para la germinación y elongación radicular (Torres, 2003). Se utilizaron 24 muestras de suelo y 24 de sedimentos. Se midieron las concentraciones de metales totales y solubles en agua, mediante ICP-MS con un espectrómetro PE SCIEX ELAN 5000A. Se extrajo una solución del suelo/sedimento a partir de una relación suelo/sedimento:agua (1:1). Partiendo de esta solución se realizó una dilución al 50% (1:2) y otra al 25% (1:4). El experimento consta de 24 muestras de suelos/sedimentos, 3 tratamientos por muestra 1 tratamiento testigo y 3 repeticiones por tratamiento. Los tratamientos corresponden a las diluciones T1= (1:1); T2= (1:2) y T3= (1:4). Se utilizaron 25 semillas de lechuga colocadas en placas petry (previa colocación en el fondo de papel filtro como soporte). Posteriormente se aplicaron 5 ml de la disolución correspondiente. El experimento se mantuvo en una incubadora durante 120 horas, a una temperatura constante de 24 grados centígrados.

5.3 Soporte informático y métodos estadísticos

La base de datos se desarrolló utilizando Microsoft Access; el análisis estadístico se realizó con el programa SPSS 12.0 y la hoja de cálculo de Microsoft Excel; mientras que para la distribución espacial de la información se utilizó el programa Arc View 3.2.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN PROVINCIA DE MÁLAGA

El análisis de los resultados está compuesto por dos partes que se exponen de forma separada, pero que son complementarias. El primer apartado consiste en el desarrollo de pruebas estadísticas multivariantes, que incluyen análisis de varianza y determinación de subgrupos homogéneos. Esto se realiza con la finalidad de profundizar en las relaciones entre variables y reducir su número manteniendo la máxima representación estadística. El segundo apartado se refiere al Análisis de Componentes Principales (ACP) desarrollado para verificar la correspondencia de los grupos propuestos, deducidos a partir de un análisis multivariante.

Los elementos seleccionados han sido el As, Co, Cr, Fe, Cu, Pb, Zn, Ni, Mn y Al. Con la finalidad de establecer diferencias en los valores de concentración entre las profundidades (0-20 cm y 20-40), se realizaron pruebas de comparación de medias. Los valores de concentración media de metales pesados entre profundidades correspondientes al primer y segundo muestreo, no presentan diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Análisis de varianza ($p < 0,05$) entre profundidades

Metales Pesados	Primer Muestreo	Segundo Muestreo	Ambos Muestreos
As	0,655	0,993	0,784
Co	0,956	0,954	0,952
Cr	0,438	0,462	0,766
Fe	0,662	0,562	0,817
Cu	0,845	0,720	0,287
Pb	0,178	0,193	0,497
Zn	0,339	0,900	0,840
Ni	0,634	0,530	0,746
Mn	0,357	0,266	0,395
Al	0,851	0,943	0,795

6.1 Características físico-químicas de los suelos

La tabla que se muestra a continuación resume la distribución de los tipos de suelos relacionados con los puntos de muestreo. Se evidencia la aparición con

mayor frecuencia de los Cambisoles y Regosoles. Además, son importantes los Leptosoles, Fluvisoles, y con menor frecuencia aparecen Phaeozems y Vertisoles.

Tipos de Suelos	(%)
Cambisoles	42,11
Regosoles	34,21
Leptosoles	10,53
Fluvisoles	5,26
Luvisoles	3,51
Calcisoles	2,63
Phaeozems	0,88
Vertisoles	0,88
Total	100

En los suelos, se han determinado las concentraciones de los óxidos de Fe y Al Libres y Amorfos, Materia Orgánica, pH, Carbonatos (CaCO_3eq) y Arcilla; considerando que son las características de los suelos que potencialmente tienen relación con la presencia de metales pesados. En los Anexos 6.1 al 6.8 se presenta su distribución espacial y los Anexos 6.20 y 6.21 presentan un resumen estadístico de las mismas.

En el análisis de varianza ($p < 0,05$) para las características de los suelos estudiados se encontró que el Fe Libre, pH y CaCO_3 no presentan diferencias significativas en su distribución; comportamiento contrario presentan el Al Amorfo, Al Libre, Fe Amorfo, MO y Arcilla (Tabla 6.2).

Tabla 6.2 Análisis de varianza ($p < 0,05$) características de los suelos estudiados

Características	Significancia
Al Amorfo (%)	<u>0,009</u>
Al Libre (%)	<u>0,026</u>
Fe Libre (%)	0,067
Fe Amorfo (%)	<u>0,001</u>
MO (%)	<u>0,005</u>
pH	0,223
CaCO_3 (%)	0,501
Arcilla (%)	<u>0,001</u>

Para conocer los valores de las diferencias encontradas anteriormente, se desarrollaron los subgrupos homogéneos para cada característica del suelo estudiada, mediante la prueba de comparación de medias ($p < 0,05$). Se utiliza el término Concentración Media Proporcional (CMP) para comparar el número de veces que una variable es mayor o menor que otra. El Aluminio Amorfo, que representa una media del 4,73% del Al total, se asocia a los Fluvisoles, Regosoles, Calcisoles y Cambisoles que constituyen el primer subgrupo, con valores que oscilan entre 0,18 y 0,32%. El segundo subgrupo está relacionado con los Leptosoles y Luvisoles, siendo en éstos últimos donde se presentan los mayores valores. Considerando los valores de CMP de Al Amorfo del primer subgrupo, se encuentra que, los suelos que componen el segundo subgrupo pueden tener dos o tres veces más Al Amorfo que el primero (Tabla 6.3).

Tabla 6.3 Subgrupos homogéneos del Al Amorfo relacionado con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Al Amorfo (%)	
		1	2
Fluvisoles	1	0,186	
Regosoles	1	0,217	
Calcisoles	2	0,291	
Cambisoles	2	0,323	
Leptosoles	2	0,382	0,382
Luvisoles	3		0,574
($p < 0,05$)		0,137	0,100

Tal como se muestra en la Tabla 6.4 el primer subgrupo de valores de concentración media de Al Libre, cuya media con respecto al total es del 7,21%, tiene vinculación con los Luvisoles. El segundo subgrupo está relacionado con los Regosoles y Cambisoles, con valores que oscilan entre 0,38 y 0,39%. Es importante destacar que dichos suelos, además de presentar valores de concentración media considerables de Al Libre (superan hasta en tres veces al primer subgrupo), también son los que presentan mayor porcentaje de aparición en la zona de estudio. El tercer subgrupo está vinculado con los Leptosoles, Calcisoles y Fluvisoles, con valores que van desde 0,55 a 0,72%. Los mayores valores de Al Libre se encuentran en los

Fluvisoles, pudiendo superar hasta dos veces al segundo subgrupo y hasta seis veces al primero.

Tabla 6.4 Subgrupos homogéneos del Al Libre relacionado con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Al Libre (%)	
		1	2
Luvisoles	1	0,128	
Regosoles	3	0,380	0,380
Cambisoles	3	0,391	0,391
Leptosoles	4		0,554
Calcisoles	5		0,653
Fluvisoles	6		0,720
(p<0,05)		0,156	0,083

Los valores de concentración media de Fe Libre, que representa el 2,23% del Fe total como valor medio, presentan un solo subgrupo. A pesar de ello, se exponen los valores del subgrupo con la finalidad de conocer las variaciones dentro del mismo. En este subgrupo es importante señalar que los Luvisoles y Leptosoles son los que presentan los valores mayores en las concentraciones medias (Tabla 6.5).

Tabla 6.5 Subgrupos homogéneos del Fe Libre y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos
		Fe Libre (%)
		1
Fluvisoles	1	0,9565
Regosoles	1	0,9731
Cambisoles	1	1,2486
Calcisoles	1	1,3312
Luvisoles	2	1,6134
Leptosoles	2	1,6490
(p<0,05)		0,128

Con respecto al Fe Amorfo, que constituye el 5,87% del Fe total, el primer subgrupo de valores está vinculado con Fluvisoles, Regosoles, Leptosoles, Cambisoles y Calcisoles, con valores comprendidos entre 0,18 y 0,40%; y el segundo subgrupo está relacionado con los Luvisoles, con una media de 0,86%. Si consideramos los

valores de concentración media del primer subgrupo con respecto a los del segundo, se puede resumir que el valor de CMP del segundo es hasta cinco veces mayor que el valor más bajo del primero (Tabla 6.6).

Tabla 6.6 Subgrupos homogéneos del Fe Amorfo y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Fe Amorfo (%)	
		1	2
Fluvisoles	1	0,187	
Regosoles	1	0,219	
Leptosoles	2	0,362	
Cambisoles	2	0,381	
Calcisoles	2	0,402	
Luvsoles	5		0,869
($\alpha = 0,05$)		0,150	1,000

En relación a la Materia Orgánica, el primer subgrupo de valores está vinculado con Fluvisoles, con una concentración media de 1,28%; el segundo con Regosoles y Cambisoles, con concentraciones que van desde 2,06 a 3,05%; y el tercero con Leptosoles, Calcisoles y Luvsoles, con contenidos que oscilan entre 3,27 y 3,99%; además, este subgrupo presenta valores de CMP de Materia Orgánica de hasta tres veces superior con relación al primer subgrupo. La Tabla 6.7

Tabla 6.7 Subgrupos homogéneos de la Materia Orgánica y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Materia orgánica (%)	
		1	2
Fluvisoles	1	1,289	
Regosoles	2	2,061	2,061
Cambisoles	2	3,051	3,051
Leptosoles	3		3,277
Calcisoles	3		3,865
Luvsoles	3		3,993
($p < 0,05$)		0,065	0,056

pH

El primer subgrupo de valores de pH está relacionado con los Luvisoles, con un valor medio de 7,1 siendo este valor es el más bajo de la zona de estudio. El segundo subgrupo está vinculado con Cambisoles, Regosoles, Fluvisoles y Leptosoles, cuyo rango de pH oscila entre 7,3 y 7,8. El tercer subgrupo de valores de pH se asocia a los Calcisoles, con valores medios de 8,1. Debido a la naturaleza de los valores de pH, aparentemente no hay mayores variaciones en los valores medios proporcionales (Tabla 6.8).

Tabla 6.8 Subgrupos homogéneos del pH y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos pH	
		1	2
Luvisoles	1,00	7,1	
Cambisoles	1,03	7,3	7,3
Regosoles	1,05	7,5	7,5
Fluvisoles	1,09	7,7	7,7
Leptosoles	1,10	7,8	7,8
Calcisoles	1,14		8,1
(p<0,05)		0,164	0,114

Estadísticamente no existen diferencias en los valores de concentración media de Carbonatos en los distintos tipos de suelos ($p < 0,05$). A pesar de ello, se exponen los valores del subgrupo con la finalidad de conocer las variaciones en el mismo. Es posible identificar que los Luvisoles son los que presentan las menores cantidades de Carbonatos; mientras que, las concentraciones mayores aparecen en Calcisoles y Leptosoles, con valores de CMP de hasta 23 veces superiores en relación al primer subgrupo (Tabla 6.9).

Tabla 6.9 Subgrupos homogéneos de los Carbonatos y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Carbonatos (%)	
		1	
Luisoles	1	0,73	
Cambisoles	10	7,13	
Fluvisoles	10	7,25	
Regosoles	15	11,28	
Calcisoles	18	13,27	
Leptosoles	23	16,69	
(p<0,05)		0,154	

El primer subgrupo de contenidos en arcilla está relacionado con Calcisoles, Fluvisoles y Regosoles, con cantidades que oscilan entre 20,23 y 22,14%; el segundo subgrupo está determinado por Cambisoles y Leptosoles; y el tercer subgrupo por los Luisoles, siendo éste el que presentan mayor contenido en arcilla, aunque presenta valores de concentración media proporcional (CMP) similares al segundo grupo y dos veces mayor en relación al primero (Tabla 6.10).

Tabla 6.10 Subgrupos homogéneos de la Arcilla y su relación con los tipos de suelos

Tipos de Suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Arcilla (%)	
		1	2
Calcisoles	1	20	
Fluvisoles	1	21	
Regosoles	1	22	
Cambisoles	2	34	34
Leptosoles	2	37	37
Luisoles	2		47
(p<0,05)		0,074	0,171

6.2 Metales pesados y su relación con la tipología de suelos

El análisis de varianza ($p < 0,05$) de la Tabla 6.11 muestra que los valores de concentración media de As, Pb y Zn no presentan diferencias estadísticas significativas en su distribución en los suelos de la Provincia de Málaga; comportamiento contrario muestran el Co, Cr, Fe, Cu, Ni, Mn y Al. En los Anexos 6.9 al 6.18 se presentan las distribuciones espaciales de las concentraciones de los

metales pesados mencionados y los Anexos 6.22 y 6.23 presentan un resumen estadístico de los mismos.

Tabla 6.11 Análisis de varianza ($p < 0,05$) metales pesados y su relación con los tipos de suelos

Metales pesados	Significancia
As	0,071
Co	<u>0,001</u>
Cr	<u>0,001</u>
Fe	<u>0,005</u>
Cu	<u>0,027</u>
Pb	0,251
Zn	0,326
Ni	<u>0,001</u>
Mn	<u>0,001</u>
Al	<u>0,020</u>

Para conocer los valores de las diferencias estadísticas mostradas anteriormente, se desarrollaron los subgrupos homogéneos para cada uno de los elementos ($p < 0,05$). El análisis de los subgrupos homogéneos permite identificar las variaciones entre las concentraciones que se agrupan de forma particular. La aparición de subgrupos homogéneos depende de las diferencias estadísticas o no en la distribución de las concentraciones de metales en los diferentes tipos de suelos. Aunque no siempre lo anterior se cumple totalmente, puesto que depende de la rigurosidad de la prueba que se utilice. Por ello es posible que no todos los elementos que presentan diferencias significativas en el análisis previo presenten más de un subgrupo homogéneo o viceversa.

El primer subgrupo de valores de As se relaciona con los Calcisoles, que tienen los contenidos más bajos ($6,2 \text{ mg kg}^{-1}$); el segundo subgrupo está vinculado con Luvisoles, Fluvisoles, Regosoles y Cambisoles cuyos contenidos oscilan entre $12,94$ y $18,77 \text{ mg kg}^{-1}$; y el tercero se corresponde con los Leptosoles, los cuales tienen un contenido medio de $22,55 \text{ mg kg}^{-1}$, y valores de CMP cuatro veces mayor con respecto al primer subgrupo y dos veces mayor que la concentración mínima del segundo (Tabla 6.12).

Tabla 6.12 Subgrupos homogéneos del As en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos	
		As (mg kg ⁻¹)	
		1	2
Calcisoles	1	6,20	
Luisoles	2	12,94	12,94
Fluvisoles	2	13,61	13,61
Regosoles	2	14,19	14,19
Cambisoles	3	18,77	18,77
Leptosoles	4		22,55
(p<0,05)		0,096	0,208

En Co también encontramos tres subgrupos homogéneos. El primer subgrupo de valores de Co está influenciado por Fluvisoles, Regosoles y Cambisoles. En estos suelos se presentan las concentraciones más bajas de Co de la Provincia, con valores que van desde 14,67 hasta 63,36 mg kg⁻¹. El segundo subgrupo está dominado por Leptosoles y Calcisoles, con concentraciones que oscilan entre 76,60 y 79,50 mg kg⁻¹ respectivamente. El tercer subgrupo se relaciona sólo con Luisoles, con una concentración media de 139,22 mg kg⁻¹. Los Luisoles presentan CMP de hasta nueve veces superior al valor más bajo del primer subgrupo, y dos veces superior al valor más bajo del segundo (Tabla 6.13).

Tabla 6.13 Subgrupos homogéneos del Co en diferentes tipos de suelo

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Co (mg kg ⁻¹)	
		1	2
Fluvisoles	1	14,66	
Regosoles	2	35,35	
Cambisoles	4	63,36	
Leptosoles	5	76,60	76,60
Calcisoles	5	79,50	79,50
Luisoles	9		139,22
(p<0,05)		0,060	0,054

El primer subgrupo de valores de Cr está determinado por Fluvisoles y Regosoles, con valores que van de 156,83 a 510,48 mg kg⁻¹, en estos suelos el Cr presenta las concentraciones medias más bajas, si bien el rango relativo es muy

amplio. El segundo subgrupo está influenciado por Cambisoles y Leptosoles, con valores de concentración media de Cr que oscilan entre 1361,86 y 1685,47 mg kg⁻¹. El tercer subgrupo se asocia a Calcisoles y Luvisoles; en este subgrupo se encuentran los mayores valores de concentración media de Cr (2496,50 a 3702,8 mg kg⁻¹), los cuales presentan una CMP de hasta 24 veces mayor que la menor concentración del primer subgrupo y de más del doble en relación al valor menor del segundo subgrupo, el cual a su vez es nueve veces superior al primero (Tabla 6.14).

Tabla 6.14 Subgrupos homogéneos del Cr en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos		
		Cr (mg kg ⁻¹)		
		1	2	3
Fluvisoles	1	156,83		
Regosoles	3	510,48		
Cambisoles	9	1361,86	1361,86	
Leptosoles	11	1685,47	1685,47	
Calcisoles	16		2496,50	2496,50
Luvisoles	24			3702,80
(p<0,05)		0,080	0,181	0,131

Las concentraciones de Fe total presentan tres subgrupos homogéneos al relacionarlos con los tipos de suelos. El primero está asociado a Regosoles y Calcisoles, los cuales presentan las concentraciones medias más bajas (3,6-5,3%). El segundo subgrupo está influenciado por Leptosoles y Cambisoles con concentraciones próximas a 6,1%. El tercer grupo está dominado por los Luvisoles con una concentración del 9,07%, que es más de dos veces mayor que la concentración del primer subgrupo (Tabla 6.15).

Tabla 6.15 Subgrupos homogéneos del Fe en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Fe (mg kg ⁻¹)	
		1	2
Fluvisoles	1	36725	
Regosoles	1	49786	
Calcisoles	1	53775	
Leptosoles	2	61245	61245
Cambisoles	2	61597	61597
Luvisoles	2		90700
(p<0,05)		0,123	0,051

En el Cu se diferencian dos subgrupos homogéneos en sus valores de concentración media. El primer subgrupo de valores de Cu está determinado por Calcisoles, Fluvisoles, Leptosoles, Regosoles y Cambisoles con concentraciones comprendidas entre 27,60 y 33,85 mg kg⁻¹; mientras que el segundo subgrupo está influenciado solamente por los Luvisoles, que son los suelos que presentan las mayores concentraciones de este elemento, con una media de 52,31 mg kg⁻¹, que son hasta dos veces mayores que la más baja del primer subgrupo (Tabla 6.16).

Tabla 6.16 Subgrupos homogéneos del Cu en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Cu (mg kg ⁻¹)	
		1	2
Calcisoles	1	27,60	
Fluvisoles	1	27,82	
Leptosoles	1	29,72	
Regosoles	1	31,22	
Cambisoles	1	33,85	
Luvisoles	2		52,31
(p<0,05)		0,473	1,000

Estadísticamente la concentración media de Pb no presenta diferencias significativas en sus distribuciones ($p < 0,05$). A pesar de ello, se exponen los valores del subgrupo con la finalidad de conocer las variaciones existentes, al relacionarla con los suelos; la mayor relevancia es para Leptosoles y Fluvisoles, que presentan

los mayores valores de concentración media de Pb, mientras que los Calcisoles son los de contenidos más bajos ($15,35 \text{ mg kg}^{-1}$) (Tabla 6.17).

Tabla 6.17 Subgrupos homogéneos del Pb en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupo
		Pb (mg kg^{-1})
		1
Calcisoles	1	15,35
Luisoles	1	20,25
Regosoles	2	24,02
Cambisoles	2	28,78
Fluvisoles	2	32,06
Leptosoles	2	34,63
(p<0,05)		0,105

La distribución de las concentraciones de Zn no está afectada por la tipología de los suelos, debido a que no presenta diferencias estadísticas significativas en su concentración (en función de la prueba de comparación de medias ($p<0,05$), siendo los Leptosoles los que presentan mayor concentración media, según se observa en la Tabla 6.18.

Tabla 6.18 Subgrupos homogéneos del Zn en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupo
		Zn (mg kg^{-1})
		1
Calcisoles	1	71,83
Regosoles	1	73,35
Cambisoles	1	79,61
Fluvisoles	1	82,53
Luisoles	1	86,44
Leptosoles	1	100,39
(p<0,05)		0,302

Los valores de concentración media de Ni presentan dos subgrupos homogéneos. El primer subgrupo comprende a los suelos clasificados como Fluvisoles, Regosoles, Cambisoles, Leptosoles y Calcisoles, con una concentración media mínima en los Fluvisoles y máxima en los Calcisoles de $75,09$ y $1190,11 \text{ mg}$

kg⁻¹ respectivamente. El segundo subgrupo abarca exclusivamente a los Luvisoles que alcanzan una concentración media de 2653,46 mg kg⁻¹. La CMP de estos suelos es hasta 35 veces mayor que el valor más bajo del primer subgrupo (Tabla 6.19).

Tabla 6.19 Subgrupos homogéneos del Ni en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos	
		Ni (mg kg ⁻¹)	
		1	2
Fluvisoles	1	75,09	
Regosoles	5	407,74	
Cambisoles	12	895,29	
Leptosoles	14	1044,23	
Calcisoles	16	1190,11	
Luvisoles	35		2653,46
(p<0,05)		0,067	1,000

El primer subgrupo de valores de Mn está condicionado por Fluvisoles y Regosoles, que tienen las concentraciones más bajas (552,8 a 670,9 mg kg⁻¹). El segundo subgrupo está influenciado por Cambisoles y Leptosoles (950,5 y 992,4 mg kg⁻¹ respectivamente), mientras que el tercero se asocia a suelos de tipo Calcisol y Luvisol. Los Luvisoles son los que presentan las mayores concentraciones, tanto en el subgrupo como en todas las tipologías de suelos (1554,7 mg kg⁻¹), con una CMP de hasta tres veces superior que la concentración más baja del primer subgrupo (Tabla 6.20).

Tabla 6.20 Subgrupos homogéneos del Mn en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos		
		Mn (mg kg ⁻¹)		
		1	2	3
Fluvisoles	1	552,8		
Regosoles	1	670,9		
Cambisoles	2	950,5	950,5	
Leptosoles	2	992,4	992,4	
Calcisoles	2		1153,7	1153,7
Luvisoles	3			1558,7
(p<0,05)		0,053	0,362	0,053

Las concentraciones de Al no están afectadas por las tipologías de los suelos. Estadísticamente los valores de Al no presentan diferencias significativas en sus concentraciones. El Al se forma un solo conjunto donde resaltan Cambisoles y Regosoles, quienes presentan los valores de mayor concentración media de Al (5,31 y 5,71% respectivamente) (Tabla 6.21).

Tabla 6.21 Subgrupos homogéneos del Al en diferentes tipos de suelos

Tipos de suelos	(CMP)	Subgrupos
		Al (mg kg ⁻¹)
		1
Luvisoles	1	35418
Calcisoles	1	36737
Leptosoles	1	39706
Fluvisoles	1	52960
Cambisoles	2	53171
Regosoles	2	57198
(p<0,05)		0,104

6.3 Metales pesados totales y su relación con la litología

Se agruparon los distintos materiales litológicos con la finalidad de sintetizar el análisis. A cada grupo se le asignó una clave numérica que denominamos “claves litológicas (CL)” para poder utilizar la información litológica en el análisis estadístico. Los grupos de materiales litológicos propuestos y sus características se exponen a continuación (Tabla 6.22).

Como puede observarse predominan las rocas carbonatadas (calizas, dolomías y calcarenitas), también con valores muy similares aparecen las rocas metamórficas (gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras) (30,23 y 26,70% respectivamente). La frecuencia en que se presentan peridotitas y serpentinas (17,38%), indican la importancia de éstos materiales en la Provincia, debido a que por su naturaleza suelen tener altas concentraciones de metales pesados, aspecto en el que se profundizará posteriormente. Finalmente con valores similares entre sí, pero bajos en comparación a las anteriores, aparecen las margas y margocalizas y las rocas evaporíticas (7,30 y 6,8%).

Tabla 6.22 Materiales litológicos predominantes en la zona de estudio (¹CL: Clave Litológica)

Tipos de Rocas	Materiales Litológicos	CL ¹	(%)
Rocas carbonatadas	Calizas, dolomías y calcarenitas	4	30,23
Rocas metamórficas	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	26,70
Rocas ígneas básicas	Peridotitas y serpentinas	2	17,38
Rocas sedimentarias no consolidadas	Aluviales, limos y arcillas	8	10,08
Rocas evaporíticas	Areniscas y brechas	6	7,30
Margas y margocalizas	Margas	5	6,80
Rocas sedimentarias consolidadas	Piedemontes y consolidados	7	1,01

La Tabla 6.23 muestra el análisis de varianza entre los diferentes tipos de materiales litológicos ($p < 0,05$) donde se aprecia que, el Cu y Zn no presentan diferencias estadísticas significativas en su distribución. Diferente situación es la que muestran As, Co, Cr, Fe, Pb, Ni, Mn y Al cuyas distribuciones son estadísticamente diferentes en función del material geológico correspondiente. No obstante, es posible que no todos los elementos que presentan diferencias significativas en este análisis previo presenten más de un subgrupo homogéneo o viceversa.

Tabla 6.23 Análisis de varianza ($p < 0,05$) de los metales pesados en diferentes tipos de materiales litológicos

Metales pesados	Significación ($p < 0,05$)
As	<u>0,004</u>
Co	<u>0,001</u>
Cr	<u>0,001</u>
Fe	<u>0,001</u>
Cu	0,088
Pb	<u>0,001</u>
Zn	0,552
Ni	<u>0,001</u>
Mn	<u>0,001</u>
Al	<u>0,001</u>

Para conocer los valores de las diferencias estadísticas encontradas anteriormente, se desarrolló la prueba de subgrupos homogéneos para cada uno de los elementos ($p < 0,05$). A continuación se presenta el análisis de los subgrupos homogéneos que permite identificar las variaciones entre las concentraciones. La

aparición de subgrupos homogéneos depende de las diferencias en la distribución de las concentraciones de metales en los diferentes tipos de materiales geológicos. El Anexo 6.19 muestra la distribución espacial de los metales pesados en los suelos de la Provincia de Málaga y su relación con los materiales peridotíticos.

En función del análisis de subgrupos homogéneos, las concentraciones de As no presentan diferencias estadísticas significativas con los materiales litológicos estudiados. En este grupo es posible identificar que las mayores concentraciones relativas de As se dan en los materiales metamórficos y carbonatados (tipos 3 y 4) con valores medios de 22,82 y 22,42 mg kg⁻¹ respectivamente (Tabla 6.24).

Tabla 6.24 Subgrupos homogéneos del As y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos
			As (mg kg ⁻¹)
			1
Margas y Margocalizas	5	1	7,28
Piedemonte y consolidados	7	1	9,20
Peridotitas y serpentinas	2	2	11,05
Areniscas y brechas	6	2	12,92
Aluviales, limos y arcillas	8	2	13,03
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	3	22,24
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	3	22,82
(p<0,05)	Sig.		0,237

La concentración media en los materiales litológicos en Co presenta dos subgrupos homogéneos. El primer subgrupo está determinado por todos los materiales detectados en la Provincia, excepto peridotitas y serpentinas, con valores de concentración máxima de Co de 30,83 mg kg⁻¹. El segundo subgrupo se relaciona con las peridotitas y serpentinas, siendo en éstos materiales donde el Co alcanza concentraciones superiores a 150 mg kg⁻¹, presentando valores de CMP 13 veces mayores en relación al valor más bajo del primer subgrupo (Tabla 6.25).

Tabla 6.25 Subgrupos homogéneos del Co y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos Co (mg kg ⁻¹)	
			1	2
Piedemonte y consolidados	7	1	11,50	
Margas y Margocalizas	5	1	11,81	
Aluviales, limos y arcillas	8	1	16,72	
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	2	18,11	
Areniscas y brechas	6	2	18,72	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	3	30,83	
Peridotitas y serpentinas	2	13		151,44
(p<0,05)	Sig.		0,348	1,000

Con respecto al Cr, el primer subgrupo está determinado por todos los materiales detectados en la Provincia, excepto peridotitas y serpentinas, con valores de concentración máxima de 461,00 mg kg⁻¹. El segundo subgrupo está vinculado con las peridotitas y serpentinas, donde el Cr presenta las mayores concentraciones (3721,23 mg kg⁻¹), con valores de CMP de 55 y 8 veces superior en relación a los valores extremos del primer subgrupo (Tabla 6.26).

Tabla 6.26 Subgrupos homogéneos del Cr y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos Cr (mg kg ⁻¹)	
			1	2
Margas y Margocalizas	5	1	67,95	
Piedemonte y consolidados	7	1	68,00	
Aluviales, limos y arcillas	8	3	187,34	
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	3	198,38	
Areniscas y brechas	6	3	217,76	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	7	461,00	
Peridotitas y serpentinas	2	55		3721,23
(p<0,05)	Sig.		0,547	1,000

Los valores de concentración de Fe total se dividen en cuatro subgrupos. El primero de ellos está relacionado con Margas y Margocalizas, con valores de 2,7%. El tercero está vinculado a los materiales metamórficos, con una concentración media de 5,1%. El cuarto subgrupo de Fe con un valor de 9,5% se relaciona con

peridotitas y serpentinas. El segundo abarca al resto de los materiales con una concentración media de aproximadamente el 3,5%. Los valores de CMP en los distintos subgrupos tienen un valor máximo de cuatro (Tabla 6.27).

Tabla 6.27 Subgrupos homogéneos del Fe y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos		
			Fe (mg kg ⁻¹)		
			1	2	3
Margas y Margocalizas	5	1	27048		
Aluviales, limos y arcillas	8	1	33688	33688	
Piedemonte y consolidados	7	1	34575	34575	
Areniscas y brechas	6	1	35365	35365	
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	1	35447	35447	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	2		51589	
Peridotitas y serpentinas	2	4			95535
(p<0,05)		Sig.	0,395	0,145	1,000

Con respecto a la concentración de Cu sólo se detecta un grupo, con una concentración media que oscila entre 25,53 y 35,93 mg kg⁻¹ (Tabla 6.28).

Tabla 6.28 Subgrupos homogéneos del Cu y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos
			Cu (mg kg ⁻¹)
			1
Piedemonte y consolidados	7	1	25,53
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	1	27,92
Aluviales, limos y arcillas	8	1	29,56
Margas y Margocalizas	5	1	29,94
Peridotitas y serpentinas	2	1	31,97
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	1	33,24
Areniscas y brechas	6	1	35,92
(p<0,05)		Sig.	0,275

Las concentraciones de Pb no están afectadas por el tipo de material litológico en función de los subgrupos homogéneos, pero de forma parcial es importante resaltar los valores de concentración media en los materiales

carbonatados con respecto a los materiales ultrabásicos, con un valor de concentración media proporcional (CMP) de tres (Tabla 6.29).

Tabla 6.29 Subgrupos homogéneos del Pb y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos
			Pb (mg kg ⁻¹)
			1
Peridotitas y serpentinas	2	1	14,75
Margas y Margocalizas	5	1	18,80
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	2	25,15
Areniscas y brechas	6	2	25,80
Aluviales, limos y arcillas	8	2	32,89
Piedemonte y consolidados	7	2	33,73
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	3	38,24
(p<0,05)	Sig.		0,233

En cuanto al Zn, tampoco se aprecian diferencias estadísticas significativas en sus contenidos totales en los suelos en relación a los materiales litológicos. Al igual que en el caso del Pb, las mayores concentraciones medias de Zn (103,15 mg kg⁻¹) corresponden a los materiales carbonatados (Tabla 6.30).

Tabla 6.30 Subgrupos homogéneos del Zn y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos
			Zn (mg kg ⁻¹)
			1
Margas y Margocalizas	5	1	51,13
Areniscas y brechas	6	2	67,05
Aluviales, limos y arcillas	8	2	70,70
Peridotitas y serpentinas	2	2	73,31
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	2	74,52
Piedemonte y consolidados	7	2	85,85
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	2	103,15
(p<0,05)	Sig.		0,423

Los valores de concentración media de Ni presentan dos subgrupos homogéneos en su distribución. El primer subgrupo está determinado por todos los materiales detectados en la Provincia, excepto peridotitas y serpentinas, con valores de concentración máxima de 292,31 mg kg⁻¹. El segundo subgrupo está

condicionado por las peridotitas y serpentinas, con una concentración media de 2418,81 mg kg⁻¹. En éstos materiales el Ni presenta valores de CMP 87 veces superiores en relación al primer subgrupo (Tabla 6.31).

Tabla 6.31 Subgrupos homogéneos del Ni y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos Ni (mg kg ⁻¹)	
			1	2
Piedemonte y consolidados	7	1	27,71	
Margas y Margocalizas	5	1	32,50	
Aluviales, limos y arcillas	8	4	100,75	
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	4	114,13	
Areniscas y brechas	6	5	136,08	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	11	292,31	
Peridotitas y serpentinas	2	87		2418,81
(p<0,05)		Sig.	0,555	1,000

Al igual que en el caso anterior, las cantidades totales de Mn están divididas en dos subgrupos, uno relacionado con las rocas ultrabásicas presentes en la Provincia, con valores de hasta 3 veces superiores al segundo que se asocia al resto de los materiales (Tabla 6.32).

Tabla 6.32 Subgrupos homogéneos del Mn y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos Mn (mg kg ⁻¹)	
			1	2
Piedemonte y consolidados	7	1	425,5	
Margas y Margocalizas	5	1	553,0	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	1	663,0	
Areniscas y brechas	6	1	692,2	
Aluviales, limos y arcillas	8	1	693,6	
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	2	701,1	
Peridotitas y serpentinas	2	3		1373,8
(p<0,05)		Sig.	0,213	1,000

El primer subgrupo de valores de Al se relaciona con peridotitas y serpentinas y presentan los valores más bajos (3,8%). El tercer subgrupo es el que presenta las

mayores concentraciones (6,5%) y está vinculado a los materiales metamórficos. Mientras que el grupo intermedio se relaciona con el resto de los materiales encontrados en la zona de estudio, con un rango de valores que oscila entre 4,1 y 4,9% (Tabla 6.33).

Tabla 6.33 Subgrupos homogéneos del Al y su relación con los materiales litológicos

Material litológico	CL	(CMP)	Subgrupos	
			Al (mg kg ⁻¹)	
			1	2
Peridotitas y serpentinas	2	1	38319	
Areniscas y brechas	6	1	41079	41079
Margas y Margocalizas	5	1	43068	43068
Calizas, dolomías y calcarenitas	4	1	43829	43829
Aluviales, limos y arcillas	8	1	45367	45367
Piedemonte y consolidados	7	1	48920	48920
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	3	2		65500
(p<0,05)	Sig.		0,213	0,073

A continuación se presenta la relación entre los tipos de suelos y los materiales litológicos sobre los que se desarrollan (Tabla 6.34).

Tabla 6.34 Metales pesados, suelos y materiales litológicos

Material Litológico	(%)
Cambisoles	
Calizas, dolomías y calcarenitas	33,0
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	28,6
Peridotitas y serpentinas	24,2
Areniscas y brechas	11,0
Aluviales, limos y arcillas	3,3
Regosoles	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	57,4
Peridotitas y serpentinas	17,6
Aluviales, limos y arcillas	8,8
Calizas, dolomías y calcarenitas	7,4
Areniscas y brechas	5,9
Piedemontes y consolidados	2,9
Leptosoles	
Calizas, dolomías y calcarenitas	57,5
Peridotitas y serpentinas	25,0
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	15,0
Aluviales, limos, arcillas y trías	2,5
Fluvisoles	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	8,3
Calizas, dolomías y calcarenitas	8,3
Aluviales, limos, arcillas y trías	83,3
Luvísoles	
Peridotitas y serpentinas	88,89
Areniscas y brechas	11,11
Calcisoles	
Peridotitas y serpentinas	50
Calizas, dolomías y calcarenitas	50

La Tabla 6.35 resume el análisis de varianza correspondiente a los metales pesados presentes en los suelos desarrollados sobre diferentes materiales litológicos. En dicha tabla se puede observar que en Cambisoles los valores de concentración media de As, Zn y Al no presentan diferencias estadísticas

significativas; igual comportamiento presentan el As y Cu en Regosoles; mientras que el resto de metales en estudio presentan un comportamiento distinto. En Leptosoles los valores de concentración media de As, Cu, Pb y Zn no están condicionados por los materiales litológicos, condición inversa presentan el resto de los metales. En Fluvisoles, excepto el As, todos los elementos estudiados presentan diferencias estadísticas significativas en su distribución; mientras que en los Luvisoles este comportamiento corresponde al As, Cu, Pb, Zn y Mn; y en los Calcisoles a todos los elementos, excepto Pb y Ni (Tabla 6.67).

Tabla 6.35 Análisis de varianza ($p < 0,05$) de las concentraciones de metales pesados en los tipos de suelos desarrollados en diferentes de materiales litológicos

Metales pesados	Cambisoles	Regosoles	Leptosoles	Fluvisoles	Luvisoles	Calcisoles
	<i>Significación</i>	<i>Significación</i>	<i>Significación</i>	<i>Significación</i>	<i>Significación</i>	<i>Significación</i>
As	0,285	0,412	<u>0,142</u>	0,044	<u>0,700</u>	<u>0,062</u>
Co	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	0,001	<u>0,840</u>	0,012	<u>0,084</u>
Cr	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	0,001	<u>0,920</u>	0,008	<u>0,194</u>
Fe	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	0,001	<u>0,685</u>	0,043	<u>0,068</u>
Cu	<u>0,015</u>	0,124	<u>0,601</u>	<u>0,795</u>	<u>0,777</u>	<u>0,197</u>
Pb	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	<u>0,064</u>	<u>0,641</u>	<u>0,667</u>	0,044
Zn	0,423	<u>0,001</u>	<u>0,845</u>	<u>0,970</u>	<u>0,245</u>	<u>0,312</u>
Ni	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	0,001	<u>0,960</u>	0,001	0,030
Mn	<u>0,001</u>	<u>0,009</u>	0,001	<u>0,764</u>	<u>0,235</u>	<u>0,839</u>
Al	0,228	<u>0,001</u>	0,049	<u>0,937</u>	0,002	<u>0,062</u>

En las Tablas 6.36 a la 6.41 se resume las relaciones entre los mayores valores de concentración media de metales pesados presentes en los tipos de suelos desarrollados sobre diferentes materiales litológicos.

Tabla 6.36 Relación entre Cambisoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Metales	Cambisoles/Materiales Litológicos				
	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinas (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)
As	■				
Co			■		
Cr			■		
Fe			■		
Cu				■	
Pb	■				
Zn	■				
Ni			■		
Mn					■
Al		■			

Tabla 6.37 Relación entre Regosoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Metales	Regosoles /Materiales Litológicos					
	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinas (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)	Piedemontes y consolidados (7)
As		■				
Co			■			
Cr			■			
Fe			■			
Cu					■	
Pb						■
Zn						■
Ni			■			
Mn			■			
Al		■				

Tabla 6.38 Relación entre Leptosoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Leptosoles /Materiales Litológicos						
Metales	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinias (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)	Piedemontes y consolidados (7)
As	██████					
Co			██████			
Cr			██████			
Fe			██████			
Cu	██████					
Pb	██████					
Zn	██████					
Ni			██████			
Mn			██████			
Al	██████					

Tabla 6.39 Relación entre Luvisoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Luvisoles /Materiales Litológicos						
Metales	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinias (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)	Piedemontes y consolidados (7)
As			██████			
Co			██████			
Cr			██████			
Fe			██████			
Cu			██████			
Pb				██████		
Zn				██████		
Ni			██████			
Mn			██████			
Al				██████		

Tabla 6.40 Relación entre Fluvisoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Fluvisoles /Materiales Litológicos						
Metales	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinas (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)	Piedemontes y consolidados (7)
As					████████	
Co					████████	
Cr					████████	
Fe					████████	
Cu					████████	
Pb					████████	
Zn					████████	
Ni		████████				
Mn					████████	
Al					████████	

Tabla 6.41 Relación entre Calcisoles/Materiales Litológicos y los valores de mayor concentración de metales pesados

Calcisoles /Materiales Litológicos						
Metales	Calizas, dolomías y calcarenitas (4)	Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras (3)	Peridotitas y serpentinas (2)	Areniscas y brechas (6)	Aluviales, limos y arcillas (8)	Piedemontes y consolidados (7)
As	████████					
Co			████████			
Cr			████████			
Fe			████████			
Cu	████████					
Pb	████████		████████			
Zn						
Ni	████████					
Mn	████████					
Al	████████					

6.4 Síntesis de Grupos relacionados

La formación de los grupos se basa en los valores mayores de CMP de las características consideradas de los suelos estudiados, de la concentración de los metales y de los materiales litológicos sobre los que se desarrollan los suelos (Tablas 6.42; 6.43; y 6.44).

Tabla 6.42 CMP de las características físico-químicas de los suelos

Concentración Media Proporcional (CMP)								
Tipos de suelos	Al Amorfo (%)	Al Libre (%)	Fe Libre (%)	Fe Amorfo (%)	M.O. (%)	pH	CaCO ₃ (%)	Arcilla (%)
Calcisoles	2	5	1	2	3	1,14	18	1
Luisoles	<u>3</u>	1	2	<u>5</u>	3	1,00	1	2
Regosoles	1	3	1	1	2	1,05	15	1
Fluvisoles	1	6	1	1	1	1,09	10	1
Cambisoles	2	3	1	2	2	1,03	10	2
Leptosoles	2	4	<u>2</u>	2	<u>3</u>	1,10	<u>23</u>	2

Tabla 6.43 CMP de los metales pesados en función de los tipos de suelos

Concentración Media Proporcional (CMP)											
Tipos de suelos	As	Co	Cr	Fe	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Al	
Calcisoles	1	5	16	1	1	1	1	16	2	1	
Luisoles	2	<u>9</u>	<u>24</u>	<u>2</u>	<u>2</u>	1	1	<u>35</u>	<u>3</u>	1	
Regosoles	2	2	3	1	1	2	1	5	1	2	
Fluvisoles	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	
Cambisoles	3	4	9	2	1	<u>2</u>	<u>1</u>	12	2	<u>2</u>	
Leptosoles	<u>4</u>	5	11	2	1	<u>2</u>	<u>1</u>	14	2	1	

Tabla 6.44 CMP de los metales pesados en función de los diferentes materiales litológicos

Concentración Media Proporcional (CMP)											
Material litológico	As	Co	Cr	Fe	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Al	
Rocas ígneas ácidas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Margas y Margocalizas	1	2	2	1	4	1	1	1	4	1	
Piedemonte y consolidados	2	2	2	1	3	2	2	1	3	1	
Peridotitas y serpentinas	2	<u>22</u>	<u>84</u>	<u>4</u>	<u>4</u>	1	2	<u>87</u>	<u>9</u>	1	
Areniscas y brechas	2	3	5	1	4	2	2	5	4	1	
Aluviales, limos y arcillas	2	2	4	1	4	2	2	4	4	1	
Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras	<u>4</u>	4	10	2	4	<u>2</u>	<u>2</u>	11	4	<u>2</u>	
Calizas, dolomías y calcarenitas	<u>4</u>	3	4	1	3	<u>3</u>	2	4	5	1	

Tal como se indica en la Tabla 6.45 el primer grupo propuesto está conformado por Al Amorfo y Fe Amorfo, por los Luvisoles y por peridotitas y serpentinas. En este grupo se encuentran los mayores de CPP para Co, Cr, Fe, Cu, Ni y Mn. El segundo grupo está constituido por Fe Libre y CaCO₃, por Cambisoles y Leptosoles, y por Gneis, filitas, calcoesquistos y pizarras y Calizas, dolomías y calcarenitas. En este grupo se encuentran los mayores valores de CPP para Pb, Zn y Al.

Tabla 6.45 Grupos propuestos

Grupos	Tipo de suelos	Características del suelo	Litología	Metales pesados
1	Luvisoles	Al Amorfo Fe Amorfo	Peridotitas y serpentinas	Co Cr Fe Cu Ni Mn
2	Cambisoles/Leptosoles	Fe Libre CaCO ₃	Gneis, filitas, Calcoesquistos y pizarras/Calizas, dolomías y calcarenitas	As Pb Zn Al

Con la finalidad de comparar los grupos propuestos obtenidos del análisis anterior, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP).

El Análisis de Componentes Principales, ACP (Sánchez Bascones, 2003), es un procedimiento matemático que permite extraer gran cantidad de información, a veces no aparente a primera vista, de una serie de datos relativos a diversas muestras. Dichos resultados experimentales pueden presentarse en forma de matriz, en la cual cada fila corresponde a un objeto (muestra de suelo) y cada columna a una variable o magnitud analítica (pH, conductividad, concentración de determinado metal y otros). Es de utilidad cuando el número de datos de que se dispone dificulta el reconocimiento de pautas.

ACP para todas las variables

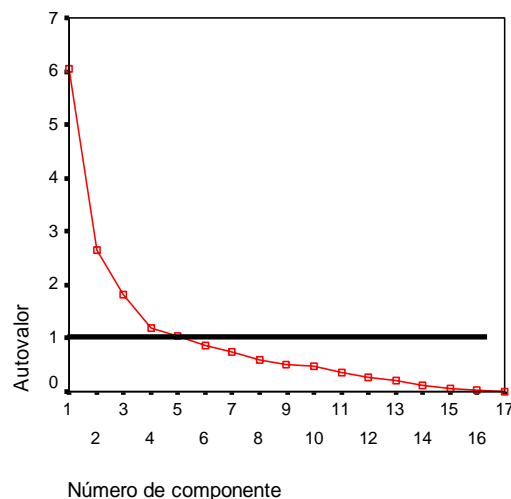
En la tabla siguiente se resume el porcentaje de la varianza total explicada por cada uno de los factores considerados, que coincide inicialmente con el número de variables estudiadas y el porcentaje de varianza acumulada. (Tabla 6.46).

Tabla 6.46 Varianza total explicada por los componentes principales

Componente	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	6,059	35,640	35,640	5,890	34,648	34,648
2	2,655	15,620	51,260	2,408	14,166	48,814
3	1,816	10,681	61,941	2,101	12,357	61,171
4	1,182	6,955	68,896	1,247	7,335	68,506
5	1,051	6,180	75,076	1,117	6,570	75,076

Al analizar los valores de la tabla anterior encontramos que, los primeros cinco componentes explican el 75,076% de la varianza. De éstos, el primer componente explica el 35,54% de la variación, mientras que el quinto contribuye con 6,18%. Los cinco primeros componentes tienen valores mayores que uno, por ello serán los componentes seleccionados, condición que se corrobora en el gráfico de sedimentación.

Gráfico de Sedimentación



En la Tabla 6.47 se recoge la asociación de variables con los cinco componentes principales significativos, donde aparecen los coeficientes de aquellas variables con mayor contribución en cada componente principal.

Tabla 6.47 Matriz de componentes rotados

	Componentes Principales (CP)				
	1	2	3	4	5
<i>Al Amorfo</i>	0,576	0,052	0,238	0,111	0,128
<i>Fe Libre</i>	0,534	0,095	0,293	0,412	0,044
<i>Fe Amorfo</i>	0,814	-0,016	0,172	0,118	0,269
<i>Co</i>	0,972	-0,066	-0,037	-0,077	-0,054
<i>Cr</i>	0,940	-0,074	-0,073	-0,130	-0,004
<i>Fe</i>	0,925	0,005	0,222	0,069	-0,085
<i>Ni</i>	0,959	-0,077	-0,072	-0,087	-0,102
<i>Mn</i>	0,810	0,049	0,022	0,166	0,176
<i>As</i>	-0,040	0,723	0,091	0,131	0,066
<i>Pb</i>	-0,105	0,922	-0,008	-0,019	0,140
<i>Zn</i>	0,055	0,908	-0,022	-0,003	-0,053
<i>pH</i>	-0,131	0,071	-0,771	0,257	-0,138
<i>CaCO₃</i>	-0,356	-0,053	-0,743	-0,140	0,106
<i>Al</i>	-0,299	0,104	0,744	0,309	0,107
<i>Cu</i>	0,202	0,234	0,149	0,711	-0,178
<i>Al Libre</i>	0,191	0,295	0,360	-0,530	-0,195
<i>MO</i>	0,158	0,138	0,083	-0,060	0,915

Normalización Varimax con Kaiser.

Los tres primeros componentes explican más del 60% de la varianza total. Así, el *CP1* se relaciona con el contenido de Al Amorfo, Fe Libre, Fe Amorfo, Co, Cr, Fe, Ni y Mn. Los valores de correlación cercanos a 1 del Co, Cr, Fe y Ni sugieren la predominancia de éstos en el aporte a la varianza de este componente. El *CP2* se relaciona con el As, Pb y Zn. Es importante resaltar esta relación debido a la posibilidad de que puedan tener un origen común. Los dos últimos metales son los que tienen un mayor aporte a la varianza debido a su alto valor de correlación. El *CP3* se relaciona con las características de los suelos analizadas: pH y CaCO₃ y Al Total; sus valores de correlación son relativamente bajos y similares en el aporte a la varianza total de dicho componente. El *CP4* se relaciona con el contenido de Al Libre y Cu; y el *CP5* solamente con la materia orgánica; ambos componentes presentan valores de correlación bajos, por lo que no tienen mayor incidencia en el aporte a la varianza total.

El ACP para todas las variables ha permitido comprobar la relación de correspondencia (grupos definidos anteriormente) existente entre las variables. Se

presentan los grupos propuestos a partir de la comparación y complementación entre el primer análisis y el ACP (Tabla 6.48).

Tabla 6.48 Grupos Propuestos. Primer Análisis y ACP

Grupos	Tipo de suelos	Características del suelo	Litología	Metales pesados
1	Luvisoles	Al Amorfo Fe Amorfo <u>Fe Libre</u>	Peridotitas y serpentinas	Co, Cr Fe, <u>Cu</u> Ni, Mn
2	Cambisoles/Leptosoles	Fe Libre CaCO ₃	Gneis, filitas, Calcoesquistos y pizarras/Calizas, dolomías y calcarenitas	As, Pb Zn, <u>Al</u>

Subrayados: Variables no coincidentes entre las dos formas de análisis.

De forma general, se resume que los valores de concentración media de los metales pesados estudiados en la Provincia de Málaga no presentan diferencias estadísticas significativas. En este sentido, los materiales litológicos son los mayores condicionantes de la variación de las concentraciones de metales pesados, y dentro de ellos peridotitas y serpentinas son las que tienen mayor relevancia.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN CUENCA DEL RÍO VERDE, MÁLAGA

Producto del estudio de los metales pesados de la Provincia de Málaga, se ha seleccionado la Cuenca del Río Verde como área representativa de las diferentes unidades de análisis territorial, donde se pueden encontrar contrastes relevantes en los materiales litológicos, diferencial de pendientes, tipos y usos del suelo, y una amplia red de drenaje. Definimos la cuenca como una unidad de análisis, donde confluyen los materiales litológicos que condicionan los valores anómalos de metales pesados encontrados en el análisis preliminar. En esta cuenca se estudian las concentraciones de metales pesados en los suelos y sedimentos y se establece una prueba de fitotoxicidad para definir el efecto de las concentraciones de metales pesados en sus formas solubles en agua, con la finalidad de establecer bioindicadores que permitan comparaciones en los cambios de las concentraciones de los metales pesados. Las características físico-químicas de los suelos y sedimentos, así como los metales pesados y sus formas, se pueden relacionar con las unidades del análisis territorial.

Siguiendo lo establecido en el apartado de materiales y métodos, para conocer las características físico-químicas tanto en los suelos como en los sedimentos se llevó a cabo la determinación analítica de 9 parámetros (Anexos 7.1 y 7.2.), así como la determinación de los valores de concentración de metales pesados, en sus formas totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA (Anexos del 7.3 al 7.8), cuya distribución porcentual se presentan en las Figuras 7.1 a 7.16; además de sus valores medios (Figura 7.17).

En los sedimentos, los metales pesados solubles en agua presentan porcentajes máximos de solubilidad con respecto al total superiores al 3%, siendo el Cu el más soluble en agua, seguido del Pb, Zn, Ni, Co y Mn en un rango de 1,29 a 0,74%; mientras que la solubilidad menor se asocia al As y Cr con 0,46 y 0,04% respectivamente.

7.1 Fraccionamiento de los metales pesados en suelos y sedimentos

En los suelos, en general los metales pesados presentan tendencia de solubilidad menor en comparación a los sedimentos. Al igual que en los sedimentos, en los suelos, el Cu es el que presenta mayor porcentaje de solubilidad. El Zn es el segundo metal con mayor porcentaje soluble en agua en los suelos (0,025%), As y Mn tienen valores similares (0,011%), de igual forma se comportan Co y Ni (0,07%); mientras que los porcentajes más bajos pertenecen Pb y Cr (0,003-0,002%). En los suelos, a excepción del Ni, los metales pesados extraídos con EDTA tienen el mismo comportamiento que en los sedimentos. Tanto en los suelos como en los sedimentos, como en la forma soluble en agua o extraíble con EDTA, el Cr mantiene la tendencia de valores porcentuales más bajos en comparación al resto de los metales pesados estudiados.

En los sedimentos, algunos de los metales pesados extraídos con EDTA presentan valores que superan el 16% en relación al contenido total de dichos elementos. Los valores mayores corresponden al Pb y Cu, seguidos del Co; mientras que el Cr presenta los menores porcentajes sobre el total extraídos con EDTA; por otro lado Zn, Mn, As y Ni presentan valores intermedios similares. En los sedimentos, comparando las dos formas de extracción, el Cr mantiene una tendencia constante presentando valores bajos tanto en la forma soluble en agua como en la extraíble con EDTA, mientras que Pb, Cu y Zn mantienen la tendencia de valores altos en las dos formas de extracción mencionadas, así como el resto de los metales considerados con porcentajes de extracción intermedios en ambas fracciones.

Fraccionamiento de metales pesados en los suelos

Figura 7.1 Fraccionamiento del Mn en los suelos

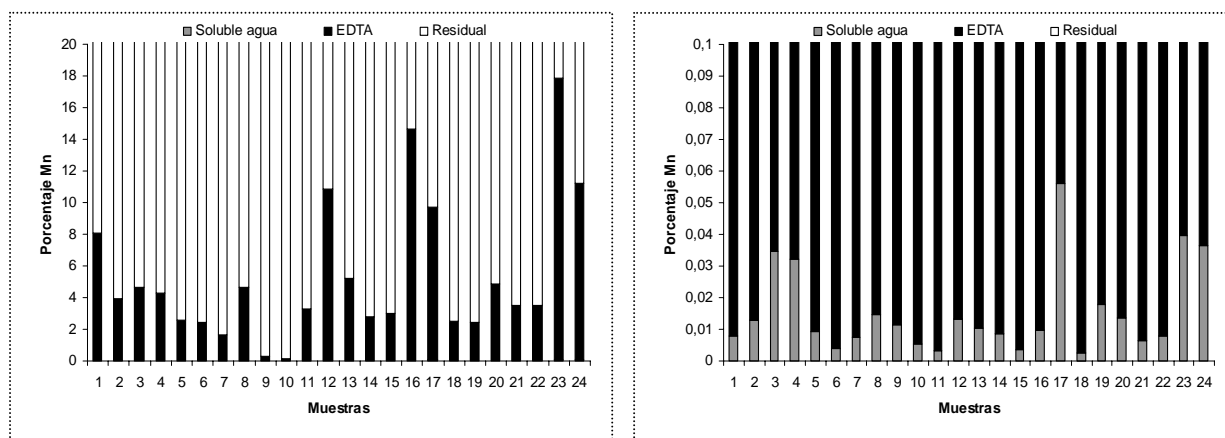


Figura 7.2 Fraccionamiento del Cr en los suelos

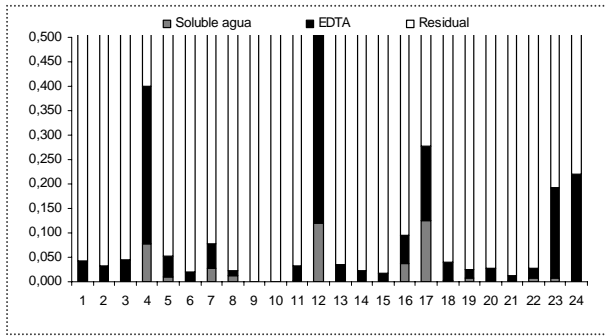


Figura 7.3 Fraccionamiento del Co en los suelos

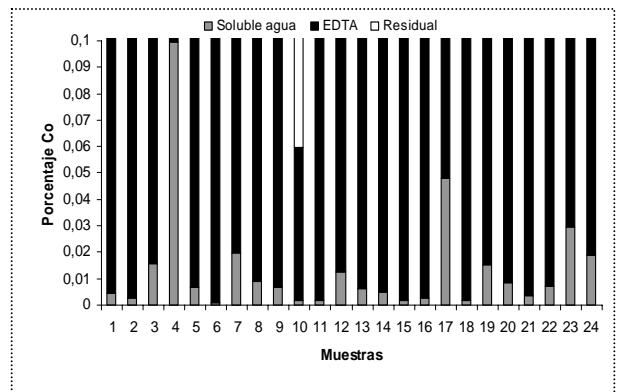
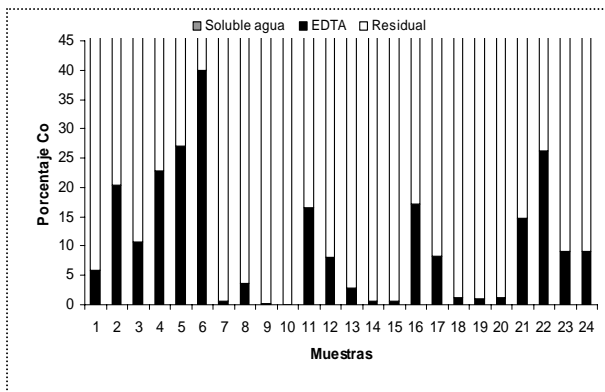


Figura 7.4 Fraccionamiento del Ni en los suelos

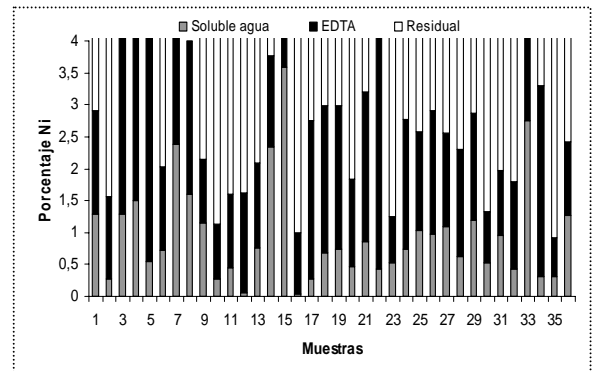
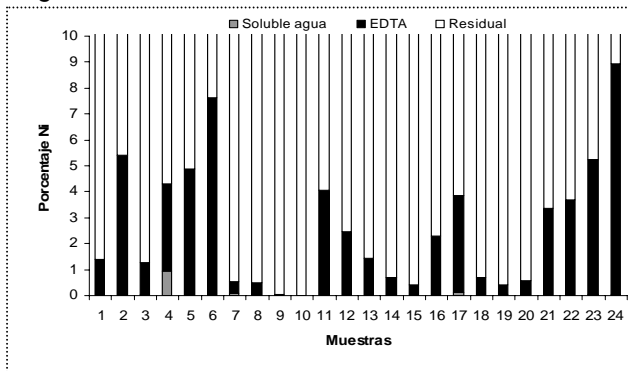


Figura 7.5 Fraccionamiento del Cu en los suelos

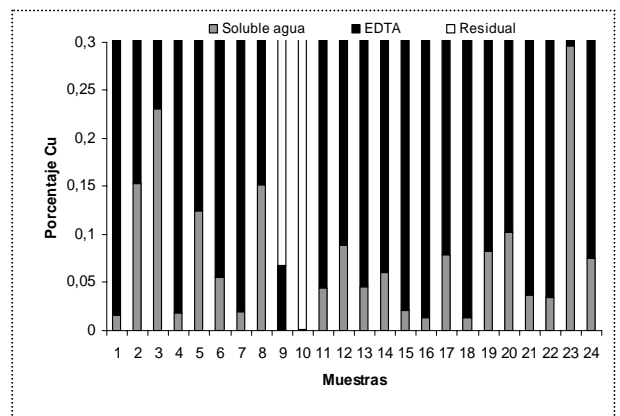
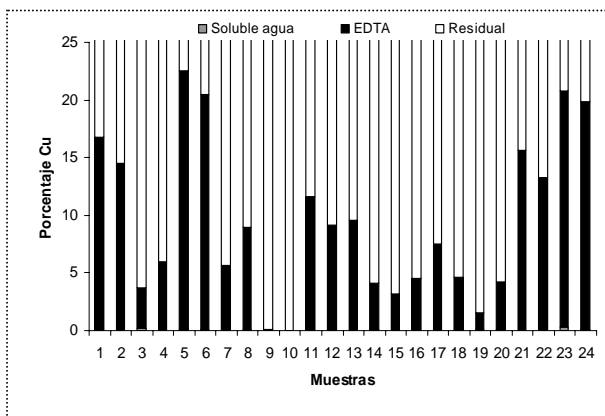


Figura 7.6 Fraccionamiento del Zn en los suelos

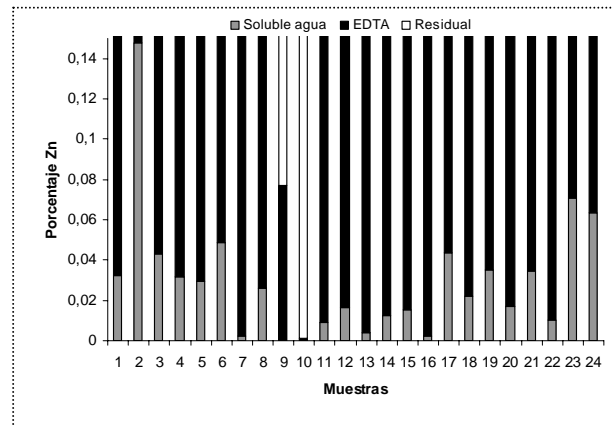
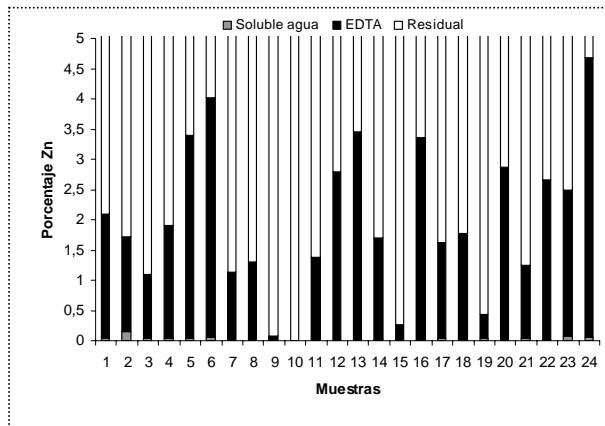


Figura 7.7 Fraccionamiento del As en los suelos

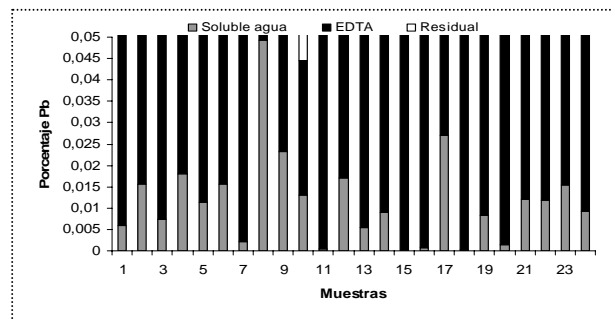
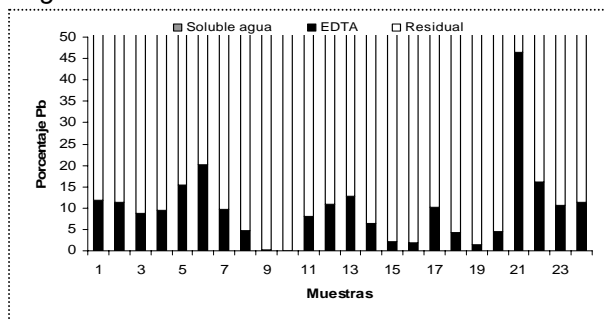
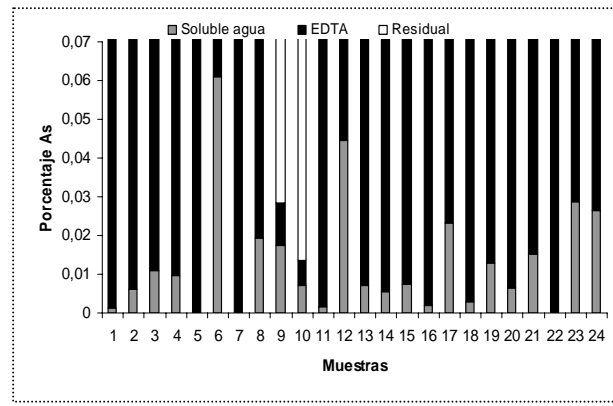
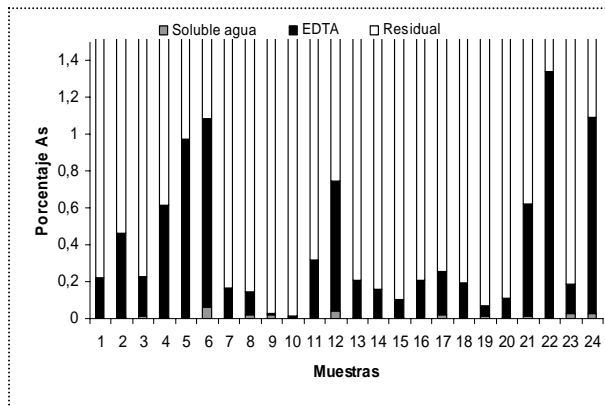


Figura 7.8 Fraccionamiento del Pb en los suelos



Fraccionamiento de metales pesados en los sedimentos

Figura 7.9 Fraccionamiento del Mn en los sedimentos

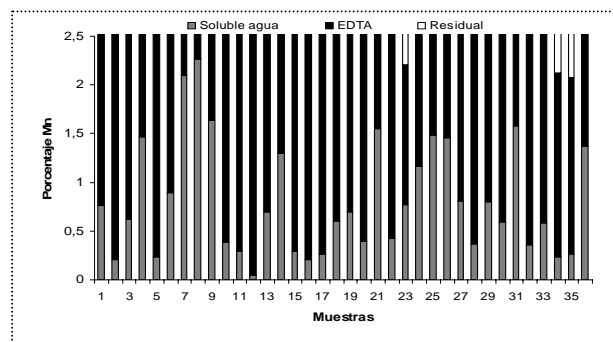
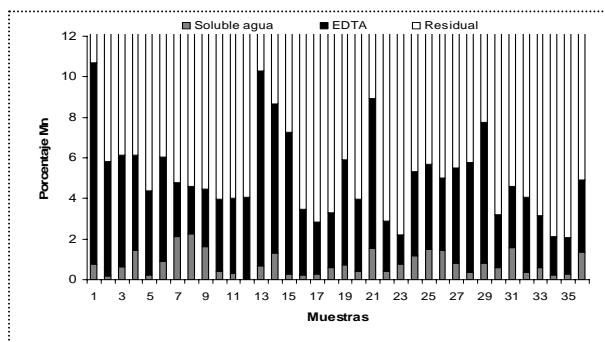


Figura 7.10 Fraccionamiento del Cr en los sedimentos

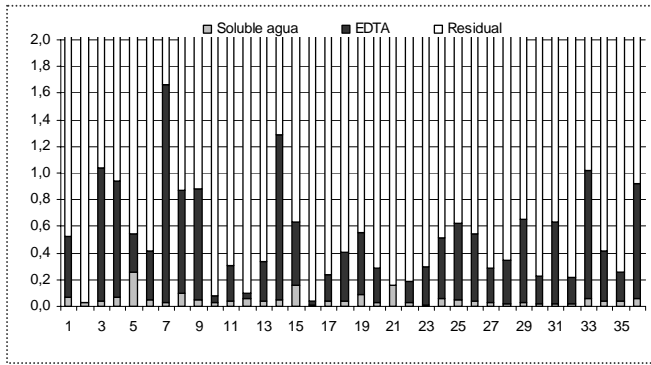


Figura 7.11 Fraccionamiento del Co en los sedimentos

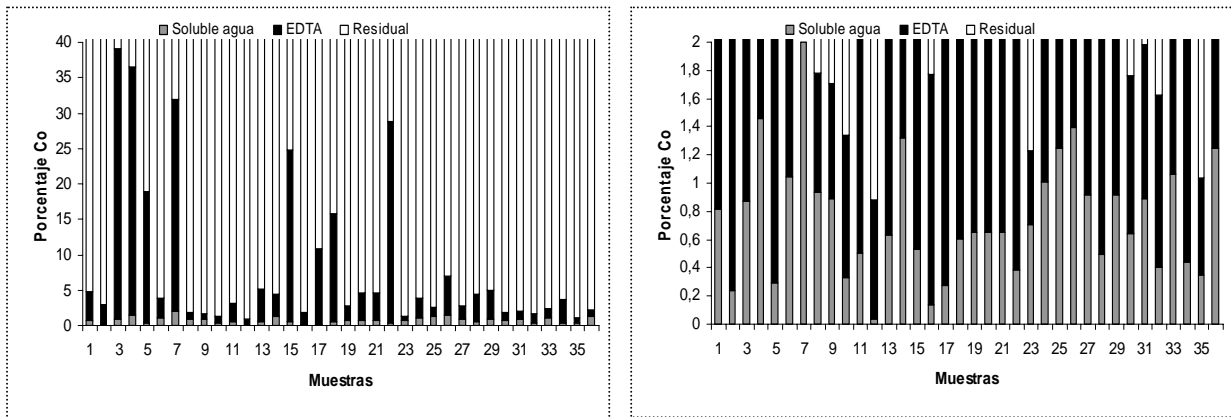


Figura 7.12 Fraccionamiento del Ni en los sedimentos

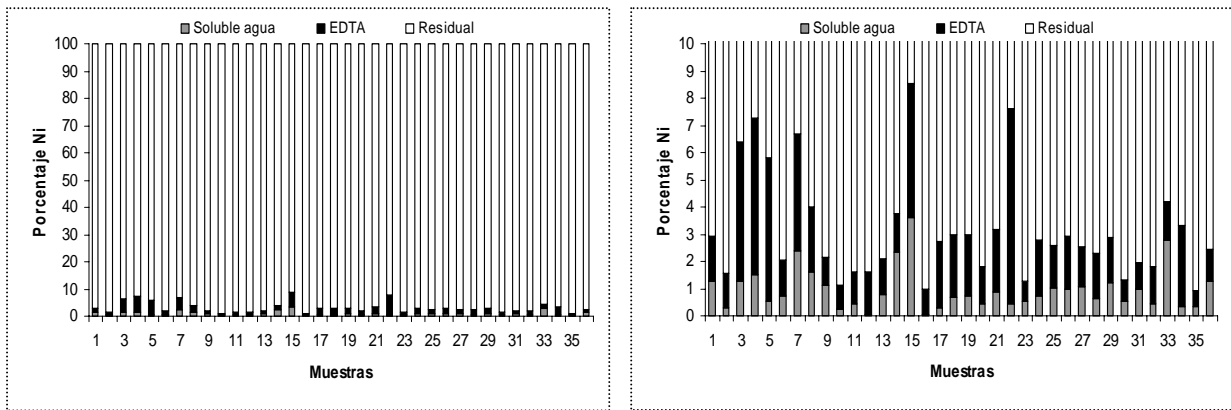


Figura 7.13 Fraccionamiento del Cu en los sedimentos

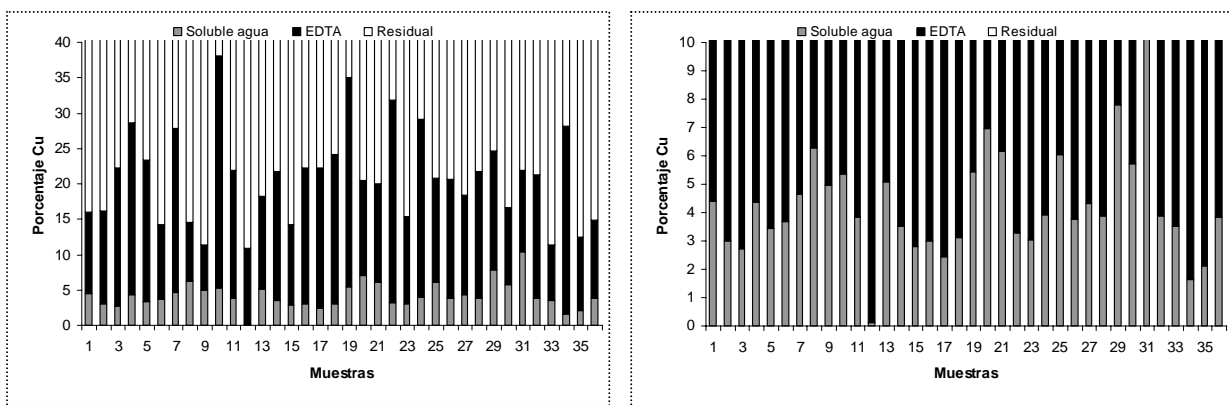


Figura 7.14 Fraccionamiento del Zn en los sedimentos

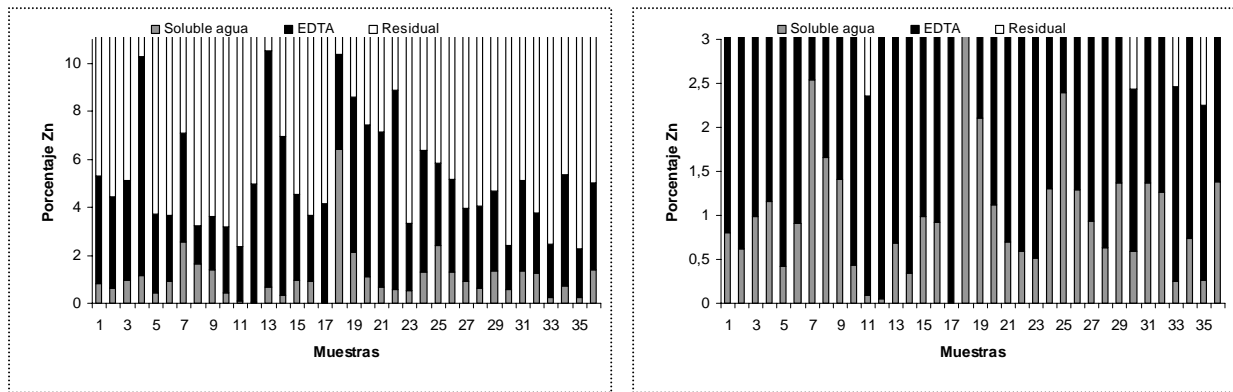


Figura 7.15 Fraccionamiento del As en los sedimentos

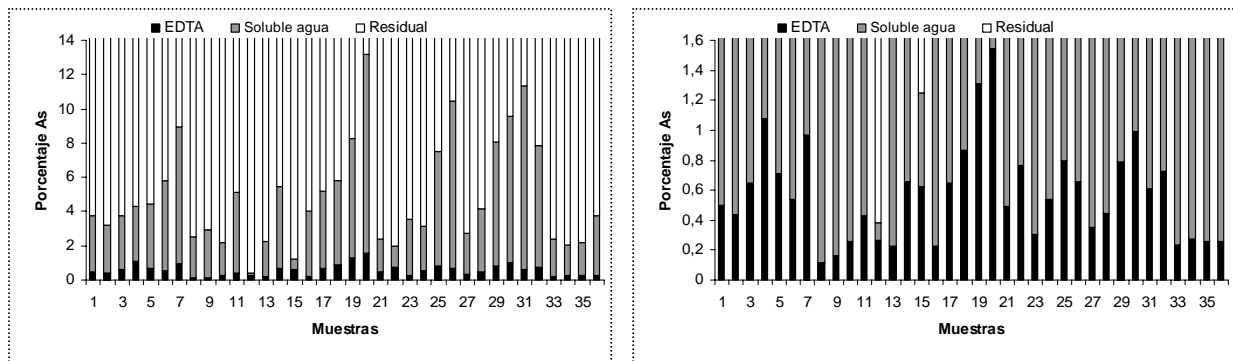


Figura 7.16 Fraccionamiento del Pb en los sedimentos

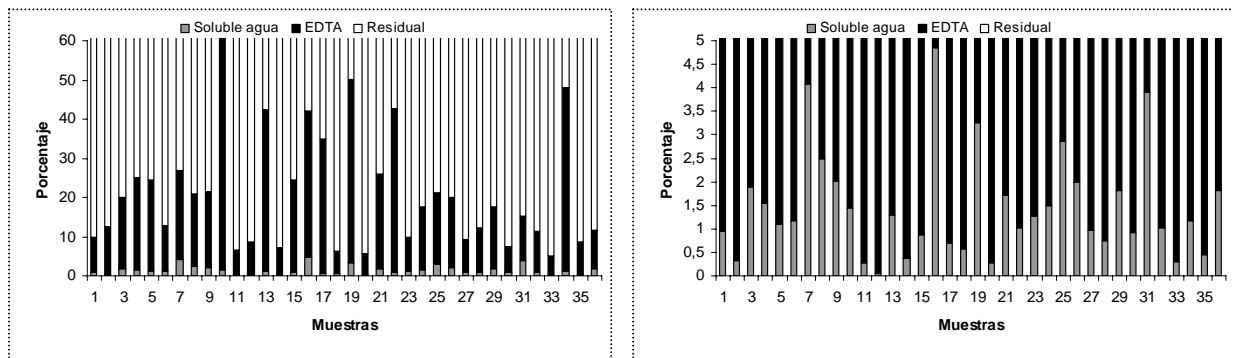
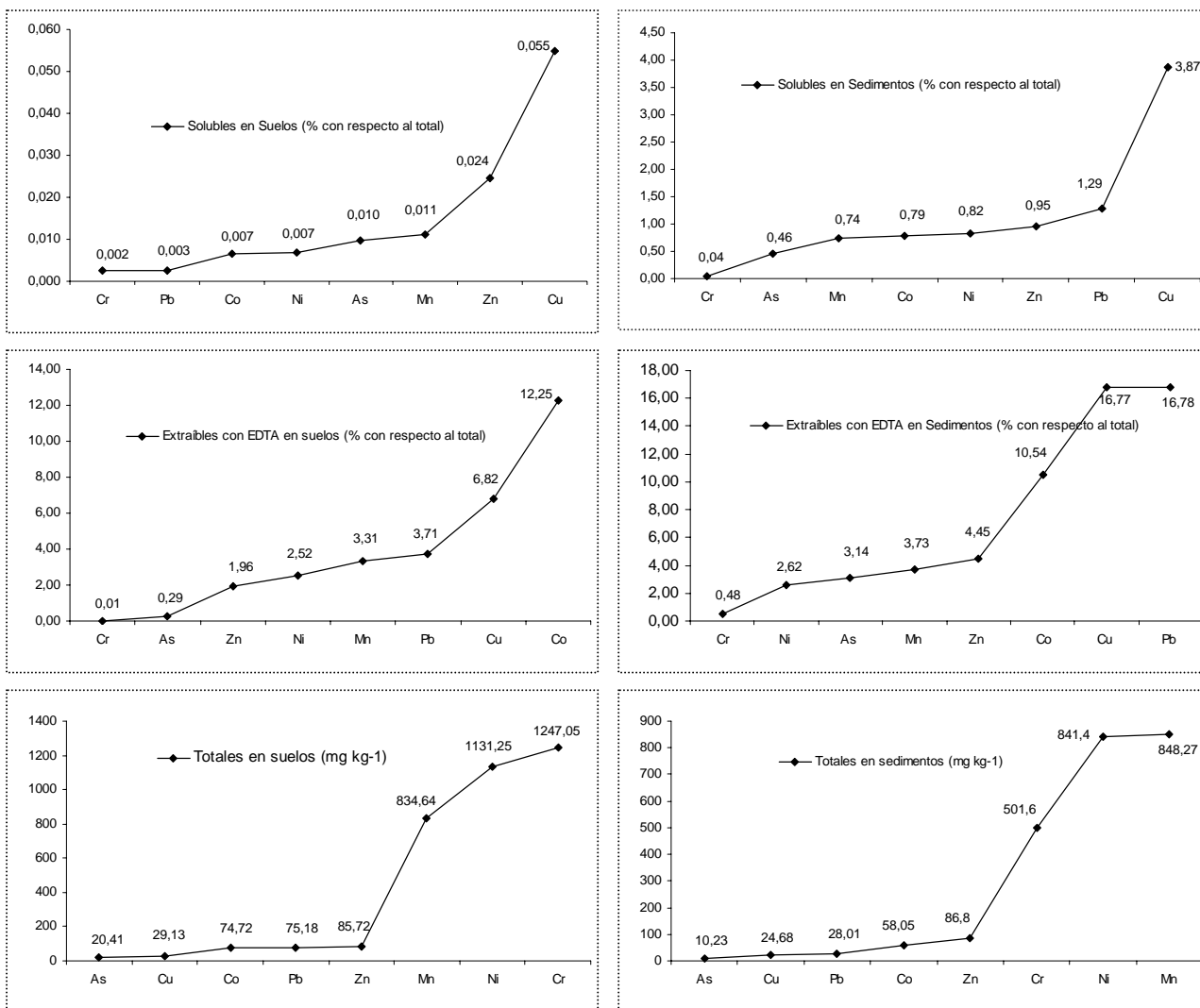


Figura 7.17 Resumen. Valores medios de las fracciones de los metales pesados en los suelos y sedimentos, Cuenca del Río Verde, Málaga



7.2 Análisis Estadístico Univariante. Estadística Descriptiva

La Tabla 7.1 resume las variables estadísticas descriptivas de los parámetros del suelo. En general, dichos parámetros no presentan una distribución normal debido a la variabilidad existente entre las distintas muestras; igual comportamiento presentan los valores de metales pesados totales, solubles y extraíbles con EDTA (Tabla 7.2, 7.3 y 7.4).

Tabla 7.1 Parámetros de los suelos (¹: cmol_c kg⁻¹)

	MO (%)	pH	CaCO ₃ (%)	CE (dSm ⁻¹)	¹ Ca ⁺⁺	¹ Mg ⁺⁺	¹ Na ⁺	¹ K ⁺	¹ CIC
Media	3,97	7,08	7,68	0,47	8,65	8,81	0,08	0,41	53,36
Mediana	3,30	7,19	0,77	0,38	8,77	4,73	0,04	0,38	46,29
Desv. típ.	2,61	0,69	17,69	0,27	4,76	9,06	0,08	0,30	25,24
Mínimo	0,23	6,00	0,00	0,12	1,76	0,72	0,02	0,06	14,26
Máximo	10,77	8,24	63,03	1,06	17,62	27,57	0,39	1,15	106,54
Percentiles									
25	2,35	6,53	0,22	0,30	3,94	1,81	0,04	0,18	36,10
50	3,30	7,19	0,77	0,38	8,77	4,73	0,04	0,38	46,29
75	5,51	7,58	2,52	0,58	12,29	17,89	0,10	0,63	67,85
95	10,61	8,21	61,04	1,06	17,14	26,81	0,35	1,09	105,74

Tabla 7.2 Metales pesados totales en los suelos (mg kg⁻¹)

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Media	834,64	1247,05	74,72	1131,25	29,13	85,72	20,41	75,18
Mediana	779,34	225,36	29,50	167,50	22,19	70,11	9,80	22,56
Desv. típ.	574,78	2315,91	95,02	1660,58	27,49	59,86	29,11	256,70
Mínimo	121,09	34,00	5,60	13,00	7,00	26,00	1,90	0,12
Máximo	2307,00	9440,00	407,00	6507,00	142,27	329,53	143,35	1278,51
Percentiles								
25	332,00	88,18	17,56	48,50	13,49	53,00	7,09	12,81
50	779,34	225,36	29,50	167,50	22,19	70,11	9,80	22,56
75	1182,67	1611,52	120,54	2312,48	39,30	103,50	25,00	30,98
95	2189,75	8780,00	361,50	5858,25	119,70	280,90	120,19	975,88

Tabla 7.3 Metales pesados solubles en agua presentes en los suelos (mg kg⁻¹)

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Media	0,094	0,031	0,005	0,077	0,016	0,021	0,002	0,002
Mediana	0,068	0,004	0,002	0,017	0,013	0,020	0,001	0,003
Desv. típ.	0,073	0,059	0,006	0,140	0,016	0,019	0,003	0,002
Mínimo	0,013	0,001	0,001	0,002	0,003	0,001	0,000	0,000
Máximo	0,275	0,246	0,028	0,602	0,079	0,091	0,012	0,009
Percentiles								
25	0,040	0,001	0,001	0,008	0,010	0,009	0,001	0,001
50	0,068	0,004	0,002	0,017	0,013	0,020	0,001	0,003
75	0,127	0,041	0,007	0,056	0,018	0,028	0,003	0,003
95	0,272	0,226	0,025	0,531	0,072	0,084	0,012	0,008

Tabla 7.4 Metales pesados extraídos con EDTA presentes en los suelos (mg kg^{-1})

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Media	27,612	0,146	9,156	28,465	1,988	1,682	0,059	2,790
Mediana	30,353	0,076	0,802	1,435	1,445	1,047	0,029	1,868
Desv. típ.	13,405	0,138	17,110	54,684	1,566	2,217	0,103	4,898
Mínimo	2,548	0,025	0,099	0,232	0,001	0,001	0,001	0,004
Máximo	45,009	0,485	69,379	216,700	6,464	11,072	0,457	25,153
Percentiles								
25	14,827	0,051	0,238	0,732	0,773	0,587	0,016	1,062
50	30,353	0,076	0,802	1,435	1,445	1,047	0,029	1,868
75	38,695	0,213	11,539	44,111	3,282	1,886	0,047	2,714
95	44,669	0,478	62,093	193,225	5,836	9,363	0,416	19,924

En la Tabla 7.5 se resumen las variables estadísticas descriptivas relacionadas con los parámetros de los sedimentos. En general, dichos parámetros no presentan una distribución normal debido a la variabilidad existente entre las distintas muestras; igual comportamiento presentan los valores de metales pesados totales, solubles y extraíbles con EDTA que se exponen en las Tablas 7.6, 7.7 y 7.8.

Tabla 7.5 Parámetros físico-químicos de los sedimentos (1 : $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)

	MO (%)	pH	CaCO ₃ (%)	CE (dSm^{-1})	$^1\text{Ca}^{++}$	$^1\text{Mg}^{++}$	$^1\text{Na}^+$	$^1\text{K}^+$	$^1\text{Cl}^-$
Media	5,28	7,03	13,41	0,50	15,46	11,50	0,10	0,26	118,41
Mediana	5,18	7,10	4,28	0,50	14,26	10,06	0,06	0,25	115,10
Desv. típ.	2,43	0,40	21,00	0,18	8,14	7,66	0,08	0,14	62,12
Mínimo	1,16	5,90	0,00	0,18	2,24	1,09	0,02	0,08	25,17
Máximo	10,90	7,80	93,07	0,98	37,41	24,36	0,36	0,58	352,26
Percentiles									
25	3,33	6,90	0,67	0,36	9,09	4,69	0,04	0,13	92,69
50	5,18	7,10	4,28	0,50	14,26	10,06	0,06	0,25	115,10
75	6,19	7,28	17,27	0,60	20,32	19,64	0,15	0,32	138,12
95	10,83	7,55	72,23	0,82	33,42	24,21	0,29	0,58	299,48

Tabla 7.6 Metales pesados totales en los sedimentos ($mg\ kg^{-1}$)

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
Media	848,27	501,60	58,05	841,40	24,68	86,80	10,23	28,01	
Mediana	736,68	367,15	43,38	523,23	23,50	82,24	7,92	21,56	
Desv. típ.	414,37	431,62	44,56	779,30	8,73	44,50	9,61	23,06	
Mínimo	164,78	46,94	9,62	40,36	12,77	32,42	2,48	5,24	
Máximo	2083,11	1513,70	161,58	2552,58	58,12	300,45	52,85	108,00	
Percentiles	25	511,94	133,06	23,06	219,60	18,42	57,07	4,87	15,34
	50	736,68	367,15	43,38	523,23	23,50	82,24	7,92	21,56
	75	1104,76	683,73	70,02	1150,29	30,23	105,74	11,92	28,07
	95	1631,10	1494,95	156,28	2533,06	41,43	158,19	37,41	96,30

Tabla 7.7 Metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos ($mg\ kg^{-1}$)

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
Media	6,262	0,22	0,460	6,919	0,955	0,826	0,047	0,362	
Mediana	4,364	0,10	0,294	4,288	0,942	0,661	0,036	0,238	
Desv. típ.	5,654	0,24	0,575	10,369	0,335	0,673	0,051	0,484	
Mínimo	0,232	0,04	0,009	0,073	0,036	0,001	0,011	0,027	
Máximo	30,933	1,25	3,100	60,023	2,039	3,572	0,330	2,312	
Percentiles	25	2,994	0,000	0,131	1,289	0,774	0,027	0,410	0,153
	50	4,364	0,005	0,294	4,288	0,942	0,036	0,661	0,238
	75	8,508	0,021	0,573	8,576	1,091	0,053	1,091	0,359
	95	19,931	0,048	1,936	25,180	1,764	0,129	2,292	2,190

Tabla 7.8 Metales pesados extraídos con EDTA en los sedimentos ($mg\ kg^{-1}$)

	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
Media	31,63	2,400	6,12	22,08	4,14	3,86	0,321	4,70	
Mediana	37,76	1,417	0,97	8,440	3,74	2,73	0,276	2,77	
Desv. típ.	11,20	4,134	11,76	34,93	2,49	4,70	0,190	4,64	
Mínimo	7,06	0,001	0,087	1,049	1,20	1,20	0,016	1,114	
Máximo	46,13	24,692	46,40	173,0	15,3	29,47	0,820	21,05	
Percentiles	25	20,15	0,407	0,434	2,261	2,50	2,02	0,185	2,06
	50	37,76	1,417	0,973	8,440	3,74	2,73	0,276	2,77
	75	39,81	2,678	4,727	28,07	5,23	3,81	0,411	5,67
	95	44,88	8,974	46,05	118,8	8,47	11,89	0,782	17,66

7.3 Identificación de valores anómalos en la distribución, metales pesados totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA

El estudio de valores anómalos para cada variable nos permite conocer qué muestras presentan valores diferentes al resto de la distribución. Los gráficos de caja muestran de forma visual la distribución de las variables; en dichas gráficas se representa la mediana (Q_2), el primer y tercer cuartil (Q_1 y Q_3 respectivamente) así como sus “prolongaciones” que llegan hasta el último valor incluido dentro de $Q_3+1,5(Q_3-Q_1)$ o $Q_1-1,5(Q_3-Q_1)$. Los elementos que no caen dentro de esos intervalos se muestran como asteriscos y círculos se denominan “outliers” o valores anómalos. Para la identificación de los valores anómalos por variables se parte de clases generadas previamente en función de la litología, y subcuenca de drenaje de los arroyos de la zona (Tabla 7.9), finalmente se resumen los valores anómalos en las Tablas 7.10 y 7.11.

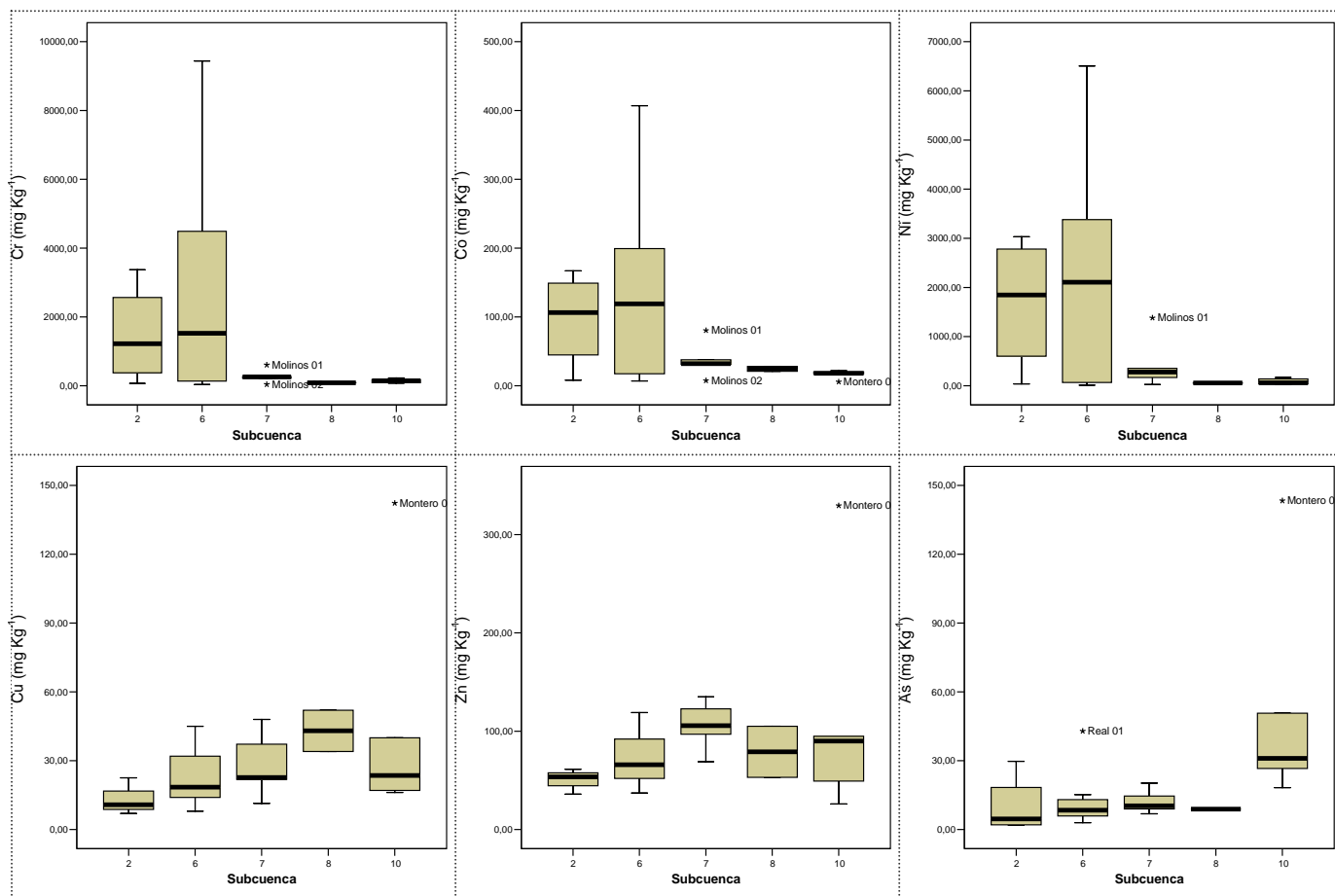
Tabla 7.9 Definición de las clases para las variables que caracterizan la cuenca del Río Verde, Málaga

Litología	Incluye	Clave
Rocas metamórficas	Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	1
Sedimentarias Areniscas	Arenas, Areniscas y Flash arenoso	2
Calizas	Calizas	3
Peridotitas	Peridotitas	4
Sedimentarias no consolidadas	Conglomerados y grauvacas	5
Mármoles	Mármoles	7
Subcuencas	Incluye	Clave
Quejigos	Quejigos, Parras y Cañas	2
Hoyo del Bote	Hoyo del Bote, Botillo y Real	6
Molinos	Molinos	7
Castillejo	Castillejo	8
Montero	Montero	10
Albornoque	Albornoque	4
Algarrobal	Algarrobal	11
Verde 01 ⁽¹⁾	Verde 01, 02, 03, 04, 05, 07, 08, 09, 10 y 11	1
Verde 02 ⁽¹⁾	Verde 18, 19, 19.A y 19.B	12

⁽¹⁾Corresponde exclusivamente a las muestras de sedimentos que fueron recogidas en el cauce principal del río. Ver Anexos 7.7. y 7.8.

En los suelos, para los metales pesados totales, los valores anómalos se localizan en las subcuencas Hoyo del Bote, Molinos y Montero. En la primera los valores anómalos corresponden a As; en la segunda aparecen como anómalos el Cr, Co y Ni; y en la última esta condición corresponde a Co, Cu, Zn y As. En la Figura 7.18 se presentan las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas, señalándose los valores anómalos correspondientes.

Figura 7.18 Valores anómalos de metales pesados totales presentes en los suelos y la relación con las subcuencas



En el caso de los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos, los valores anómalos se han detectado en las subcuencas Hoyo del Bote, Molinos y Montero. En la primera subcuenca los valores anómalos corresponden al Ni y As; en el caso de Molinos los valores que aparecen como anómalos son el Cr, Mn y Zn; y en la subcuenca Montero esta condición corresponde al Cr, Mn, Cu y As. En la Figura 7.19 se muestran las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas señalándose los valores anómalos correspondientes. En estas mismas subcuencas se han encontrado como valores anómalos el Cr, Co, Ni, Cu y Zn extraídos con EDTA, de las que el Cu es el que tiene menor frecuencia de aparición en las diferentes subcuencas, pues solo se encuentra como anomalía en Montero. En la Figura 7.20 presenta las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas señalándose los valores anómalos correspondientes.

Figura 7.19 Valores anómalos de metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y la relación con las subcuencas

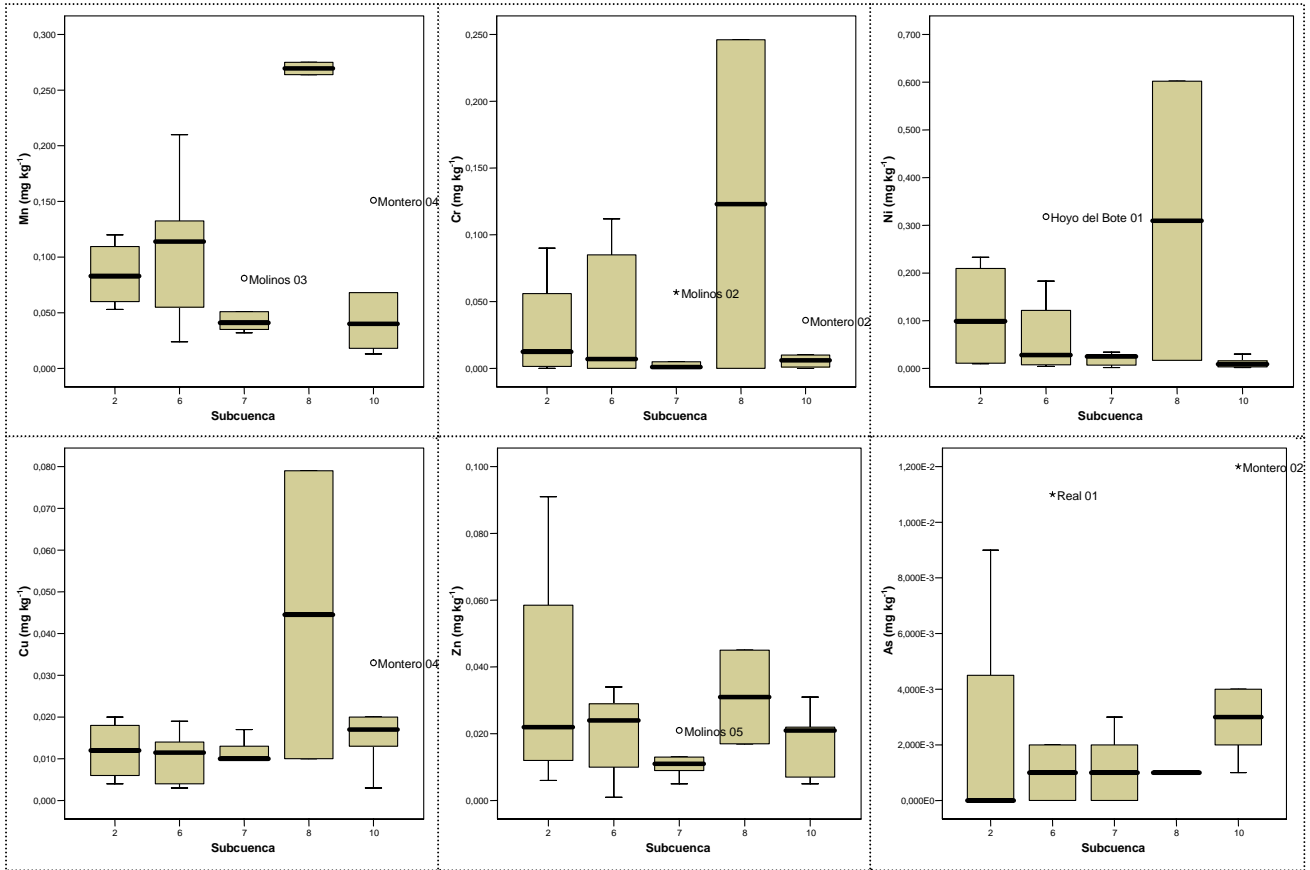
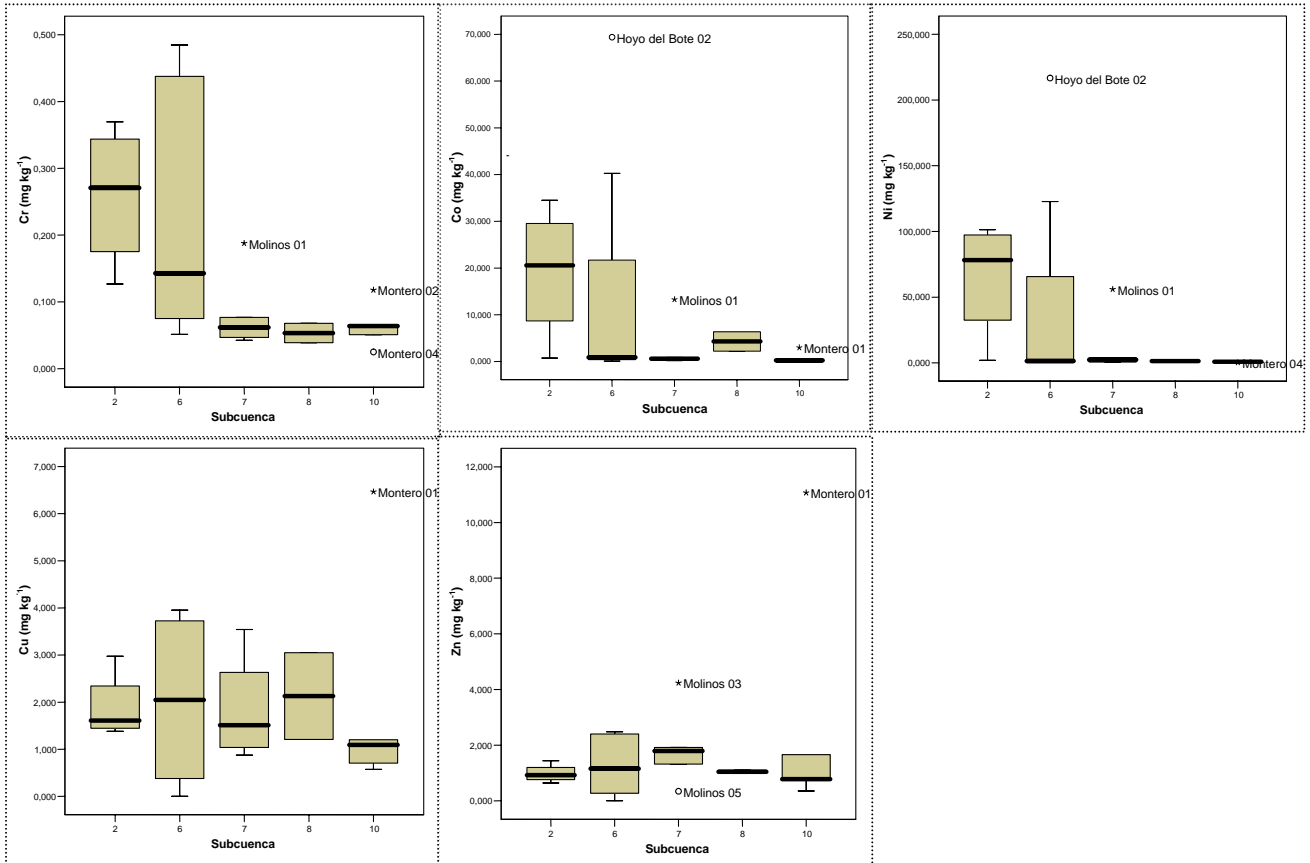
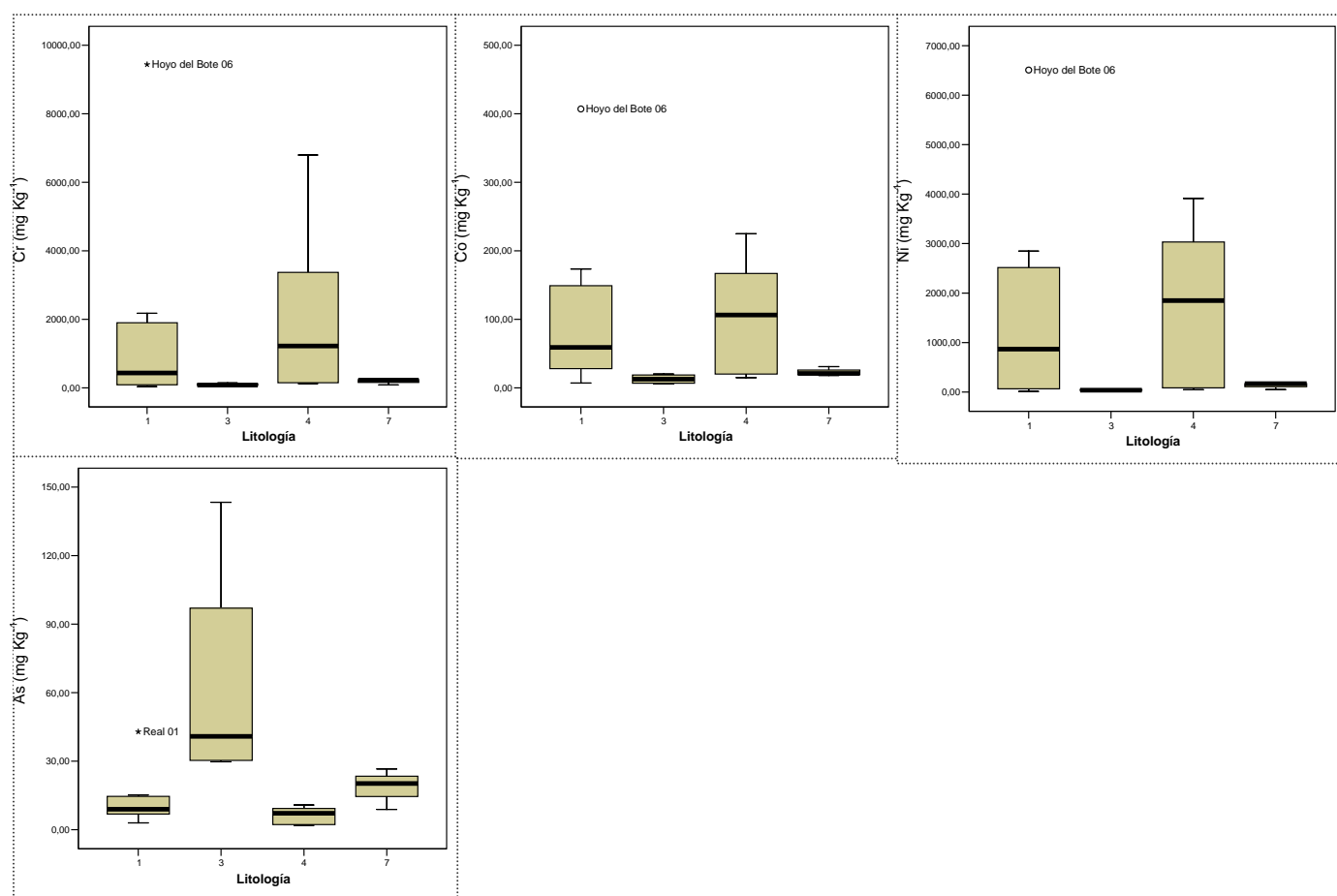


Figura 7.20 Valores anómalos de metales pesados extraídos con EDTA en los suelos y las subcuencas



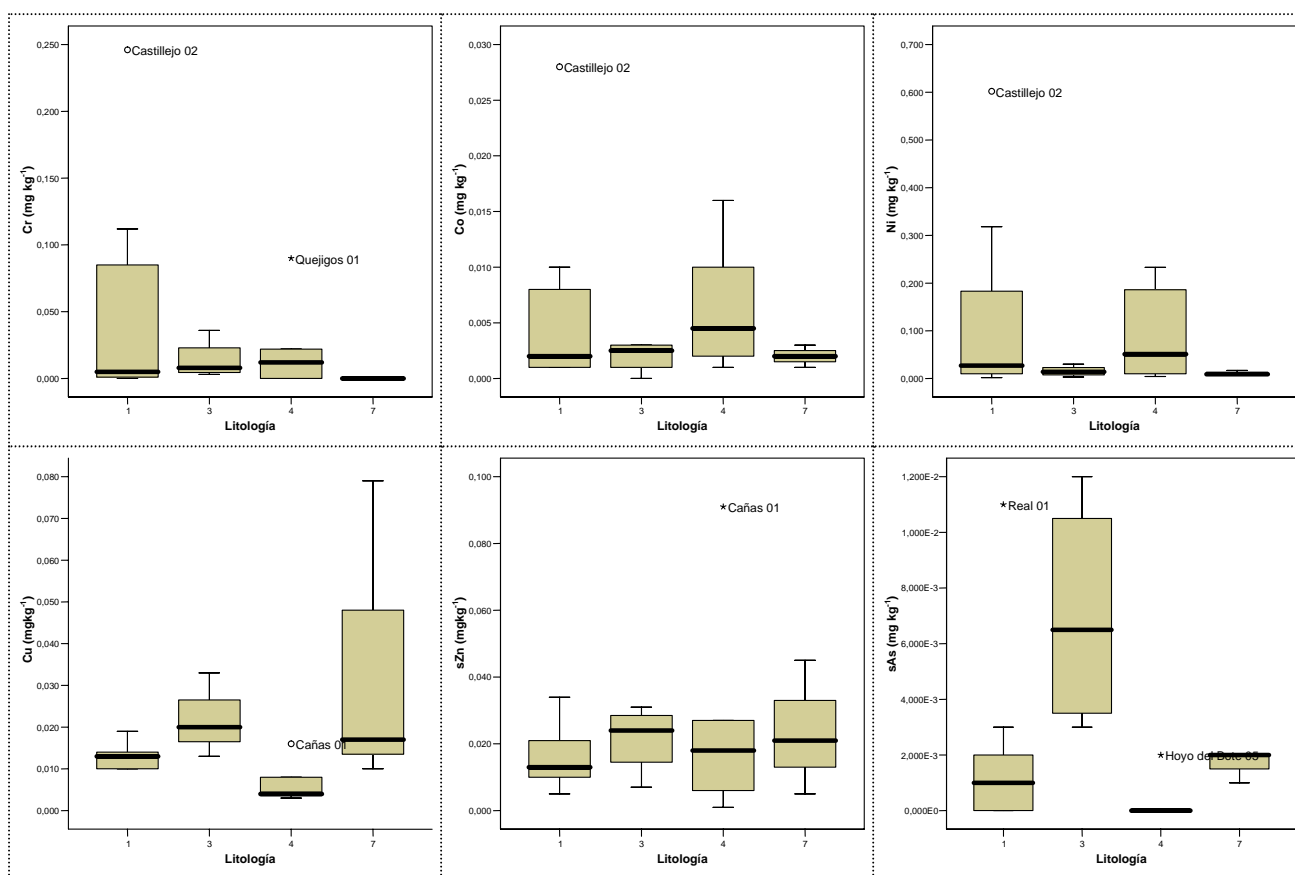
Al relacionar los metales pesados totales en los suelos con la litología, se puede observar que los valores anómalos se presentan exclusivamente sobre suelos desarrollados sobre materiales metamórficos, siendo el Cr, Co, Ni y As los que presentan dicha característica. En la Figura 7.21 se presentan las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas, señalándose los valores anómalos correspondientes.

Figura 7.21 Valores anómalos de metales pesados totales en los suelos y las subcuencas



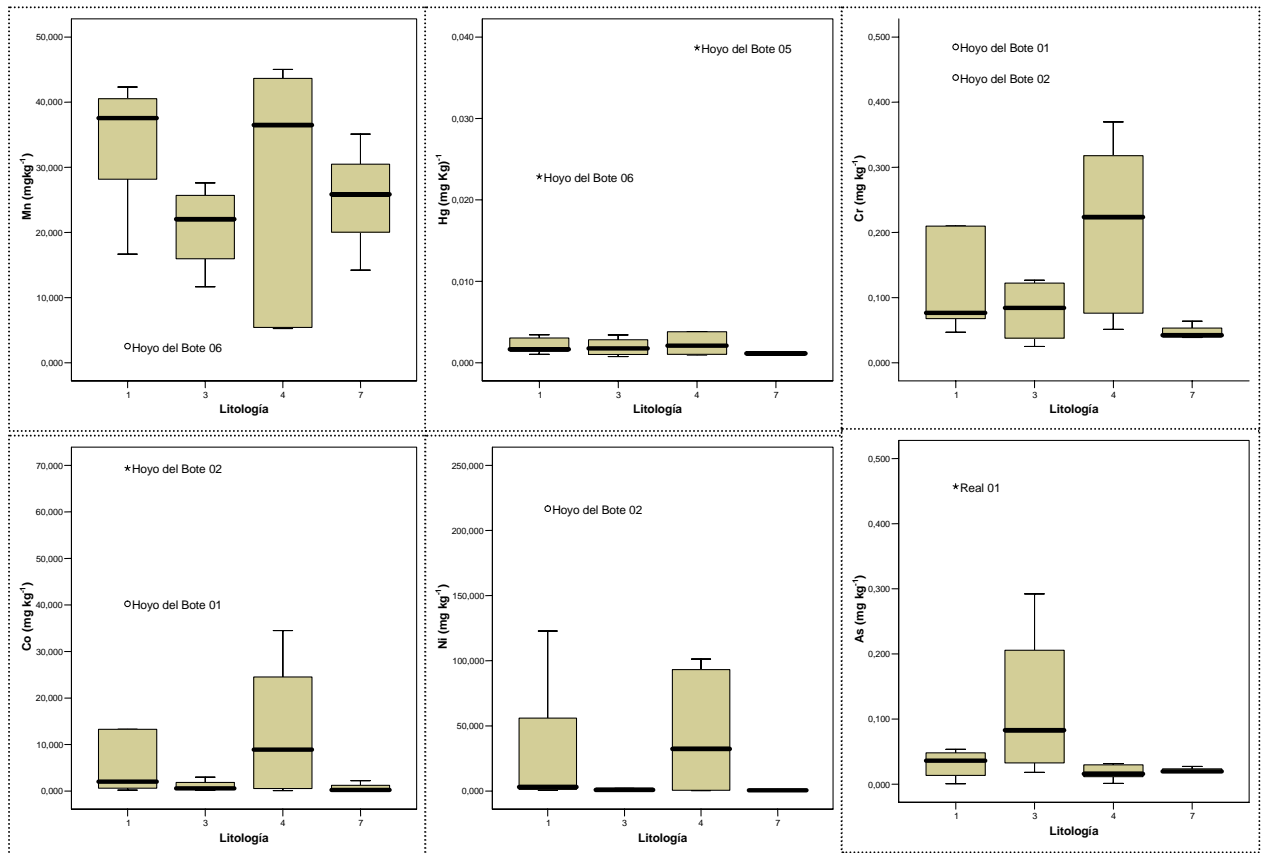
Cuando relacionamos los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos con la litología, encontramos que los valores anómalos se presentan en suelos desarrollados sobre rocas metamórficas y peridotitas, en los que Cr y As se encuentran sobre ambos materiales. Además, en las peridotitas es posible encontrar también valores anómalos para Cu el Zn, y en las metamórficas para Co y Ni. En la Figura 7.22 presenta las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas señalándose los valores anómalos correspondientes.

Figura 7.22 Valores anómalos de metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y su relación con la litología



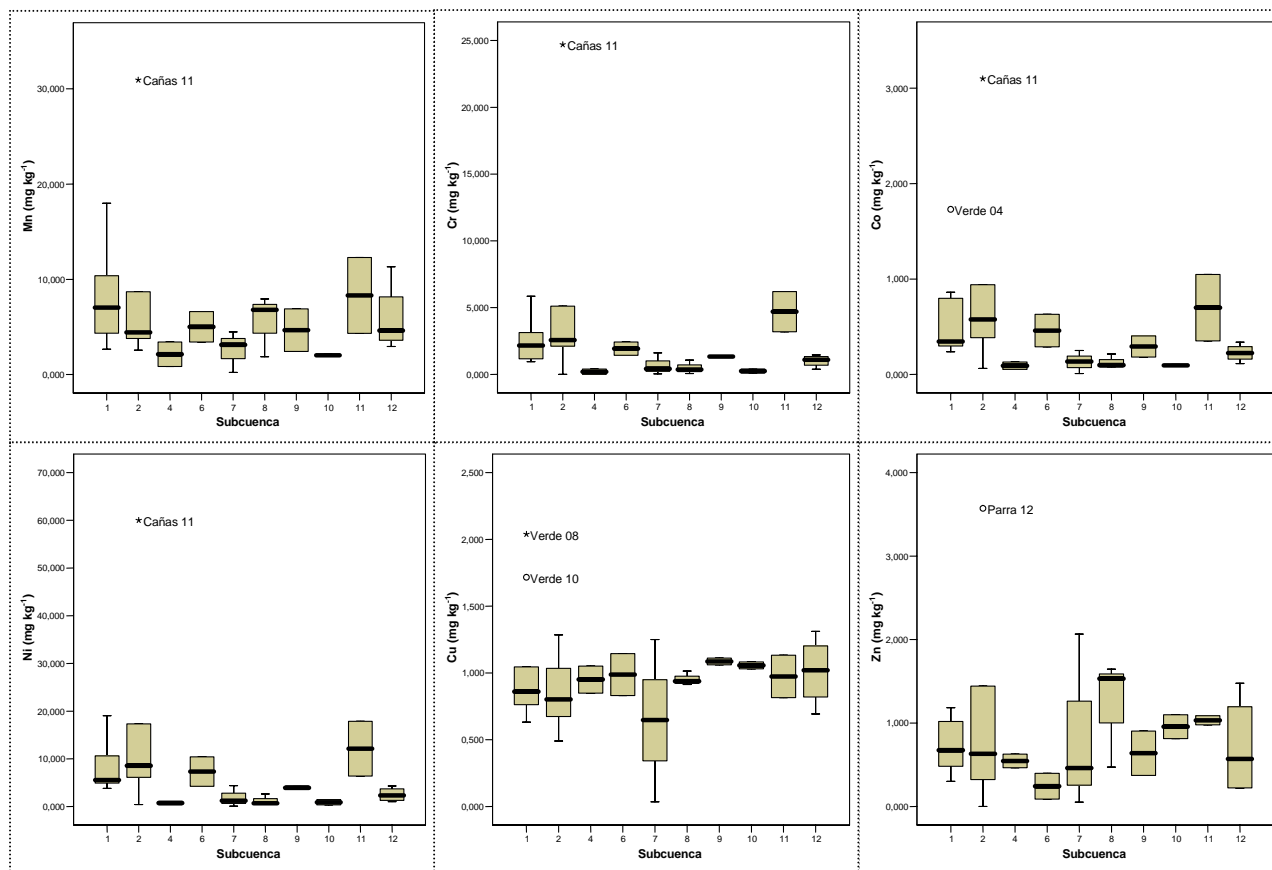
En cuanto a los metales extraídos con EDTA en relación a la litología, el comportamiento de los valores anómalos es similar a los solubles en agua, con la diferencia que en los extraídos con EDTA se localizan exclusivamente en materiales metamórficos. En la Figura 7.23 se presentan las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas, así como las muestras que presentan anomalías.

Figura 7.23 Valores anómalos de metales pesados extraídos con EDTA en los suelos y la litología



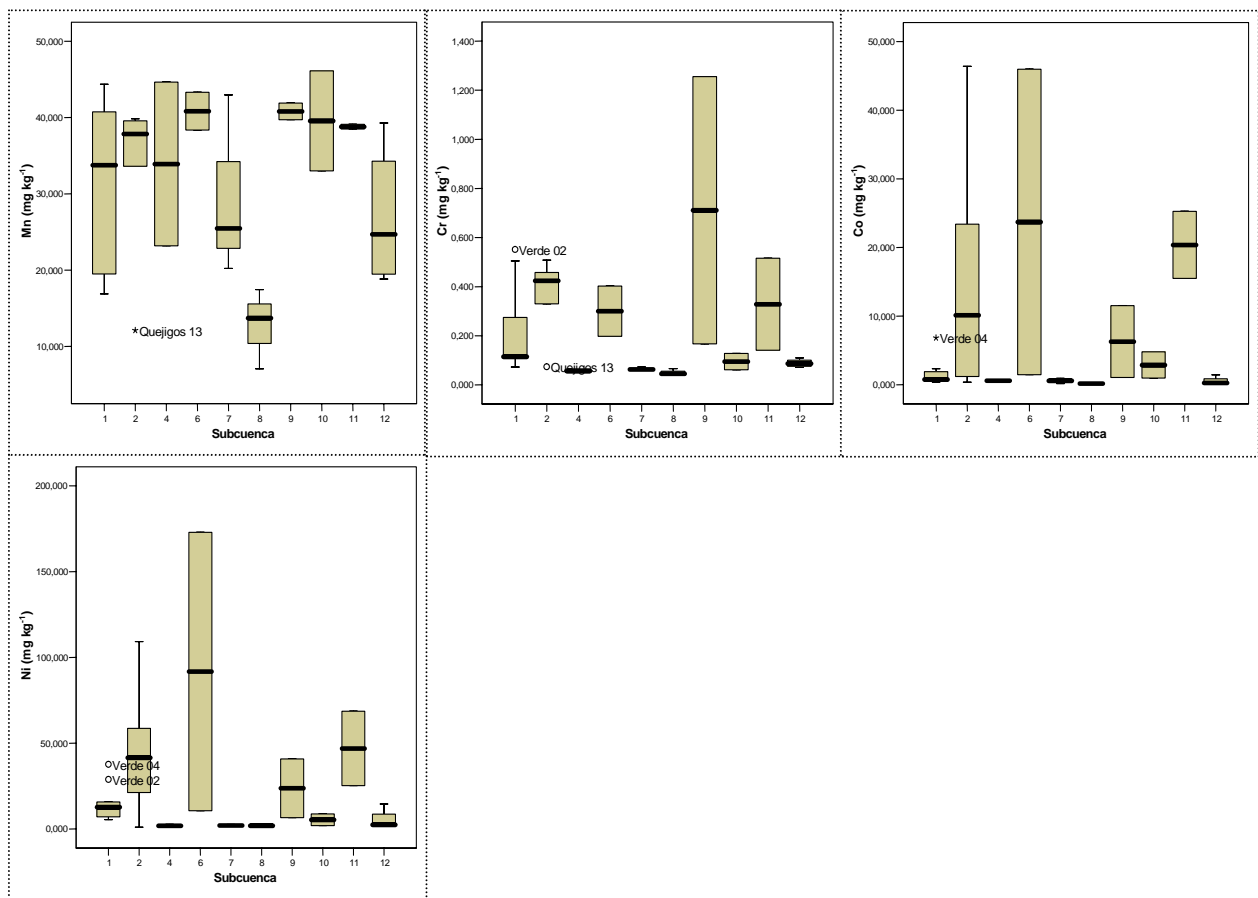
En sedimentos, los metales pesados totales no presentan valores anómalos al relacionarlos con las subcuencas. En el caso de los metales pesados solubles en agua, los valores anómalos se localizan en las subcuencas Verde01 y Quejigos. En la primera de las subcuencas son Co y Cu los elementos que presentan valores anómalos, mientras que en la segunda son Mn, Cr, Co, Ni y Zn en los que ocurre dicha característica. En la Figura 7.24 se presentan las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas con sus valores anómalos.

Figura 7.24 Valores anómalos de metales pesados solubles en agua en los sedimentos y su relación con las subcuencas



En los sedimentos, para los metales pesados extraíbles con EDTA, la frecuencia de anomalías se resume en las subcuencas Verde01 y Quejigos. En la subcuenca Verde01 aparecen Cr, Ni y Co con valores anómalos, mientras que en la de Quejigos son Mn y Cr los que presentan anomalías, con la particularidad de ser valores de mínima concentración. En la Figura 7.25 se presentan las cajas de distribución de los distintos metales en las subcuencas señalándose los valores anómalos correspondientes.

Figura 7.25 Valores anómalos de metales pesados extraídos con EDTA en los sedimentos y su relación con las subcuencas



A pesar de la aparición de concentraciones de valores anómalos, en las diferentes unidades territoriales de análisis, tanto en los suelos como en los sedimentos, todas las muestras han sido utilizadas para el análisis estadístico, debido a que precisamente esa variabilidad es la que se quiere conocer.

Con respecto a los suelos, y al considerar las subcuencas como unidad territorial de análisis, las del Hoyo del Bote, Molinos y Montero resumen todos los valores anómalos para los metales pesados totales, solubles en agua y los extraídos con EDTA. En el caso de los solubles en agua, el Cr y Mn son los que presentan mayor cantidad de valores anómalos, y en los extraídos con EDTA el Ni y Cr son los que predominan como anomalías. Al considerar la litología como unidad territorial de análisis, se obtiene que las rocas metamórficas y las peridotitas resumen el total de valores anómalos en las fracciones de metales estudiadas (Tabla 7.10).

Tabla 7.10 Valores anómalos para los metales pesados totales (T) solubles en agua (S) y extraídos con EDTA (E) en los suelos.

Muestras*	SUBCUENCAS			LITOLOGÍA	
	Hoyo del Bote	Molinos	Montero	Rocas metamórficas	Rocas Peridotitas
Cañas 01					S: Cu, Zn
Castillejo 02				S: Mn, Cr, Co, Ni E: Cr, Co	
Hoyo del Bote 01	T: Ni S: Ni				
Hoyo del Bote 02	E: Ni			E: Cr, Co, Ni	
Hoyo del Bote 05					S: As
Hoyo del Bote 06		E: Cr		T: Cr, Co, Ni y As E: Mn	
Molinos 01		E: Co, Ni			
Molinos 02		T: Cr S: Cr	T: Cr y As		
Molinos 03		T: Mn S: Mn E: Ni			
Molinos 05		T: Zn S: Zn E: Ni			
Montero 01				E: Co, Cu y Zn	
Montero 02				S: Cr E: Cr	
Montero 04				T: Mn y Cu S: Mn y Cu E: Cr y Ni	
Real 01	T: As S: As				S: As E: As

*Solo se presentan aquellas muestras en las que aparecen valores anómalos.

En relación a los sedimentos, si estimamos las subcuencas como unidad territorial de análisis, encontramos que Verde01 y Quejigos son en las que se encuentran la mayor parte de valores anómalos en las dos fracciones. En el caso de los solubles en agua, Mn y Ni son los que presentan mayor cantidad de valores anómalos, mientras que, en los extraídos con EDTA, el Cr es el que aporta la mayor parte de las anomalías (Tabla 7.11). Tanto en suelos como en sedimentos, Mn, Cr, Co y Ni son los metales pesados que presentan mayor cantidad de valores anómalos, tanto en las subcuencas como en las unidades litológicas.

Tabla 7.11 Valores anómalos para los metales pesados solubles en agua (S) y extraídos con EDTA (E) en los sedimentos

Muestras*	SUBCUENCAS*	
	Verde 01	Quejigos
Cañas 11		S: Mn, Cr, Co, Ni
Parra 12		S: Zn
Quejigos 13		E: Mn, Cr
Verde 02	E: Cr, Ni	E: Cr
Verde 04	S: Co, Ni	E: Co
Verde 08	S: Cu	
Verde 10	S: Cu, Pb	

* Solo se presentan aquellas muestras en las que aparecen valores anómalos.

7.4 Correlaciones y Regresiones Lineales

El estudio de las correlaciones entre los valores experimentales de los parámetros de los sitios muestreados, puede mostrar datos sobre el origen o comportamiento de los metales pesados en la zona de estudio. Se presentan las tablas resumen sólo cuando existe una correlación significativa al 99%.

En los suelos, para las concentraciones de metales pesados totales, existe correlación significativa ($p < 0,01$), en dos grupos claramente diferenciados. El primer grupo está formado por Mn-Cr-Co-Ni y el segundo Cu-Zn-As-Pb (Tabla 7.12).

Tabla 7.12 Correlaciones entre los metales pesados totales en los suelos

	Mn	Cr	Co	Cu	Zn	As
Cr	0,797(**)					
Co	0,900(**)	0,948(**)				
Ni	0,889(**)	0,940(**)	0,994(**)			
Zn				0,922(**)		
As				0,788(**)	0,748(**)	
Pb				0,886(**)	0,880(**)	0,907(**)

(**) La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

A partir de las correlaciones significativas se han determinado las ecuaciones de regresión para cada metal, y se presentan solamente aquellas ecuaciones de regresión donde R^2 es superior a 0,90.

En el caso del Cr, existe una relación positiva con el Co y negativa con el Mn, siendo el Co el que produce un mayor efecto en la variación del Cr (más de 24 veces en comparación con el Mn).

$$Cr = 38,554 + 29,714(Co) + (-1,212)(Mn) \quad R^2 = 0,916 \quad [7.1]$$

El Co, por su parte presenta una relación positiva proporcional con Mn, Cr y Ni, en la que, el Ni es el que tiene mayor efecto sobre la variación de Co, con un factor de regresión que supera en 2 veces al Mn y en 6 al Cr.

$$Co = 3,077 + 0,018(Mn) + 0,007(Cr) + 0,042(Ni) \quad R^2 = 0,991 \quad [7.2]$$

El Ni tiene una relación negativa con el Mn y positiva con el Co; siendo éste último el que más aporta a su variación, con un factor de regresión de 219 veces superior al del Mn.

$$Ni = -131,496 + (-0,081)(Mn) + 17,804(Co) \quad R^2 = 0,987 \quad [7.3]$$

En el segundo grupo de metales las correlaciones no cumplen con los requisitos establecidos anteriormente, y por lo tanto no se exponen las ecuaciones de regresión.

En los suelos, para las concentraciones de metales pesados solubles en agua, existe correlación significativa ($p < 0,01$) entre Mn-Cr-Co los que conforman un solo grupo, tal como aparece en la Tabla 7.13.

Tabla 7.13 Correlaciones entre metales pesados solubles presentes en los los suelos

	Mn	Cr
Cr	0,558(**)	
Co	0,710(**)	0,952(**)

(**) La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

El Cr presenta una relación positiva con el Co. El Cr aumenta 9,2 unidades por cada unidad que se incrementa el Co.

$$Cr = -0,007 + 9,203(Co) \quad R^2 = 0,906 \quad [7.4]$$

Por su parte el Co tiene relación positiva con Cr y Mn, donde el primero tiene un factor de regresión cinco veces superior al del segundo.

$$Co = 0,000023 + 0,087 (Cr) + 0,016(Mn) \quad R^2 = 0,92 \quad [7.5]$$

Para las concentraciones de metales pesados extraídos con EDTA en suelos, las correlaciones existentes se diferencian en dos grupos claramente definidos. La Tabla 7.14 resume las correlaciones significativas positivas que caracterizan al primer grupo ($p < 0,01$) entre Cr-Co-Ni, y el segundo por Cu-As-Pb-Zn.

Tabla 7.14 Correlaciones entre metales pesados extraídos con EDTA en los suelos

	Cr	Co	Cu	Zn	As
Co	0,896(**)				
Ni	0,915(**)	0,988(**)			
Zn			0,796(**)		
As			0,531(**)	0,545(**)	
Pb			0,704(**)	0,955(**)	0,573(**)

(**) La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

El Co se relaciona positivamente con el Ni, que se expresa en la siguiente ecuación de regresión.

$$Co = 0,354 + 0,309(Ni) \quad R^2 = 0,977 \quad [7.6]$$

Mientras que el Ni se relaciona con el Cr y el Co, según la siguiente ecuación de regresión.

$$Ni = -5,301 + 62,135(Cr) + 2,727(Co) \quad R^2 = 0,981 \quad [7.7]$$

En el segundo grupo, mencionado anteriormente, solamente el Zn con respecto al Pb cumple con los requisitos de establecimiento de la regresión.

$$Zn = 0,476 + 0,432(Pb) \quad R^2 = 0,912 \quad [7.8]$$

En lo que respecta a los metales pesados totales contenidos en los sedimentos, en la Tabla 7.15 se observa la existencia de correlaciones significativas ($p < 0,01$) entre Cr-Co-Ni

Tabla 7.15 Correlaciones entre metales pesados totales en los sedimentos

	Cr	Ni	Cu
Cr			
Co	0,989(**)		
Ni	0,992(**)		
Zn	-0,436(**)	-0,449(**)	
As	-0,467(**)	-0,469(**)	0,686(**)

(**) La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

El Cr presenta relaciones positivas con Co y Ni, siendo el primero el que mayor efecto produce, como se aprecia en la siguiente ecuación.

$$Cr = 8,059 + 2,988(Co) + 0,380(Ni) \quad R^2 = 0,987 \quad [7.9]$$

El Co, a su vez presenta una relación positiva con el Ni la cual se expresa en la siguiente ecuación.

$$Co = 10,38 + 0,057(Ni) \quad R^2 = 0,981 \quad [7.10]$$

En los metales solubles en agua presentes en los sedimentos, se encuentran correlaciones significativas ($p < 0,01$) entre Mn-Cr-Co-Ni; y As-Cu (Tabla 7.16).

Tabla 7.16 Correlaciones entre metales pesados solubles en agua presentes en los Sedimentos

	Mn	Cr	Co	Cu
Cr	0,889(**)			
Co	0,935(**)	0,944(**)		
Ni	0,895(**)	0,989(**)	0,971(**)	
As				0,632(**)

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

El Mn presenta relaciones positivas con el Cr y Co, e inverso con el Ni. De ellos el Co es el que produce mayor efecto sobre la variación de Mn, la cual se expresa en la siguiente ecuación:

$$Mn = 2,161 + 1,778(Cr) + 14,985(Co) + (-1,020)(Ni) \quad R^2 = 0,905 \quad [7.11]$$

El Co por su parte, se relaciona positivamente con el Ni y Mn, y negativamente con el Cr, lo que se expresa con la ecuación:

$$Co = -0,050 + 0,081(Ni) + 0,035(Mn) + (-0,112)(Cr) \quad R^2 = 0,979 \quad [7.12]$$

El Cr está relacionado de manera positiva con el Ni, y negativa con el Co, dichas relaciones se expresan por la ecuación:

$$Cr = -0,146 + (-2,084)(Co) + (0,507)(Ni) \quad R^2 = 0,983 \quad [7.13]$$

En los sedimentos, la extracción con EDTA, muestra correlaciones significativas ($p < 0,01$) entre Mn-Cr-Ni-Co (Tabla 7.17).

Tabla 7.17 Correlaciones entre Metales Pesados Solubles en agua presentes en los Sedimentos

	Mn	Cr	Co
Cr	0,444(**)		
Ni	0,359(**)	0,539(**)	0,947(**)
Cu	0,439(**)		

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

La ecuación de regresión entre estos elementos es la siguiente:

$$Ni = 2,662 + (-0,004)(Mn) + 14,443(Cr) + 2,667(Co) \quad R^2 = 0,941 \quad [7.14]$$

Tabla 7.18 Resumen relaciones de Regresión Lineal. Metales Pesados

	Positiva	Negativa
MPT Suelos		
Cr	Co	Mn
Co	Mn, Cr y Ni	
Ni	Co	Mn
MPS Suelos		
Cr	Co	
Co	Cr, Mn y Ni	
MPE Suelos		
Co	Ni	
Ni	Cr y Co	
Zn	Pb	
MPT Sedimentos		
Cr	Co y Ni	
Co	Ni	
Ni	Cr y Co	
MPS Sedimentos		
Mn	Cr y Co	Ni
Cr	Ni	Co
Co	Ni y Mn	Cr
MPE Sedimentos		
Ni	Cr y Co	Mn

(MPT)= Metales Pesados Totales (MPS)= Metales Pesados Solubles en agua (MPE)= Metales Pesados extraídos con EDTA

En función del análisis anterior, se puede resumir, que tanto en suelos como en sedimentos, existe correlación entre el Mn, Cr, Co y Ni en cualquiera de las formas estudiadas (total, soluble en agua y extraíble con EDTA).

7.5 Análisis de Componentes Principales ACP

El Análisis de Componentes Principales (ACP), es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir que ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales o factores son una combinación lineal de las variables originales, y además son independientes entre sí. Un aspecto clave en el ACP es la interpretación de los componentes, ya que ésta no viene dada a priori, sino que será deducida tras observar la relación de los factores con las variables iniciales (habrá que estudiar tanto el signo como la magnitud de las correlaciones).

En este análisis se parte de la información relacionada con el análisis de la matriz de correlaciones significativas ($p < 0,01$) que se ha realizado anteriormente. El estudio de las correlaciones nos indica que un análisis de componentes principales tiene sentido en este caso, ya que solamente en ciertas variables existen altas correlaciones significativas, esto es indicativo de que hay información redundante, y por tanto, pocos factores explicarán gran parte de la variabilidad total.

La elección de los componentes se hace de tal forma que el primero recoja la mayor proporción posible de la variabilidad original; el segundo factor debe recoger la máxima variabilidad posible no recogida por el primero, y así sucesivamente. Del total de factores se eligen aquéllos que recojan el porcentaje de variabilidad considerando solo aquellos componentes que tengan un autovalor mayor a 1. Posteriormente se presenta un gráfico de sedimentación donde aparecen solamente los componentes que tenga autovalores mayores que 1.

Finalmente se presenta el análisis de la matriz de componentes, cada elemento de ésta representa las correlaciones entre los componentes principales y las variables.

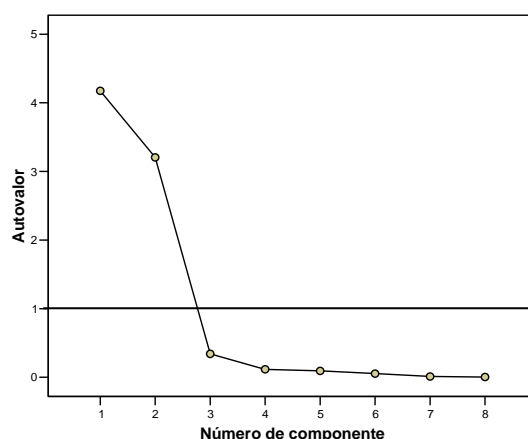
La Tabla 7.19 presenta el ACP correspondiente a los metales pesados totales en suelos. En ella se resume el porcentaje de la varianza total explicada por cada uno de los componentes, así como el porcentaje de varianza acumulada.

Tabla 7.19 ACP Metales pesados totales en los suelos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	4,17	52,17	52,17	3,80	47,57	47,57
2	3,20	40,06	92,23	3,57	44,65	92,23

La tabla anterior indica que los primeros dos componentes explican el 92,23% de la varianza; de éstos, el primer componente explica el 52,17% de la variación, mientras que el segundo contribuye con 40,06%. Los dos primeros componentes tienen valores mayores que uno por ello serán los componentes seleccionados. El gráfico de sedimentación corrobora lo antes expuesto, indicando que son dos el número de componentes a seleccionar.

Gráfico de sedimentación



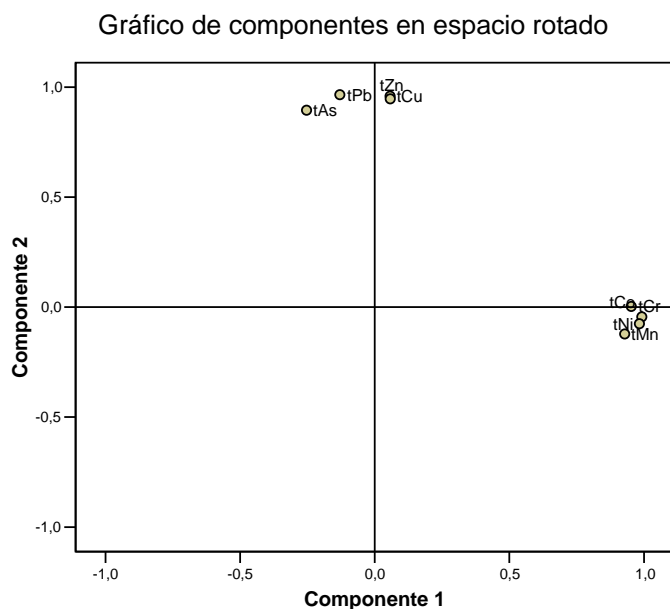
Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables (Tabla 7.20).

Tabla 7.20 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes	
	1	2
Mn	0,928	-0,122
Cr	0,953	0,003
Co	0,992	-0,044
Ni	0,983	-0,075
Cu	0,057	0,959
Zn	0,058	0,947
As	-0,253	0,895
Pb	-0,130	0,966

Normalización Varimax con Kaiser

CP1: Se relaciona con Mn, Cr, Co y Ni, diferenciándose claramente del segundo componente. Los valores de correlación positiva de estos metales, cercanos a la unidad marcan una clara independencia con respecto al resto de las variables. **CP2:** Se relaciona con Cu, Zn, As y Pb, presentando todos ellos correlaciones positivas, con valores próximos a la unidad lo que indica que también son independientes en el aporte a la varianza. El siguiente gráfico de componentes rotados esquematiza lo expresado anteriormente.

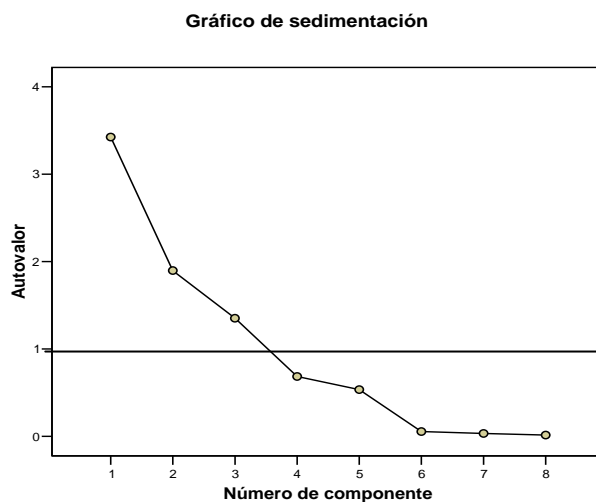


La Tabla 7.21 presenta el ACP correspondiente a la concentración de los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos. En ella se resume el porcentaje de la varianza total explicada por cada uno de los componentes, así como el porcentaje de varianza acumulada.

Tabla 7.21 ACP Metales pesados solubles en agua presentes en los suelos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	3,42	42,82	42,82	3,39	42,47	42,47
2	1,89	23,71	66,53	1,82	22,79	65,27
3	1,35	16,89	83,42	1,45	18,15	83,42

Tal como se observa en la tabla anterior, los primeros tres componentes explican el 83,42% de la varianza. De estos tres, el primer componente explica el 42,82% de la variación, mientras que el tercero aporta el 16,89%. Para completar lo anterior, se presenta a continuación el gráfico de sedimentación, donde se puede ver que son tres los componentes a seleccionar.



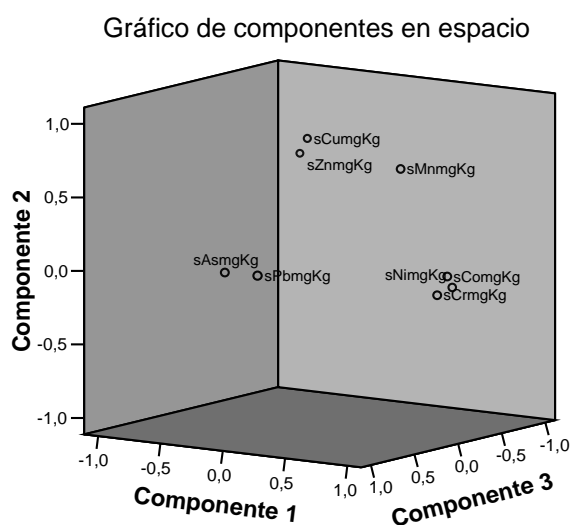
Las variables asociadas a los tres componentes principales se pueden ver en la Tabla 7.22.

Tabla 7.22 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes		
	1	2	3
Cr	0,976	-0,108	0,047
Co	0,990	0,006	-0,050
Ni	0,978	-0,080	-0,124
Mn	0,667	0,716	0,024
Cu	-0,041	0,861	0,083
Zn	-0,148	0,740	0,016
As	-0,181	0,041	0,828
Pb	0,103	0,054	0,860

Normalización Varimax con Kaiser

CP1: Se relaciona con el Cr, Co y Ni, con valores de correlación positiva próximos a la unidad, lo que demuestra su independencia con respecto al resto de las variables. **CP2:** Se relaciona con el Mn, Cu, Zn con aportes similares a la varianza. Por último As y Pb conforman el **CP3**. Las variables de dichos componentes pueden apreciarse en el siguiente gráfico:

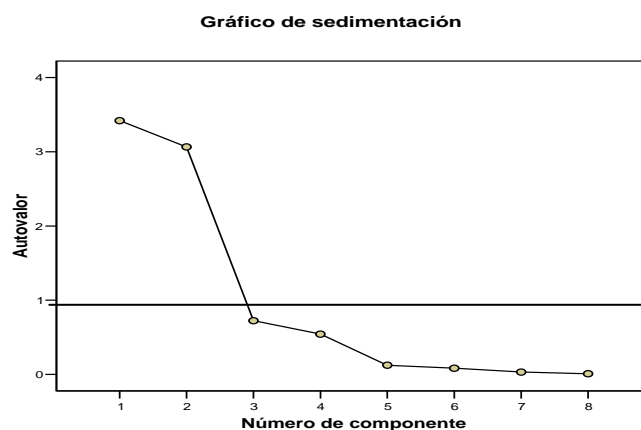


El ACP correspondiente a la concentración de los metales pesados extraíbles con EDTA se muestra en la Tabla 7.23. En ella se puede observar que los dos primeros componentes explican el 81,04% de la varianza; correspondiendo al primero el 42,73% y al segundo el 38,31%.

Tabla 7.23 ACP Metales pesados extraídos con EDTA en los suelos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%
		varianza	acumulado		varianza	acumulado
1	3,41	42,73	42,73	3,37	42,22	42,22
2	3,06	38,31	81,04	3,10	38,82	81,04

El gráfico de sedimentación que se presenta a continuación indica que son dos el número de componentes a seleccionar, ya que presentan autovalores mayores que uno.



El primer componente principal está vinculado con el Mn, Cr, Co y Ni; los valores de correlación cercanos a la unidad indican una marcada independencia de estos metales con respecto a las demás variables (exceptuando al Mn). El **CP2** se relaciona con Cu, As, Zn y Pb, donde los dos últimos presentan los mayores valores de correlación lo que sugiere cierta independencia en relación al resto de las variables (Tabla 7.24).

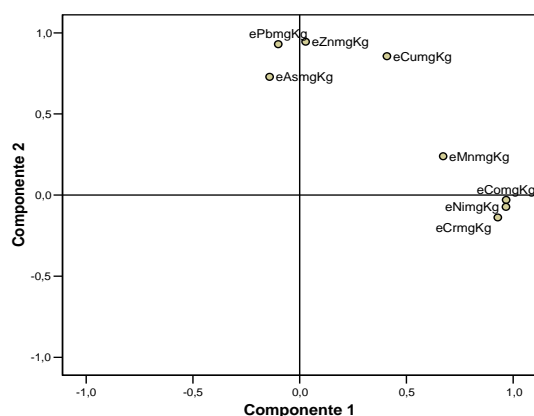
Tabla 7.24 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes	
	1	2
Mn	0,672	0,239
Cr	0,927	-0,138
Co	0,967	-0,030
Ni	0,966	-0,073
Cu	0,409	0,856
Zn	0,028	0,945
As	-0,141	0,729
Pb	-0,101	0,930

Normalización Varimax con Kaiser

La distribución espacial de los componentes y sus variables se exponen a continuación en el siguiente gráfico:

Gráfico de componentes en espacio rotado

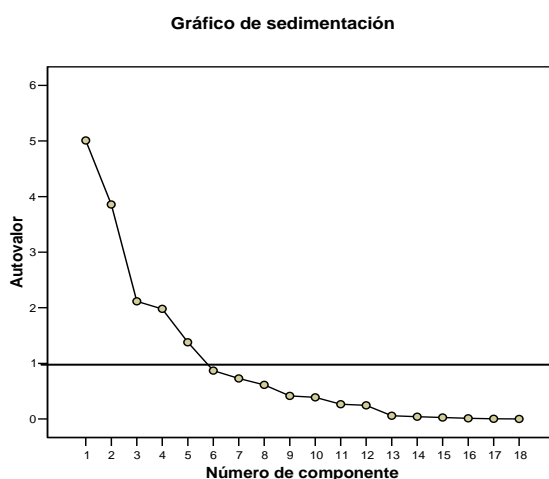


La Tabla 7.25 presenta el ACP correspondiente a los metales pesados totales en suelos y las características edáficas de los mismos. En ella se expone el porcentaje de la varianza total explicada por cada uno de los componentes, así como el porcentaje de varianza acumulada. La tabla anterior indica que los primeros cinco componentes explican el 79,67% de la varianza. De éstos, el primer componente explica el 27,82% de la variación, mientras que el quinto contribuye con 10,99%.

Tabla 7.25 ACP metales pesados totales y las características edafológicas

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	5,00	27,82	27,82	4,55	25,32	25,32
2	3,85	21,42	49,24	3,59	19,94	45,26
3	2,11	11,76	61,01	2,56	14,23	59,50
4	1,97	10,99	72,00	2,16	12,00	71,50
5	1,38	7,66	79,67	1,46	8,16	79,67

El gráfico de sedimentación indica que son cinco el número de componentes a seleccionar, los cuales tienen un autovalor mayor de uno.



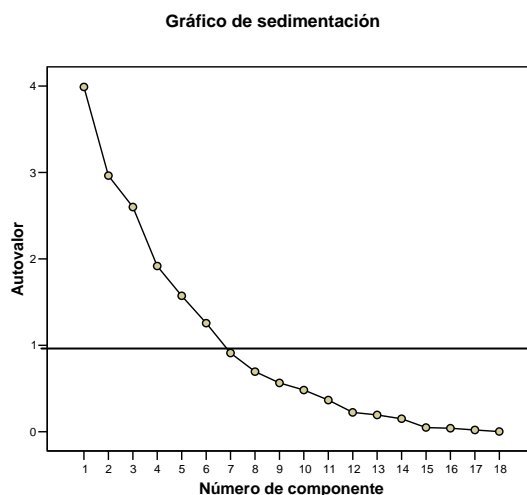
El primer componente principal se relaciona con Mn, Cr, Co y Ni con valores de correlación cercanos a 1, lo que sugiere una marcada independencia con respecto a la Arcilla y Mg^{++} . El segundo, que explica un 21,42% de la varianza, se corresponde con Cu, Zn, Pb y As, donde éste último presenta el menor valor de correlación. El tercero está influenciado principalmente por el ión Ca^{++} y la CIC total, mientras que el cuarto que se asocia de forma positiva con la MO y el K^+ de cambio y negativa con el pH, explica el 10,99% de la varianza. Por último, el quinto presenta una relación positiva con el Na^+ de cambio (Tabla 7.26).

El ACP correspondiente a la concentración de los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y las características edáficas se expone en la Tabla 7.27.

Tabla 7.27 ACP Metales pesados solubles en agua y las características edafológicas

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%
		varianza	acumulado		varianza	acumulado
1	3,99	22,16	22,16	3,48	19,33	19,33
2	2,96	16,46	38,63	2,61	14,50	33,84
3	2,60	14,44	53,07	2,58	14,34	48,18
4	1,91	10,65	63,73	2,05	11,40	59,58
5	1,57	8,73	72,46	2,00	11,13	70,71
6	1,25	6,98	79,44	1,57	8,73	79,44

De la tabla anterior se deduce que los primeros seis componentes explican el 79,44% de la varianza. De éstos, el primer componente explica el 22,16% de la variación, mientras que el sexto contribuye con un 6,98%. La selección del número de componentes se expresa en el siguiente gráfico:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables (Tabla 7.28). Así, el **CP1**: Aparece integrado por Cr, Co y Ni, con un valor de coeficiente cercano a la unidad, lo que sugiere la independencia de éstos en el aporte a la varianza. **CP2**: Lo conforman los metales pesados Mn, Cu y Zn, y el Na⁺. El mayor peso de la varianza se debe al Cu,

mientras que el Zn es el que menos contribuye. **CP3:** Está relacionado con el pH, CaCO₃, Conductividad Eléctrica (CE) y Ca⁺⁺. **CP4:** Se relaciona con la Materia Orgánica (MO) y el K⁺. **CP5:** El As y Pb se relacionan positivamente, mientras que la CIC lo hace de forma negativa. Por último el **CP6:** Está influenciado por la Arcilla y el Mg⁺⁺.

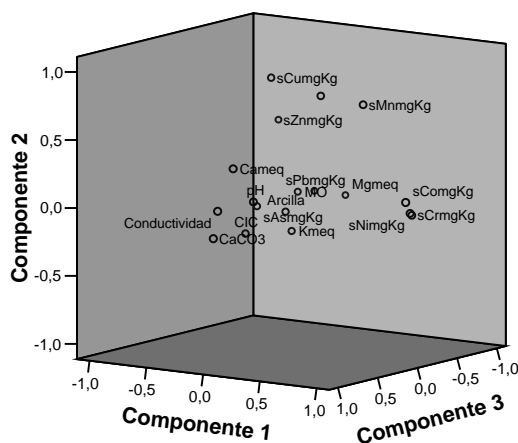
Tabla 7.28 Matriz de componentes rotados

Variables ²	Componentes					
	1	2	3	4	5	6
Cr	0,969	-0,024	-0,132	0,009	0,027	0,051
Co	0,987	0,088	-0,030	0,008	-0,005	0,055
Ni	0,976	-0,004	-0,100	0,033	-0,077	0,094
Mn	0,594	0,763	-0,055	0,035	0,078	-0,008
Cu	-0,111	0,913	0,095	-0,057	0,065	-0,050
Zn	-0,237	0,552	-0,177	0,202	0,243	0,189
Na ⁺	0,275	0,807	0,022	-0,351	-0,160	-0,130
pH	0,071	0,087	0,579	-0,398	0,324	0,323
CaCO ₃	-0,126	-0,171	0,802	0,112	0,099	0,025
CE	-0,106	0,028	0,775	-0,151	-0,214	-0,097
Ca ⁺⁺	-0,045	0,331	0,668	0,355	-0,331	-0,024
MO	0,021	0,066	-0,051	0,848	-0,022	0,178
K ⁺	0,070	-0,196	0,097	0,851	-0,203	-0,102
As	-0,164	-0,024	0,198	-0,106	0,812	-0,108
Pb	0,072	0,058	-0,187	-0,023	0,701	-0,225
CIC	-0,109	-0,186	0,422	0,320	-0,582	-0,040
Arcilla	0,066	-0,045	0,167	0,074	-0,123	0,870
Mg ⁺⁺	0,169	0,001	-0,439	-0,001	-0,294	0,724

Normalización Varimax con Kaiser

Las variables de dichos componentes se exponen en el siguiente gráfico:

Gráfico de componentes en espacio rotado



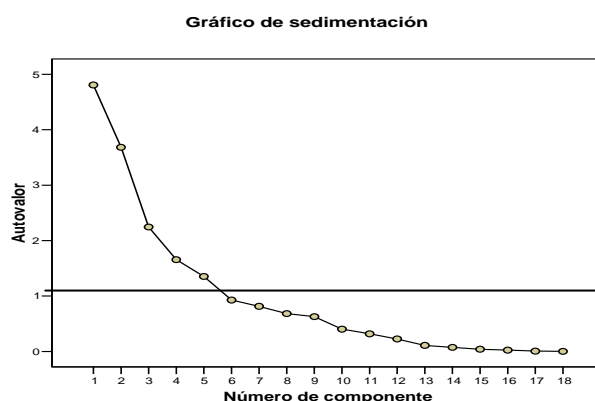
² Metales pesados en mg.kg⁻¹, MO y CaCO₃ en %; Conductividad dSm⁻¹; Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺ y CIC en cmol_c.kg⁻¹

La Tabla 7.29 resume el ACP correspondiente a los metales pesados extraídos con EDTA presentes en los suelos y las características edáficas de los mismos. En ella se encuentra que los primeros cinco componentes explican el 76,36% de la varianza. De éstos, el primer componente explica el 26,70% de la variación, mientras que el quinto contribuye con un 7,52%.

Tabla 7.29 ACP Metales pesados extraídos con EDTA y las características edafológicas

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	4,80	26,70	26,70	4,47	24,87	24,87
2	3,68	20,45	47,16	3,17	17,66	42,53
3	2,24	12,47	59,63	2,46	13,71	56,24
4	1,65	9,20	68,84	1,92	10,70	66,94
5	1,35	7,52	76,36	1,69	9,41	76,36

El gráfico de sedimentación corrobora lo antes expuesto, indicando que son seis el número de componentes a seleccionar.



La Tabla 7.30 recoge los componentes y sus variables asociadas. Así, el primer componente se correlaciona con los metales pesados Cr, Co, Ni, Mn; y con la MO, Arcilla y Mg^{++} . Cr, Co y Ni muestran valores de correlación cercanos a la unidad, lo que indica su independencia en el aporte al valor de la varianza. **CP2:** Está relacionado con Cu, Zn, As y Pb destacando los valores de correlación cercanos a la unidad de Zn y Pb. **CP3:** Está relacionado con las características edafológicas, incluye K^+ , CIC y Ca^{++} . **CP4 y CP5:** El primero está correlacionado

positivamente con el pH, carbonatos y conductividad eléctrica; y el segundo negativamente con el Na⁺.

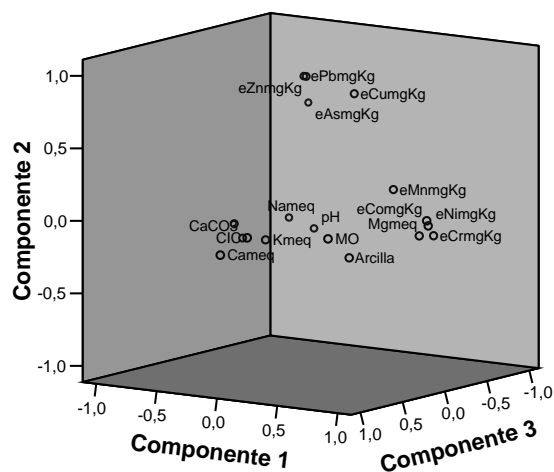
Tabla 7.30 Matriz de componentes rotados

Variables ³	Componentes				
	1	2	3	4	5
Mn	0,638	0,223	-0,067	-0,232	-0,406
Cr	0,907	-0,082	-0,159	-0,053	0,252
Co	0,935	0,042	-0,037	-0,063	0,144
Ni	0,927	0,001	-0,067	-0,063	0,191
MO	0,454	-0,062	0,445	-0,418	0,341
Arcilla	0,513	-0,211	0,278	0,297	-0,091
Mg ⁺⁺	0,828	-0,083	-0,102	-0,094	-0,200
Cu	0,343	0,859	-0,026	-0,194	-0,114
Zn	-0,011	0,952	0,038	-0,083	-0,017
As	-0,210	0,707	-0,271	0,038	0,069
Pb	-0,133	0,920	-0,106	0,015	-0,007
K ⁺	-0,019	-0,108	0,507	-0,489	0,531
CIC	-0,003	-0,057	0,749	-0,005	0,177
Ca ⁺⁺	-0,139	-0,173	0,873	0,062	-0,235
pH	0,002	-0,105	-0,035	0,851	-0,051
CaCO ₃	-0,252	-0,127	0,447	0,543	0,401
CE	-0,265	-0,018	0,527	0,531	-0,020
Na ⁺	-0,157	-0,036	0,032	0,029	-0,834

Normalización Varimax con Kaiser

Con el fin de representar lo expresado anteriormente, se presenta el gráfico siguiente:

Gráfico de componentes en espacio rotado



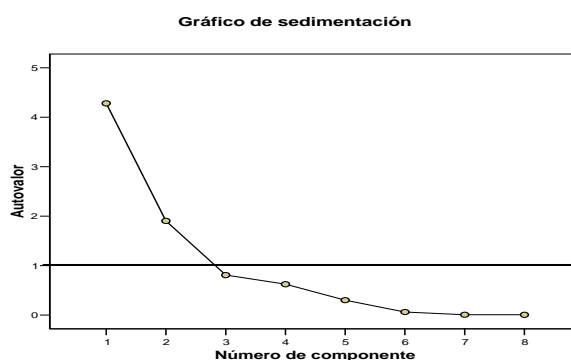
³ Metales pesados en mg.kg⁻¹, MO y CaCO₃ en %; Conductividad dSm⁻¹; Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺ y CIC en cmolc.kg⁻¹

El Análisis de Componentes Principales correspondiente a los metales pesados totales en sedimentos se muestra en la Tabla 7.31, en la que se puede observar que los primeros dos componentes explican el 77,32% de la varianza. De ellos, el primer componente explica el 53,51% de la variación y el segundo el 23,81%.

Tabla 7.31 ACP Metales pesados totales en los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	4,28	53,51	53,51	4,02	50,27	50,27
2	1,90	23,81	77,32	2,16	27,05	77,32

Para corroborar el número de componentes seleccionados, se presenta el siguiente gráfico de sedimentación:



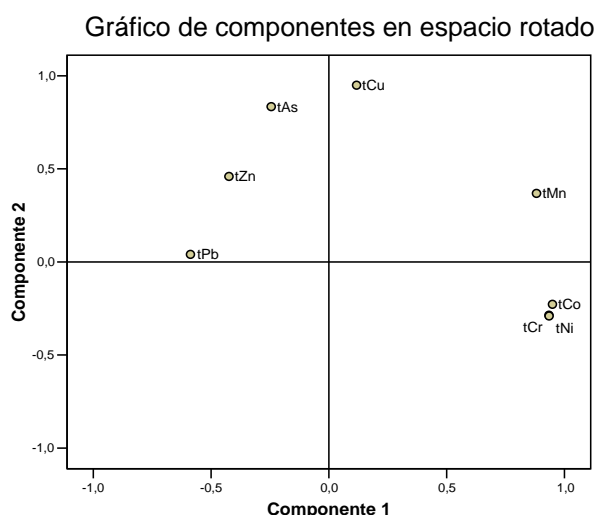
De esta forma, el **CP1**: Se relaciona positivamente con Mn, Cr, Co y Ni y negativamente con Pb. Los valores de correlación cercanos a la unidad (excepto el Pb) son indicativos del aporte a la varianza de este componente. El segundo componente incrementa la explicación de la varianza hasta el 72,32% y se correlaciona con Cu, Zn y As, siendo el Cu el que presenta mayor valor de correlación y por lo tanto el que más aporta a la varianza (Tabla 7.32).

Tabla 7.32 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes	
	1	2
Mn	0,881	0,369
Cr	0,934	-0,286
Co	0,949	-0,228
Ni	0,935	-0,291
Pb	-0,587	0,040
Cu	0,117	0,950
Zn	-0,424	0,459
As	-0,245	0,834

Normalización Varimax con Kaiser

Con el fin de conocer la distribución espacial de las variables asociadas a los componentes, se presenta el siguiente gráfico:

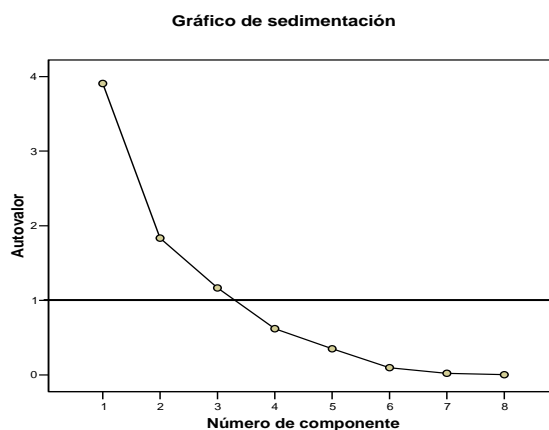


Con respecto a los metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos, la Tabla 7.33 presenta el resumen del ACP correspondiente, en la que se puede observar que los primeros tres componentes explican el 86,33% de la varianza; de éstos, el primer componente explica el 48,83% de la variación, mientras que el tercero contribuye con un 14,57%

Tabla 7.33 ACP Metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	3,90	48,83	48,83	3,86	48,32	48,32
2	1,83	22,93	71,76	1,64	20,58	68,91
3	1,16	14,57	86,33	1,39	17,42	86,33

Los tres componentes seleccionados se reflejan en el siguiente gráfico de sedimentación:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. De esta manera, el primer componente está compuesto por el Mn, Cr, Co y Ni, que presentan valores de correlación cercanos a la unidad y por consiguiente mayor aporte a la varianza. **CP2:** Lo conforman As y Cu, siendo el primero el que presenta mayor aporte a la varianza dentro de este componente. **CP3:** Se relaciona con Zn y Pb, con valores de aportes a la varianza similares (Tabla 7.34).

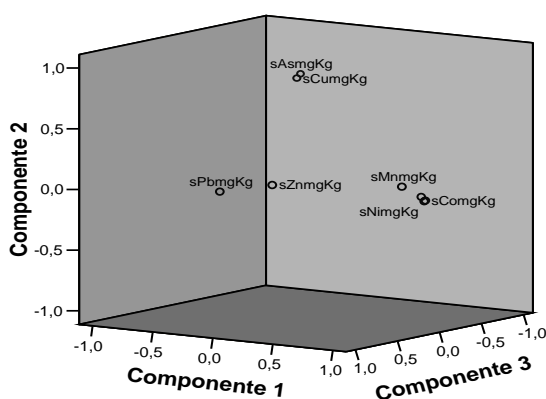
Tabla 7.34 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes		
	1	2	3
Mn	0,935	0,097	0,196
Cr	0,979	-0,006	0,028
Co	0,988	-0,041	-0,007
Ni	0,991	-0,044	0,011
Cu	0,018	0,890	0,136
As	-0,023	0,908	0,034
Zn	0,253	0,124	0,764
Pb	-0,112	0,048	0,867

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser

La distribución de las variables se presenta en el siguiente gráfico de componentes rotados:

Gráfico de componentes en espacio rotado

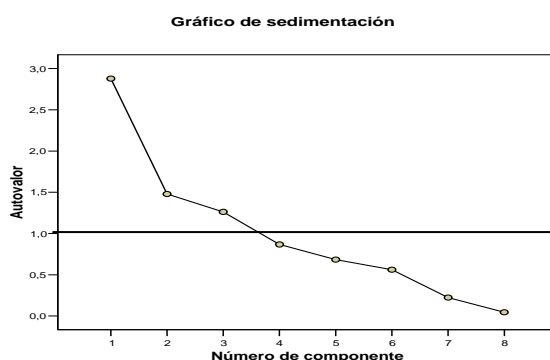


En relación a los metales pesados extraídos con EDTA presentes en los sedimentos, la Tabla 7.35 resume el ACP respectivo. En la tabla se puede ver que los tres primeros componentes explican un total del 70,24% de la varianza. El primero de ellos aporta el 35,97%, mientras que el tercero 15,77%.

Tabla 7.35 ACP Metales pesados extraíbles con EDTA en los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	2,87	35,97	35,97	2,64	33,07	33,07
2	1,47	18,48	54,46	1,57	19,74	52,81
3	1,26	15,77	70,24	1,39	17,42	70,24

Con el fin de comprobar la selección de los tres componentes mencionados, se muestra el siguiente gráfico de sedimentación:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables. Así, el **CP1**: Se relaciona con Mn, Cr, Co y Ni, siendo los dos últimos los que presentan mayor aporte a la varianza. **CP2**: Se relaciona con Cu y As; el mayor aporte a la varianza corresponde al último mencionado. **CP3**: Presenta relación con Zn y Pb con valores similares en el aporte de la varianza (Tabla 7.36).

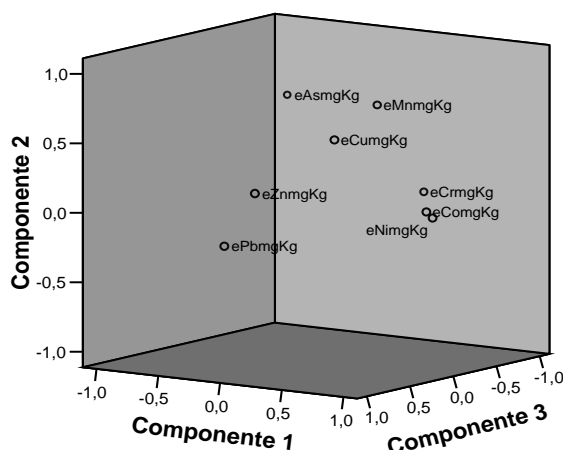
Tabla 7.36 Matriz de componentes rotados

Variables	Componentes		
	1	2	3
Mn	0,429	0,758	-0,094
Cr	0,708	0,141	-0,235
Co	0,915	0,055	0,033
Ni	0,950	0,012	0,011
Cu	0,362	0,557	0,306
As	-0,247	0,773	-0,019
Zn	0,020	0,199	0,737
Pb	-0,161	-0,185	0,832

Normalización Varimax con Kaiser

Con objeto de esquematizar la distribución de las variables, se expone el gráfico siguiente:

Gráfico de componentes en espacio rotado

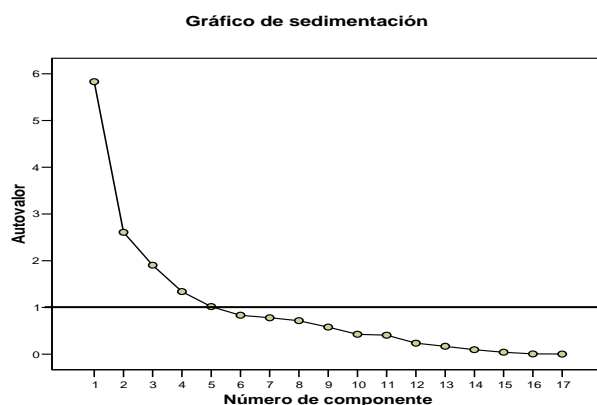


La Tabla 7.37 resume el ACP correspondiente a los metales pesados totales en sedimentos y las características físico-químicas de los mismos. En dicha tabla se indica que son cinco los componentes seleccionados los que explican el 74,72% de la varianza. El primer componente contribuye con un 34,29% de la varianza, mientras que el quinto componente presenta un valor de 5,99%.

Tabla 7.37 ACP Metales pesados totales y las características físico-químicas de los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	5,83	34,29	34,29	5,04	29,66	29,66
2	2,60	15,34	49,64	2,78	16,36	46,03
3	1,90	11,20	60,84	1,80	10,59	56,63
4	1,34	7,88	68,73	1,69	9,96	66,59
5	1,01	5,99	74,72	1,38	8,13	74,72

Para comprobar la selección de los cinco componentes se muestra el siguiente gráfico de sedimentación:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables. De esta forma, el **CP1**: Presenta relación con los metales pesados Mn, Cr, Co, Ni y con Mg^{++} ; y negativa con Zn, Pb, carbonatos y Ca^{++} . De todas las variables, el Cr y Co son los que muestran mayor aporte a la varianza de este componente. **CP2**: Tiene relación con Cu, As y Na^+ , con aportes a la varianza similares. **CP3**: Presenta relación con K^+ . **CP4**: Muestra relación con el pH y la CIC. Finalmente, el **CP5**: Está relacionado con la MO y la conductividad eléctrica (Tabla 7.38).

Tabla 7.38 Matriz de componentes rotados

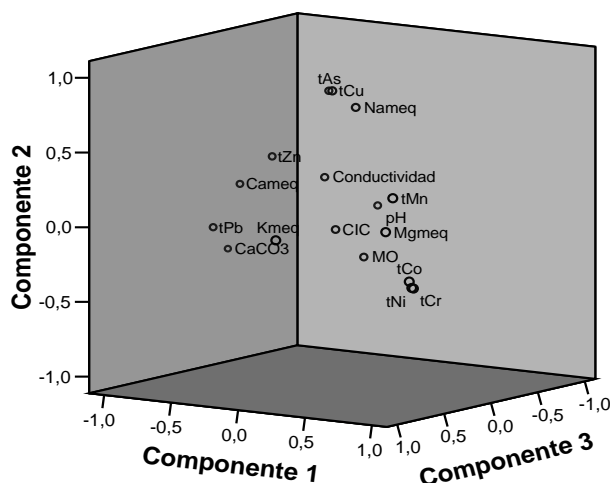
Variables ⁴	Componentes				
	1	2	3	4	5
Mn	0,672	0,274	0,420	-0,325	-0,086
Cr	0,784	-0,321	0,378	-0,253	-0,062
Co	0,779	-0,277	0,397	-0,285	-0,069
Ni	0,788	-0,327	0,366	-0,245	-0,078
Mg⁺⁺	0,637	0,048	0,446	0,259	0,072
Zn	-0,536	0,369	-0,019	-0,238	0,124
Pb	-0,811	-0,098	0,219	0,045	-0,121
CaCO₃	-0,856	-0,278	-0,003	-0,097	0,078
Ca⁺⁺	-0,738	0,172	0,037	-0,275	-0,044
Cu	0,023	0,886	0,138	-0,174	-0,021
As	-0,224	0,817	-0,177	-0,084	-0,056
Na⁺	0,101	0,764	0,000	0,386	0,047
K⁺	0,103	-0,002	0,856	-0,034	-0,128
pH	0,000	0,043	-0,379	0,581	-0,211
CIC	0,010	-0,050	0,086	0,767	0,122
CE	-0,186	0,257	-0,079	0,196	0,781
MO	0,127	-0,242	-0,049	-0,141	0,790

Normalización Varimax con Kaiser

⁴Metales pesados en $mg.kg^{-1}$, MO y $CaCO_3$ en %; Conductividad dSm^{-1} ; Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y CIC en $cmol_c.kg^{-1}$

Para conocer la expresión espacial de las variables, se presenta el siguiente gráfico de componentes rotados:

Gráfico de componentes en espacio rotado

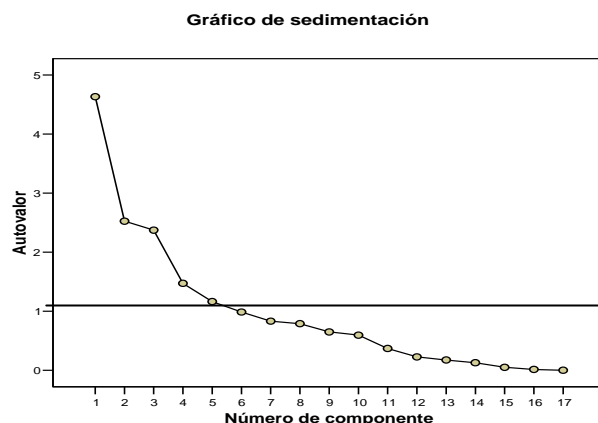


En el caso de los metales pesados solubles en agua contenidos en los sedimentos y las características físico-químicas de los mismos, su ACP se muestra en la Tabla 7.39, donde se puede observar que son cinco componentes seleccionados, que explican el 71,60% de la varianza. De dichos componentes, el primero explica el 27,26% de la variación, mientras que el quinto contribuye con el 6,84%.

Tabla 7.39 ACP Metales pesados solubles en agua y las características físico-químicas de los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%
		varianza	acumulado		varianza	acumulado
1	4,63	27,26	27,26	4,37	25,71	25,71
2	2,52	14,86	42,12	2,73	16,07	41,79
3	2,37	13,96	56,09	2,21	13,00	54,79
4	1,47	8,66	64,75	1,43	8,45	63,25
5	1,16	6,84	71,60	1,41	8,34	71,60

Para corroborar el número de componentes seleccionados se presenta el siguiente gráfico de sedimentación:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables (Tabla 7.40). Así, el **CP1**: Se relaciona positivamente con Mn, Cr, Co y Ni y negativamente con Ca^{++} . El valor de correlación cercano a la unidad de Mn, Cr y Ni indica el mayor aporte a la varianza en relación a las demás variables de este componente. **CP2**: Está conformado por Pb, carbonatos y Mg^{++} ; donde los dos primeros son los que más aportan a la varianza. **CP3**: Está relacionado con Cu, Zn, As y Na^+ , siendo el Cu el que presenta mayor aporte a la varianza. **CP4**: Se relaciona positivamente con la CIC y con el pH y negativamente con el K^+ . **CP5**: Está vinculado con la MO y la conductividad eléctrica.

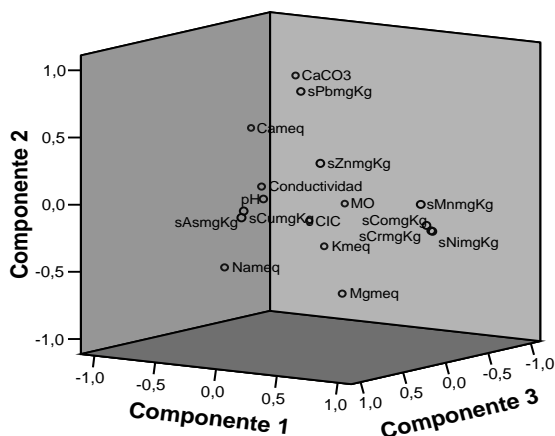
Tabla 7.40 Matriz de componentes rotados

Variables ⁵	Componentes				
	1	2	3	4	5
Mn	0,956	0,061	0,072	0,005	-0,085
Cr	0,945	-0,108	-0,010	-0,088	0,014
Co	0,962	-0,158	-0,058	-0,019	-0,061
Ni	0,959	-0,152	-0,047	-0,075	-0,004
Ca ⁺⁺	-0,492	0,473	-0,003	-0,307	-0,081
Pb	0,072	0,833	0,218	0,034	0,044
CaCO ₃	-0,207	0,875	-0,118	-0,060	0,110
Mg ⁺⁺	0,312	-0,668	0,074	-0,094	0,089
Cu	0,042	-0,015	0,873	0,078	0,205
Zn	0,364	0,355	0,405	-0,237	-0,043
As	-0,014	0,013	0,766	0,091	-0,198
Na ⁺	-0,361	-0,480	0,495	0,038	0,113
K ⁺	0,047	-0,367	-0,093	-0,589	-0,243
CIC	-0,035	-0,177	-0,032	0,725	0,021
pH	-0,048	0,059	0,486	0,606	-0,138
MO	0,106	-0,066	-0,250	0,035	0,767
CE	-0,223	0,102	0,258	0,061	0,786

Normalización Varimax con Kaiser

Con la finalidad de conocer la expresión espacial de las variables expresadas anteriormente, se presenta a continuación el siguiente gráfico:

Gráfico de componentes en espacio



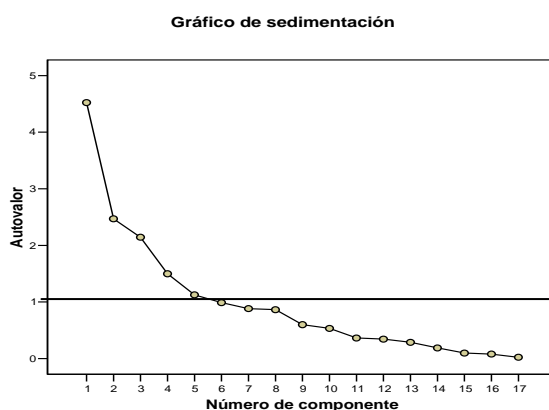
⁵ Metales pesados en mg.kg⁻¹, MO y CaCO₃ en %; Conductividad dSm⁻¹; Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺ y CIC en cmol_c.kg⁻¹

La Tabla 7.41 presenta el resumen de los ACP correspondiente a los metales pesados totales extraíbles con EDTA contenidos en los sedimentos y las características físico-químicas de los mismos. En ella se puede observar que son cinco los componentes que explican un total del 69,16% de la varianza. El primero de ellos aporta el 26,60%, mientras que el quinto aporta el 6,61%.

Tabla 7.41 ACP Metales pesados extraíbles con EDTA y las características físico-químicas de los sedimentos

Componentes	Autovalores iniciales			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%
		varianza	acumulado		varianza	acumulado
1	4,52	26,60	26,60	3,94	23,17	23,17
2	2,46	14,52	41,13	2,27	13,40	36,57
3	2,14	12,60	53,74	2,12	12,52	49,10
4	1,49	8,80	62,54	1,80	10,63	59,73
5	1,12	6,61	69,16	1,60	9,42	69,16

Con el fin de corroborar la selección de los cinco componentes, se muestra a continuación el gráfico de sedimentación:



Los componentes principales obtenidos pueden interpretarse a partir de las variables que llevan asociadas. La rotación de los ejes permite apreciar con mayor claridad esta asociación de variables (Tabla 7.42). De esta forma, el **CP1**: Se relaciona positivamente con Mn, Cr y Mg^{++} (siendo el Mn el que tiene menor influencia en la varianza), y negativamente con los carbonatos y el Ca^{++} . **CP2**: Se relaciona con Cu, As y Na^{++} , siendo el Na^{+} el mayor aportante a la varianza. **CP3**: Se relaciona positivamente con el Co, Ni y negativamente con el pH. **CP4**: Está

vinculado al Zn, Pb y MO. **CP5:** Se relaciona positivamente con la conductividad eléctrica y negativamente con el K⁺ y la CIC.

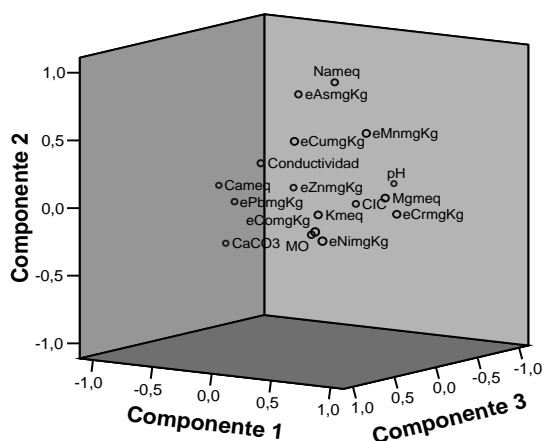
Tabla 7.42 Matriz de componentes rotados

Variables ⁶	Componentes				
	1	2	3	4	5
Mn	0,583	0,574	0,084	0,182	-0,122
Cr	0,778	-0,016	-0,005	0,123	-0,383
CaCO ₃	-0,703	-0,388	-0,062	0,287	0,052
Ca ⁺⁺	-0,761	0,035	-0,062	0,239	-0,277
Mg ⁺⁺	0,729	0,108	0,065	-0,051	-0,086
Cu	0,192	0,521	0,390	0,331	-0,163
As	-0,064	0,783	-0,024	-0,096	0,151
Na ⁺	0,121	0,865	-0,196	-0,041	0,071
Co	0,569	-0,069	0,679	0,153	0,014
Ni	0,625	-0,132	0,672	0,188	-0,022
pH	0,150	0,022	-0,868	0,114	0,169
Zn	-0,136	0,079	-0,067	0,769	-0,074
Pb	-0,557	-0,051	0,040	0,584	-0,041
MO	0,222	-0,191	0,228	0,625	0,381
CE	-0,226	0,289	0,198	0,271	0,680
K ⁺	0,325	-0,024	0,295	-0,005	-0,587
CIC	0,252	-0,030	-0,264	-0,170	0,557

Normalización Varimax con Kaiser

Con el fin de representar esquemáticamente las variables, se muestra el siguiente gráfico:

Gráfico de componentes en espacio rotado



⁶Metales pesados en mg.kg⁻¹, MO y CaCO₃ en %; Conductividad dSm⁻¹; Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺ y CIC en cmol_c.kg⁻¹

Tanto en suelos como en sedimentos, el primer componente está relacionado principalmente con el Cr, Co y Ni con valores de varianza explicada que oscilan desde el 22 al 52%. La constancia de aparición de estos metales sugiere la influencia de los materiales peridotíticos, las cuales cubren alrededor del 60% del área de la Cuenca del Río Verde. Las peridotitas condicionan por lo tanto, las concentraciones de los metales pesados con mayor predominancia en los suelos y sedimentos, que presentan altos valores de concentración de Cr, Co y Ni, coincide con Bowen (1979). Los metales pesados presentes en los suelos mantienen sus características de relaciones al pasar a los sedimentos, por lo que se puede estudiar la distribución o movilidad de los metales pesados sin considerar las características del sustrato y enfocándose en el Cr, Co y Ni.

Los valores de concentración de los metales pesados totales y extraíbles con EDTA en suelos, y totales en los sedimentos son los que presentan menor número de componentes (2). Los metales pesados totales presentan el mayor valor porcentual de la varianza explicada (92,23%) en relación al resto de las formas de metales estudiados. El menor número de componentes y mayor porcentaje de la varianza total se produce cuando no se incluyen las características de los suelos y sedimentos en el análisis; dichas características aportan un mayor número de componentes pero su inclusión en el análisis no supera significativamente el porcentaje de la varianza (Tabla 7.43).

Tabla 7.43 Resumen de los ACP. Cuenca del Río Verde, Málaga

		Componentes					
		1	2	3	4	5	6
<i>MPT en suelos</i>							
Varianza %	T = 92,23	52,17	40,06				
Variables		Mn, Cr, Co y Ni	Cu, Zn, As y Pb				
<i>MPT y C. edafológicas</i>							
Varianza %	T = 79,67	27,82	21,42	11,76	10,99	7,66	
Variables		Mn, Cr, Co, Ni, Arcilla y Mg	Cu, Zn, As y Pb	Ca ⁺⁺ y CIC	MO, pH y K ⁺	Na ⁺	
<i>MPS en suelos</i>							
Varianza %	T = 83,42	42,82	23,71	16,89			
Variables		Mn, Cr, Co y Ni	Cu y Zn	As y Pb			
<i>MPS y C. edafológicas</i>							
Varianza %	T = 79,44	22,16	16,46	14,44	10,65	8,73	6,98
Variables		Cr, Co y Ni	Mn, Co, Zn y Na ⁺	pH, conductividad, y CaCO ₃	MO y K ⁺	As, Pb y CIC	Arcilla y Mg ⁺⁺
<i>MPE en suelos</i>							
Varianza %	T = 81,04	42,73	38,31				
Variables		Mn, Cr, Co y Ni	Cu, Zn, As y Pb				
<i>MPE y C. edafológicas</i>							
Varianza %	T = 76,36	26,70	20,45	12,47	9,20	7,52	
Variables		Mn, Cr, Co, Ni, MO, Arcilla y Mg ⁺⁺	Cu, Zn, As y Pb	K ⁺ , CIC y Ca ⁺⁺	pH, CaCO ₃ y conductividad	Na ⁺	
<i>MPT en los sedimentos</i>							
Varianza %	T = 77,32	53,51	23,81				
Variables		Mn, Cr, Co, Ni y Pb	Cu, Zn y As				
<i>MPT C. físico-químicas</i>							
Varianza %	T = 74,72	34,29	15,34	11,20	7,88	5,99	
Variables		Mn, Cr, Co, Ni, Mg ⁺⁺ , Zn, Pb, CaCO ₃ y Ca ⁺⁺ .	Cu, As y Na ⁺	K ⁺	CIC y pH	MO y conductividad	
<i>MPS en los sedimentos</i>							
Varianza %	T = 86,33	48,83	22,93	14,57			
Variables		Mn, Cr, Co y Ni	As y Cu	Zn y Pb			
<i>MPS C. físico químicas</i>							
Varianza %	T = 71,6	27,26	14,86	13,96	8,66	6,84	
Variables		Mn, Cr, Co, Ni y Ca ⁺⁺	Pb, CaCO ₃ y Mg ⁺⁺	Cu, Zn, As y Na ⁺	K ⁺ , CIC y pH	MO y conductividad	
<i>MPE en los sedimentos</i>							
Varianza %	T = 70,24	35,97	18,48	15,77			
Variables		Mn, Cr, Co y Ni	Cu y As	Zn y Pb			
<i>MPE C. físico-químicas</i>							
Varianza %	T = 69,16	26,60	14,52	12,60	8,80	6,61	
Variables		Mn, Cr, CaCO ₃ , Ca y Mg ⁺⁺	Cu, As y Na ⁺	Co, Ni y pH	Zn, Pb y MO	CIC, K ⁺ y conductividad	

(MPT)= Metales Pesados Totales (MPS)= Metales Pesados Solubles en agua (MPE)= Metales Pesados extraídos con EDTA

7.6 Subgrupos homogéneos. Metales pesados totales, solubles en agua y extraíbles con EDTA presentes en suelos y sedimentos

Las variables de categorización para las pruebas donde se buscan poblaciones diferentes o subgrupos homogéneos son el tipo de suelo, la pendiente, el uso del suelo, la litología y las subcuencas en el caso de los metales pesados en los suelos; y solamente las subcuencas para los sedimentos (Tabla 7.44). Estos subgrupos homogéneos se obtienen a partir de las pruebas de comparación de medias ($p < 0,05$).

Tabla 7.44 Definición de las clases para las variables que caracterizan la cuenca del Río Verde, Málaga

Variables		
Tipo de suelo	Clave	
Regosoles	1	
Leptosoles	2	
Fluvisoles	3	
Antrosoles	4	
Pendiente	Clave	
>55%	1	
25- 55%	2	
13-25%	3	
2-6%	4	
Uso del suelo	Clave	
Urbanizaciones	1	
Pastizal y pino	2	
Olivares y castaños	3	
Matorral y pino	4	
Matorral improductivo	5	
Huerta y naranjo	6	
Litología	Incluye	Clave
Rocas metamórficas	Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	1
Sedimentarias Areniscas	Arenas, Areniscas y Flash arenoso	2
Calizas	Calizas	3
Peridotitas	Peridotitas	4
Sedimentarias no consolidadas	Conglomerados y grauvacas	5
Mármoles	Mármoles	7
Subcuencas	Incluye	Clave
Quejigos	Quejigos, Parras y Cañas	2
Hoyo del Bote	Hoyo del Bote, Botillo y Real	6
Molinos	Molinos	7
Castillejo	Castillejo	8
Montero	Montero	10
Albornoque	Albornoque	4
Algarrobal	Algarrobal	11
Verde 01	Verde 01, 02, 03, 04, 05, 07, 08, 09, 10 y 11	1
Verde 02	Verde 18, 19, 19.A y 19.B	12

En la presentación y discusión de los resultados se muestra una tabla que resume los subgrupos homogéneos encontrados, añadiendo un mapa que presenta la distribución de los valores de concentración media de los metales pesados y su relación con la variable de categorización correspondiente.

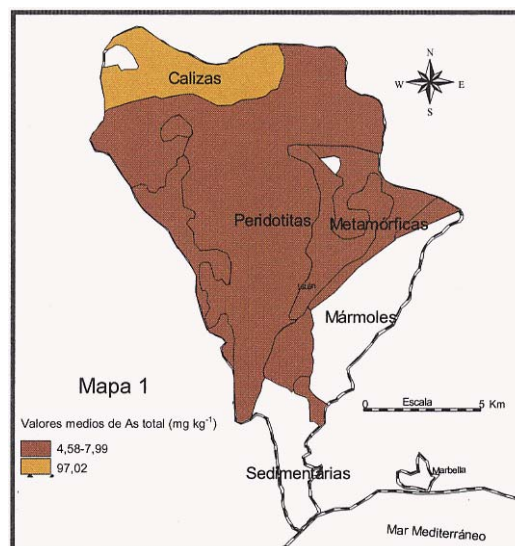
Metales pesados totales presentes en los suelos

En relación a los metales pesados totales presentes en los suelos y su vinculación con la litología, a excepción del As, el resto de los elementos estudiados no presentan subgrupos homogéneos. De esta manera, los valores de concentración media de As total se diferencian en dos subgrupos homogéneos. El primer subgrupo está condicionado por las peridotitas y materiales metamórficos adyacentes; y el segundo por las calizas, con un contenido medio en As de éstos últimos materiales de 97 mg kg^{-1} . La Tabla 7.45 muestra los valores correspondientes a los subgrupos homogéneos y el Mapa 1 su distribución espacial.

Tablas 7.45 Subgrupos homogéneos del As total (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con la litología

Litología	Subgrupos	
	1	2
As		
Peridotitas	4,58	
Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	7,99	
Calizas		97,02
Significación	0,98	1,00

Mapa 1. Distribución espacial del As total en suelos (mg kg^{-1}) y su relación con la litología



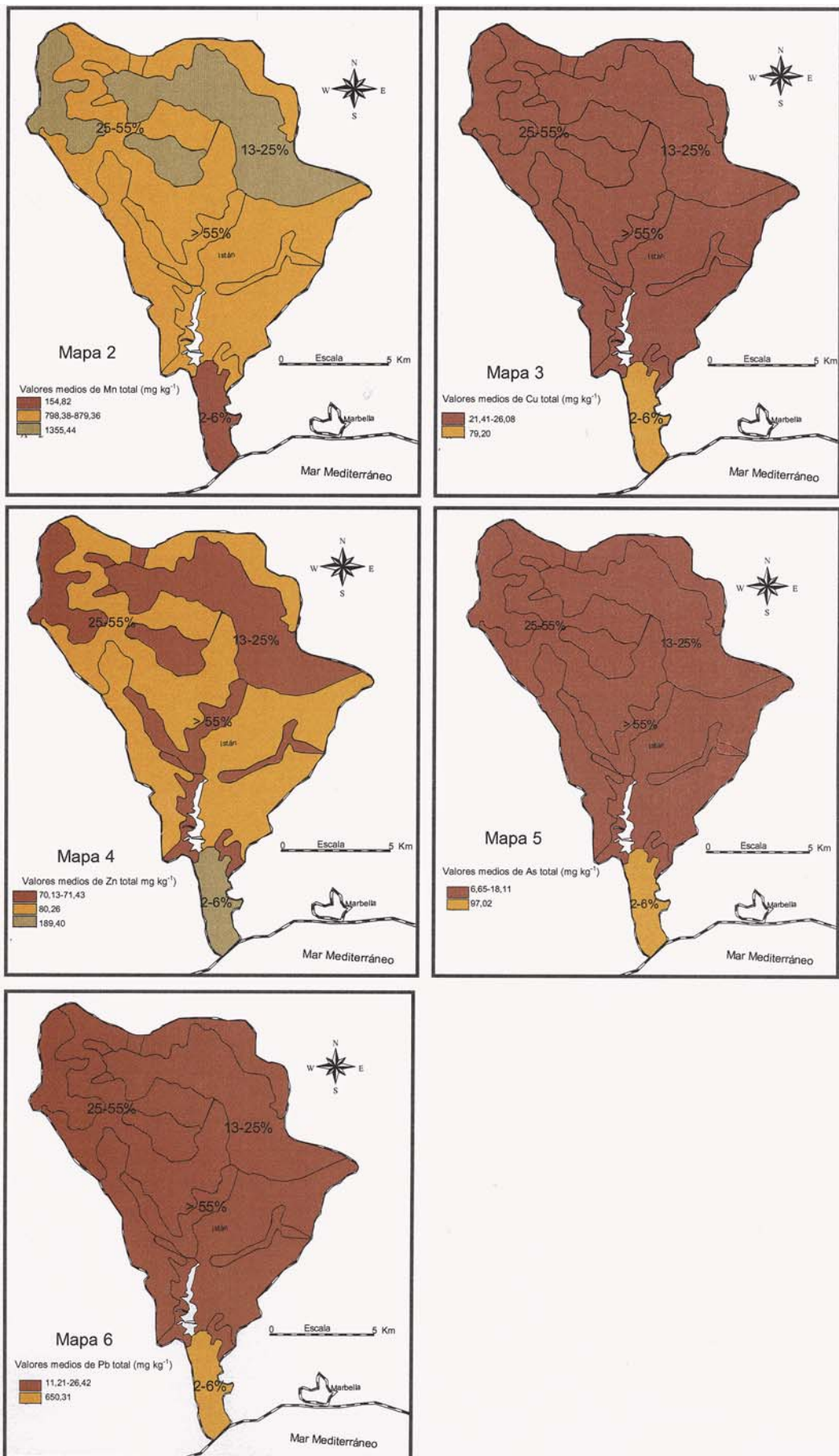
En cuanto a los metales pesados totales y su relación con la pendiente, los valores de concentración media de Mn, Cu, Zn, As y Pb muestran subgrupos homogéneos en sus distribuciones. La Tabla 7.46 resume éstos subgrupos y los Mapas 2-6 exhiben la distribución espacial correspondiente.

Así, el Mn total en los suelos presenta tres subgrupos homogéneos; el primero está asociado con las pendientes conformadas entre 2 y 6%; el segundo con aquellas que son superiores al 25%; y el tercero con las 13 a 25% de desnivel. En cuanto al Zn, los valores de concentración media presentan otros tres subgrupos homogéneos, el primero relacionado con los desniveles mayores de 55% y 13-25%; el segundo con las pendientes de 25-55%; y el tercero con una inclinación entre 2 y 6%. Los otros elementos considerados, es decir, Cu, As y Pb muestran dos subgrupos en su distribución, el primero asociado a las pendientes mayores del 13 por ciento, y el segundo con las de 2 a 6 por ciento.

Tabla 7.46 Subgrupos homogéneos del Mn, Cu, Zn, As y Pb totales en suelos (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con la pendiente

Pendientes	Subgrupos		Pendientes	Subgrupos	
Mn	1	2	As	1	2
2-6%	154,82		13-25%	6,65	
25- 55%	798,38	798,38	25- 55%	12,85	
> 55%	879,37	879,37	> 55%	18,11	
13-25%		1355,44	2-6%		97,02
Significación	0,29	0,51	0,81		1,00
Cu	1	2	Pb	1	2
> 55%	21,41		13-25%	11,21	
13-25%	24,34		25- 55%	23,96	
25- 55%	26,08		> 55%	26,42	
2-6%		79,20	2-6%		650,31
Significación	0,99	1,00	Significación	1,00	1,00
Zn	1	2			
> 55%	70,13				
13-25%	71,43				
25- 55%	80,26	80,26			
2-6%		189,40			
Significación	0,99	0,05			

Mapas 2-6. Distribución del Mn (Mapa 2), Cu (Mapa 3), Zn (Mapa 4), As (Mapa 5) y Pb (Mapa 6) totales (mg kg^{-1}) y su relación con la pendiente



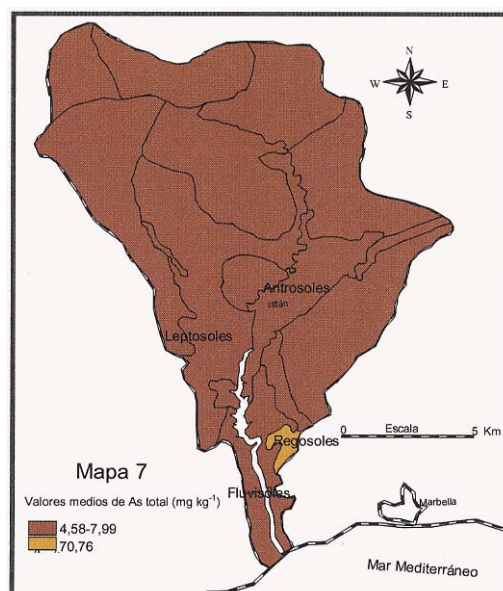
Al relacionar los contenidos totales con los diferentes tipos de suelos se obtiene que, a excepción del As, el resto de los metales no presentan subgrupos homogéneos en su distribución. De forma que los valores de concentración media de As se distribuyen en dos subgrupos; el primero relacionado con Leptosoles y Antrosoles y el segundo con Regosoles.

La Tabla 7.47 resume los subgrupos homogéneos correspondientes, y el Mapa 7 muestra la distribución del As total en los suelos y su relación con los diferentes tipos.

Tabla 7.47 Subgrupos homogéneos del As total (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con los diferentes tipos

Tipos de Suelos	Subgrupos	
	As	
Leptosoles	4,58	
Antrosoles	7,99	
Regosoles		70,76
Significación	0,90	1,00

Mapa 7. Distribución del As total (mg kg^{-1}) en suelos y su relación con los tipos de suelos

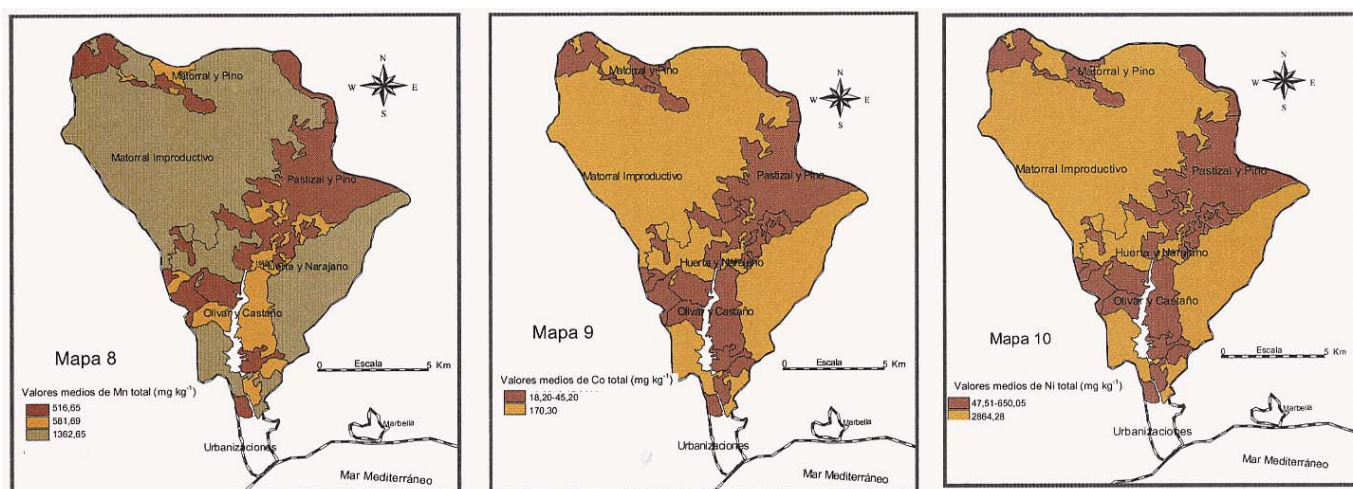


Los valores de concentración media de Mn, Co y Ni contenidos en el suelo, al vincularlos con el uso de los mismos, presentan diferencias estadísticas en sus distribuciones, que dan lugar a subgrupos homogéneos (Tabla 7.48). Así con los valores de concentración media de Mn se tienen tres subgrupos, el primero relacionado con Pastizal y pino, el segundo con Olivares y castaños; Matorral y pino y Huerta y naranjo; y el tercero con el Matorral improductivo. Por su parte Co y Ni presentan dos subgrupos, el segundo asociado con Matorral improductivo y el primero al resto de usos de la zona. Los Mapas 8-10 muestran la distribución de los metales mencionados en el área estudiada.

Tabla 7.48 Subgrupos homogéneos del Mn total (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con los diferentes usos

Usos del Suelo	Subgrupos		Usos del Suelo	Subgrupos	
Mn	1	2	Ni	1	2
Pastizal y pino	516,65		Olivares y castaños	47,51	
Olivares y castaños	581,69	581,69	Matorral y pino	100,10	
Matorral y pino	692,49	692,49	Huerta y naranjo	441,36	
Huerta y naranjo	749,19	749,19	Pastizal y pino	650,05	
Matorral improductivo		1362,65	Matorral improductivo		2864,28
<i>Significación</i>	<i>0,56</i>	<i>0,05</i>	<i>Significación</i>	<i>0,57</i>	<i>1,00</i>
Co	1	2			
Olivares y castaños	18,20				
Matorral y pino	20,80				
Huerta y naranjo	37,71				
Pastizal y pino	45,20				
Matorral improductivo		170,30			
<i>Significación</i>	<i>0,66</i>	<i>1,00</i>			

Mapas 8-10. Distribución del Mn (Mapa 8), Co (Mapa 9) y Ni (Mapa 10) totales (mg kg^{-1}) contenidos en los suelos y la relación con el uso



Solamente el As presenta diferencias estadísticas significativas en su distribución, presentando dos subgrupos homogéneos, cuando relacionamos la cantidad total de metal contenida en el suelo y las subcuencas. La subcuenca Montero se asocia al segundo subgrupo y las subcuencas Castillejo, Quejigos, Molinos y Hoyo del Bote al primero (Tabla 7.49). El Mapa 11 presenta la distribución del As total en los suelos y su relación con las subcuencas.

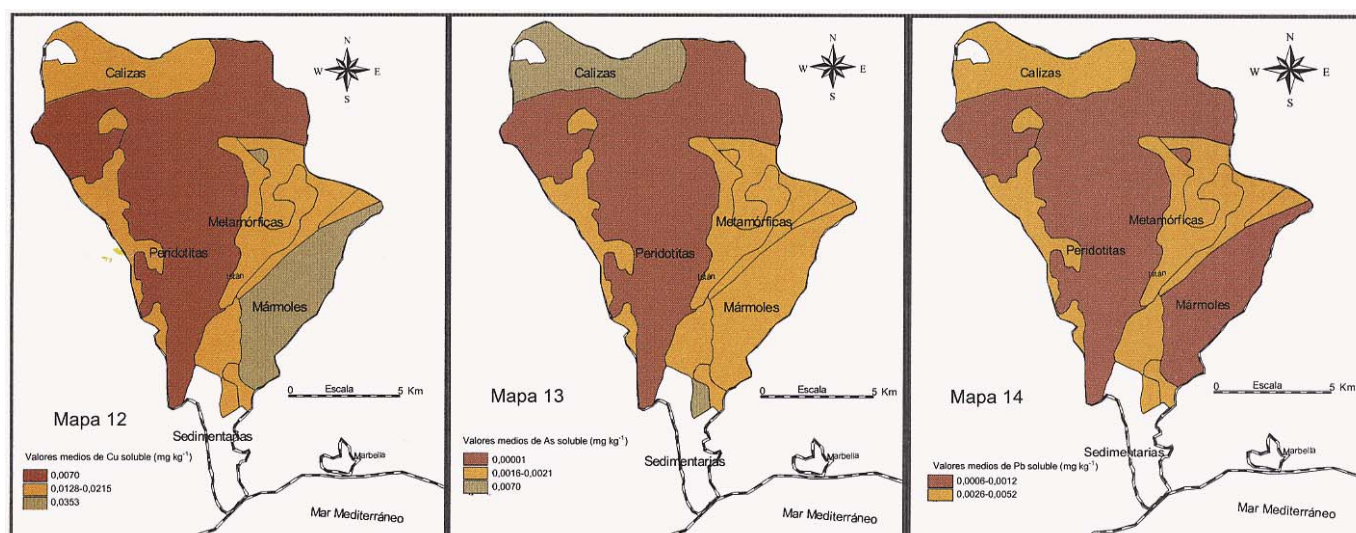
Tabla 7.49 Subgrupos homogéneos del As (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con la pendiente

Subcuencas	Subgrupos	
	1	2
Castillejo	8,90	
Quejigos	10,19	
Molinos	12,17	
Hoyo del Bote	12,55	
Montero		53,98
Significación	0,85	1,00

Tabla 7.50 Subgrupos homogéneos del Cu, As y Pb solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los suelos y su relación con la litología

Litología	Subgrupos		Litología	Subgrupos	
	1	2		1	2
Cu			Pb		
Peridotitas	0,0070		Mármoles	0,0006	
Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	0,0128	0,0128	Peridotitas	0,0012	
Calizas	0,0215	0,0215	Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	0,0026	0,0026
Mármoles		0,0353	Calizas		0,0052
Significación	0,42	0,11	Significación	0,39	0,19
As					
Peridotitas	0,00001				
Mármoles	0,0016	0,0016			
Esquistos, Gneis, Filitas y Migmatitas	0,0021	0,0021			
Calizas		0,0070			
Significación	0,77	0,10			

Mapas 12-14. Distribución del Cu (Mapa 12), As (Mapa 13) y Pb (Mapa 14) solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los suelos

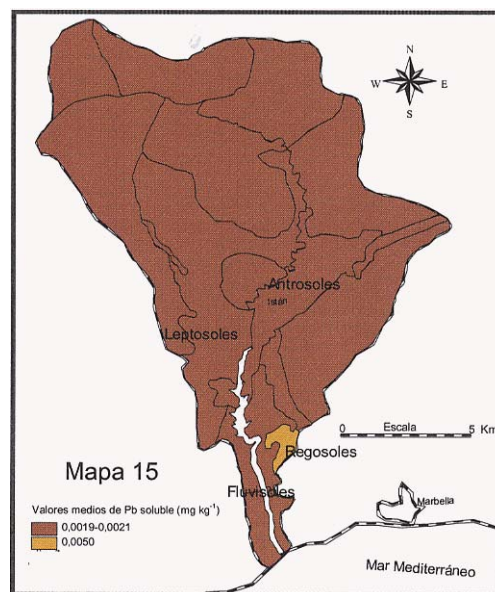


Al relacionar los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos, con los tipos de los mismos, sólo es posible diferenciar subgrupos homogéneos para el Pb (Tabla 7.51). El primero de los subgrupos de valores de concentración de Pb se relaciona con Leptosoles y Antrosoles, y el segundo con Regosoles. La distribución espacial del Pb se expone en el Mapa 15.

Tabla 7.51 Subgrupos homogéneos Pb soluble en agua (mg kg^{-1}) presente en los suelos y su relación con los tipos de suelos

Tipos de suelos	Subgrupos	
	1	2
Leptosoles	0,0018	
Antrosoles	0,0021	
Regosoles		0,0050
Significación	0,86	1,00

Mapa 15. Distribución del Pb soluble en agua contenido en los suelos (mg kg^{-1}) y su vinculación con los tipos de suelos

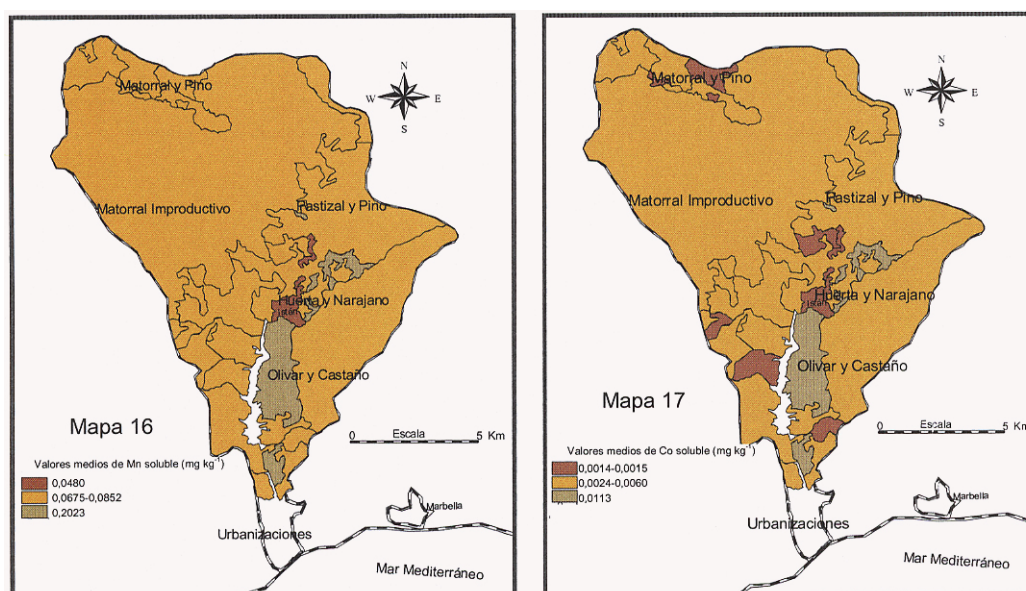


Cuando el contenido de metales solubles en el suelo lo relacionamos con el uso del mismo, es posible identificar tres subgrupos homogéneos en el caso del Mn y Co. Para el Mn, el primer subgrupo está influenciado por el tipo de uso Huerta y naranjo, el segundo por Pastizal y pino, Matorral y pino y Matorral improductivo, y el tercero por Olivares y castaños. En el caso del Co el primero está determinado por el tipo de uso Huerta y naranjo y Matorral y pino, el segundo por Pastizal y pino y Matorral improductivo, y el tercero por Olivares y castaños (Tabla 7.52) (Mapas 16 y 17).

Tabla 7.52 Subgrupos homogéneos del Mn y Co solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los suelos y su relación con el uso del suelo

Usos del Suelo	Subgrupos		Usos del Suelo	Subgrupos	
Mn	1	2	Co	1	2
Huerta y naranjo	0,0480		Huerta y naranjo	0,0014	
Pastizal y pino	0,0675	0,0675	Matorral y pino	0,0015	
Matorral y pino	0,0820	0,0820	Pastizal y pino	0,0024	0,0024
Matorral improductivo	0,0852	0,0852	Matorral improductivo	0,0060	0,0060
Olivares y castaños		0,2023	Olivares y castaños		0,0113
Significación	0,94	0,08	Significación	0,321	0,05

Mapas 16-17. Distribución del Mn (Mapa 16) y Co (Mapa 17) solubles en agua presentes en el suelo (mg kg^{-1}), y su relación con los usos del mismo

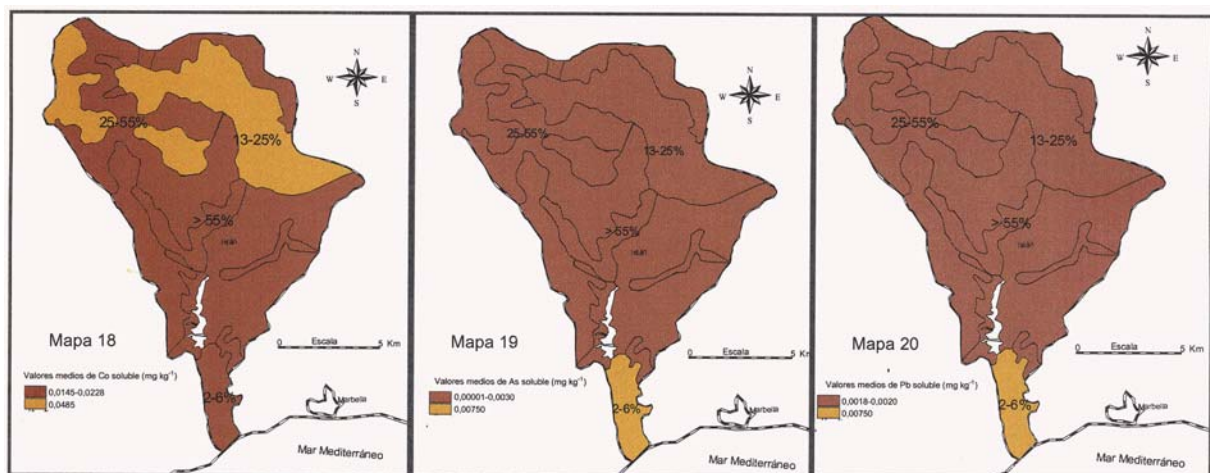


En cuanto a las pendientes, al vincular los metales pesados solubles con las mismas, los elementos Co, As y Pb presentan subgrupos homogéneos en sus distribuciones (Tabla 7.53). Así, los valores de concentración media de Co muestran dos subgrupos, el segundo de asocia las pendientes comprendidas entre 13-25%, y el primero con las restantes incluídas en el área de estudio. Por otro lado, As y Pb presentan otros dos subgrupos, el primero relacionado con las pendientes >13%; y el segundo a las más suaves (2-6%). Los Mapas 18-20 exponen la distribución de los elementos mencionados.

Tabla 7.53 Subgrupos homogéneos del Co, As y Pb solubles en agua contenidos en los suelos (mg kg^{-1}) y su vinculación con la pendiente

Pendientes	Subgrupos		Pendientes	Subgrupos	
Co	1	2	Pb	1	2
2-6%	0,0145		> 55%	0,0018	
25- 55%	0,0172	0,0172	25- 55%	0,0019	
> 55%	0,0228	0,0228	13-25%	0,0020	
13-25%		0,0485	2-6%		0,0075
Significación	0,58	0,05	Significación	0,999	1,00
As	1	2			
13-25%	0,00001				
25- 55%	0,0016				
> 55%	0,0030				
2-6%		0,0075			
Significación	0,29	0,10			

Mapas 18-20. Distribución del Co (Mapa 18), As (Mapa 19) y Pb (Mapa 20) solubles en agua contenidos en los suelos (mg kg^{-1}) y su relación con la pendiente

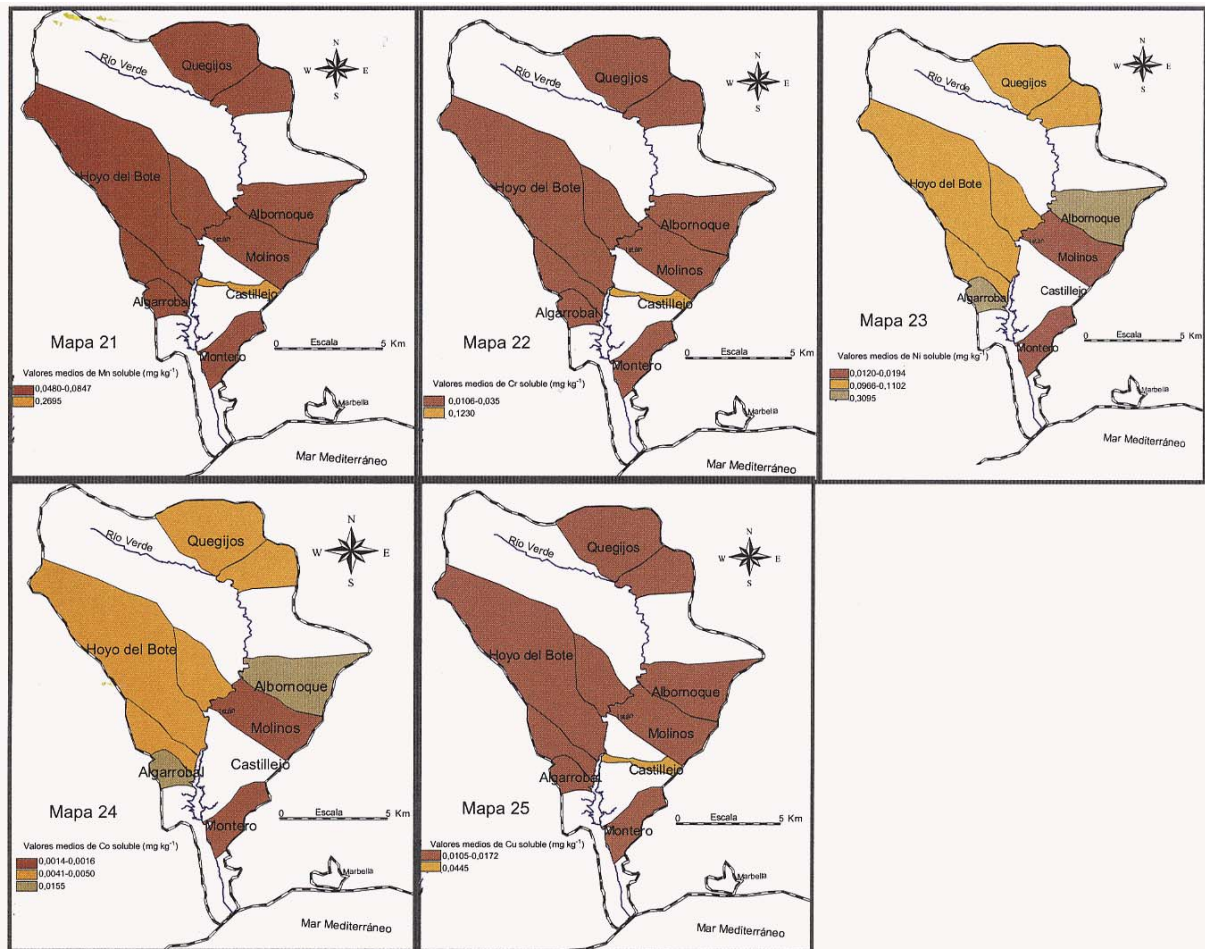


Los valores de concentración de Mn, Cr, Cu, Ni y Co solubles en agua contenidos en el suelo presentan subgrupos homogéneos (Tabla 7.54). De tal manera que el Mn, Cr y Cu exhiben dos subgrupos; el primero de ellos asociado a las subcuencas Molinos, Montero, Hoyo del Bote y Quejigos, y el segundo a Castillejo. Por su parte, Ni y Co presentan tres subgrupos en su distribución, el primero se asocia con las subcuencas Montero y Molinos, el segundo con Hoyo del Bote y Quejigos, y el tercero con Castillejo. Los Mapas 21-25 exponen la distribución de los metales mencionados.

Tabla 7.54 Subgrupos homogéneos del Mn, Cr, Co, Ni y Cu solubles en agua presentes en los suelos (mg kg^{-1}) y su relación con las subcuencas

Subcuencas	Subgrupos		Subcuencas	Subgrupos	
Mn	1	2	Ni	1	2
Molinos	0,0480		Montero	0,0120	
Montero	0,0580		Molinos	0,0194	
Hoyo del Bote	0,0836		Hoyo del Bote	0,0966	0,0966
Quejigos	0,0847		Quejigos	0,1102	0,1102
Castillejo		0,2695	Castillejo		0,3095
<i>Significación</i>	<i>0,81</i>	<i>1,000</i>	<i>Significación</i>	<i>0,359</i>	<i>0,05</i>
Cr	1	2	Cu	1	2
Montero	0,0106		Hoyo del Bote	0,0105	
Molinos	0,0126		Quejigos	0,0120	
Quejigos	0,0287		Molinos	0,0120	
Hoyo del Bote	0,0351		Montero	0,0172	
Castillejo		0,1230	Castillejo		0,0445
<i>Significación</i>	<i>0,58</i>	<i>1,00</i>	<i>Significación</i>	<i>0,54</i>	<i>1,00</i>
Co	1	2			
Molinos	0,0014				
Montero	0,0016				
Hoyo del Bote	0,0041	0,0041			
Quejigos	0,0050	0,0050			
Castillejo		0,0155			
<i>Significación</i>	<i>0,91</i>	<i>0,09</i>			

Mapas 21-25. Distribución del Mn (Mapa 21), Cr (Mapa 22), Ni (Mapa 23), Co (Mapa 24) y Cu (Mapa 25) solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los suelos y su relación con las subcuencas



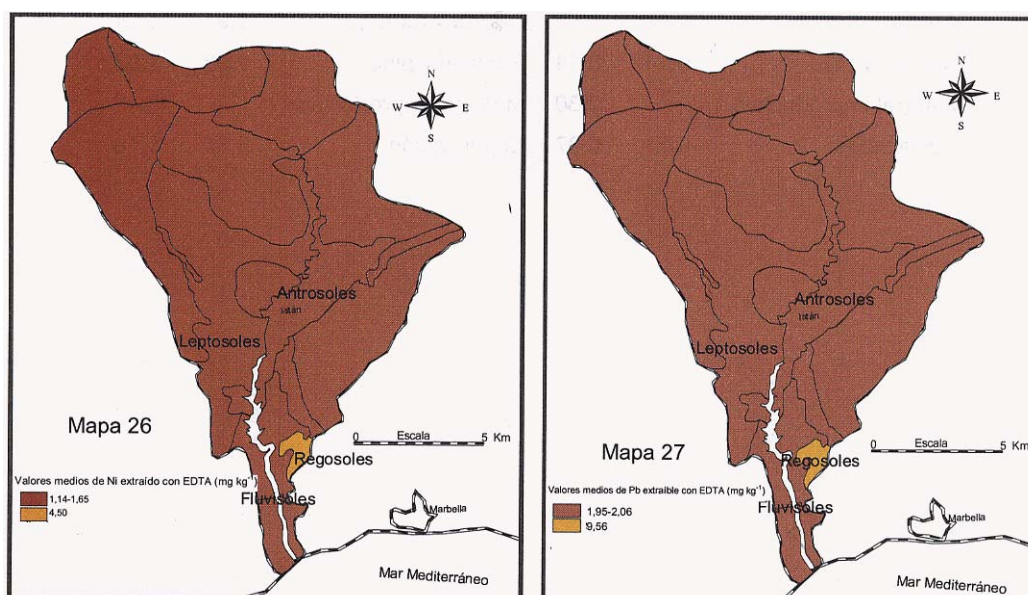
Metales pesados extraíbles con EDTA contenidos en los suelos

Los valores de concentración media de Zn y Pb extraíbles con EDTA presentan subgrupos homogéneos en sus distribuciones al relacionarlos con los tipos de suelos (Tabla 7.55). Ambos muestran dos subgrupos homogéneos en su distribución, el primero relacionado con los Leptosoles y Antrosoles, y el segundo con los Regosoles. Los Mapas 26 y 27 presentan la distribución de Zn y Pb extraíbles con EDTA y su relación con los tipos de suelos.

Tabla 7.55 Subgrupos homogéneos del Zn y Pb extraídos con EDTA (mg kg^{-1}) presentes en los suelos y su relación con el tipo de suelos

Tipos de suelos	Subgrupos		Tipos de suelos	Subgrupos	
	Zn	Pb		1	2
Leptosoles	1,14	1,95	Leptosoles	1,95	
Antrosoles	1,65	2,06	Antrosoles	2,06	
Regosoles		4,50	Regosoles		9,56
Significación	0,68	1,00	Significación	0,99	1,00

Mapas 26-27. Distribución del Zn (Mapa 26) y Pb Mapa (27) extraíbles con EDTA contenidos en los suelos (mg kg^{-1}) y su relación con los tipos de suelos

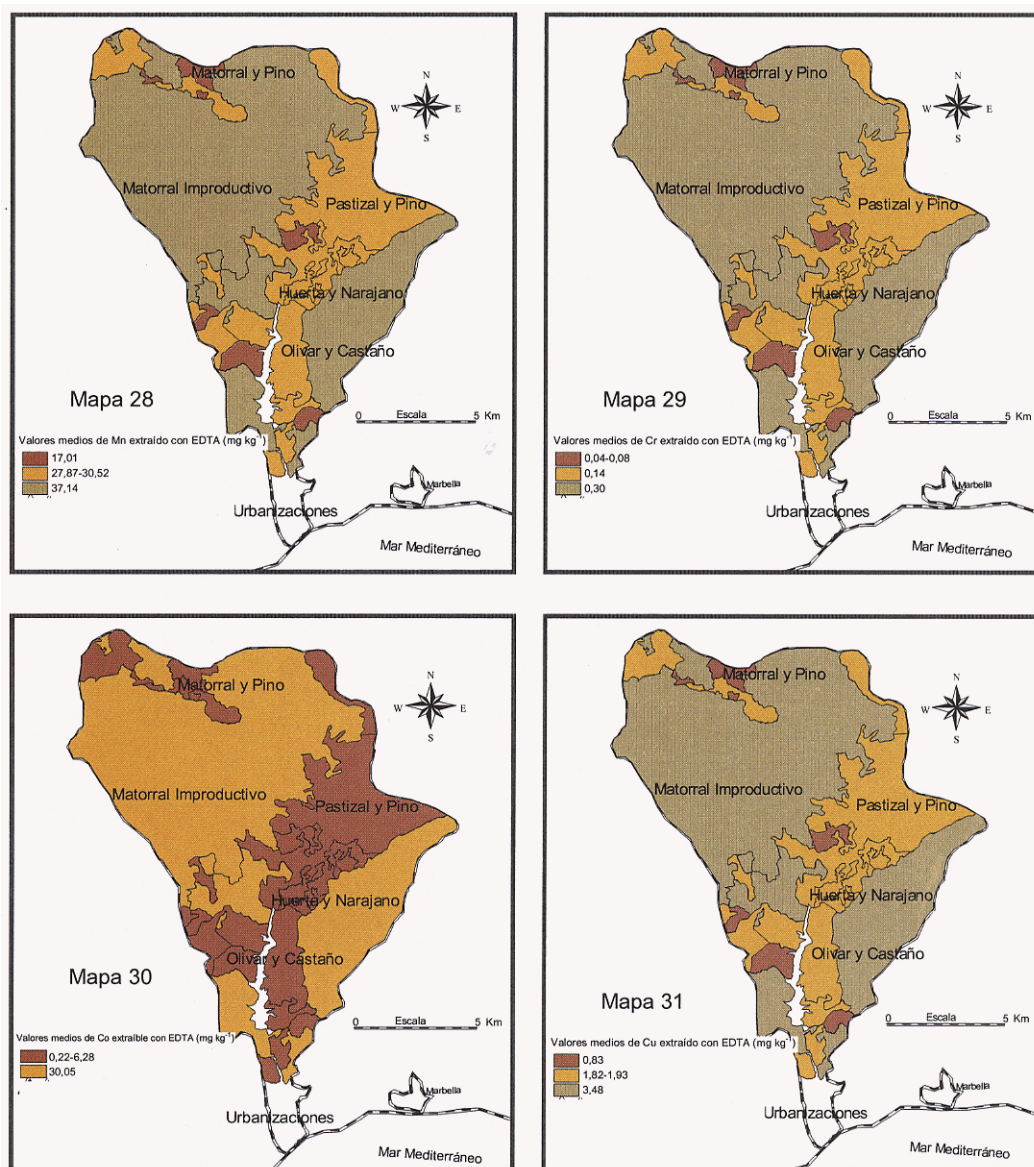


En función del uso del suelo, Mn, Cr, Cu y Co extraíbles con EDTA presentan subgrupos homogéneos; los tres primeros muestran tres y el último dos respectivamente (Tabla 7.56). Para Mn, Cr y Cu resalta el tercer subgrupo que se relaciona con el Matorral improductivo, coincidiendo con el segundo subgrupo del Co. En los Mapas 28-31 se presenta la distribución de los elementos asociados a cada uso del suelo.

Tabla 7.56 Subgrupos homogéneos del Mn, Cr, Co y Cu extraídos con EDTA contenidos en los suelos (mg kg^{-1}) y su relación con el uso

Usos del suelo	Subgrupos		Usos del suelo	Subgrupos	
Mn	1	2	Co	1	2
Matorral y pino	17,01		Matorral y pino	0,22	
Olivares y castaños	27,87	27,87	Olivares y castaños	3,01	
Pastizal y pino	28,38	28,38	Huerta y naranjo	3,03	
Huerta y naranjo	30,52	30,52	Pastizal y pino	6,28	
Matorral improductivo		37,14	Matorral improductivo		30,05
<i>Significación</i>	<i>0,16</i>	<i>0,33</i>	<i>Significación</i>	<i>0,62</i>	<i>1,00</i>
Cr	1	2	Cu	1	2
Matorral y pino	0,04		Matorral y pino	0,83	
Olivares y castaños	0,07		Olivares y castaños	1,82	1,82
Huerta y naranjo	0,08		Huerta y naranjo	1,91	1,91
Pastizal y pino	0,14	0,14	Pastizal y pino	1,93	1,93
Matorral improductivo		0,30	Matorral improductivo		3,48
<i>Significación</i>	<i>0,31</i>	<i>0,07</i>	<i>Significación</i>	<i>0,35</i>	<i>0,16</i>

Mapas 28-31. Distribución del Mn (Mapa 28), Cr (Mapa 29), Co (Mapa 30) y Cu (Mapa 31) extraíbles con EDTA (mg kg^{-1}) contenidos en los suelos y su relación con el uso



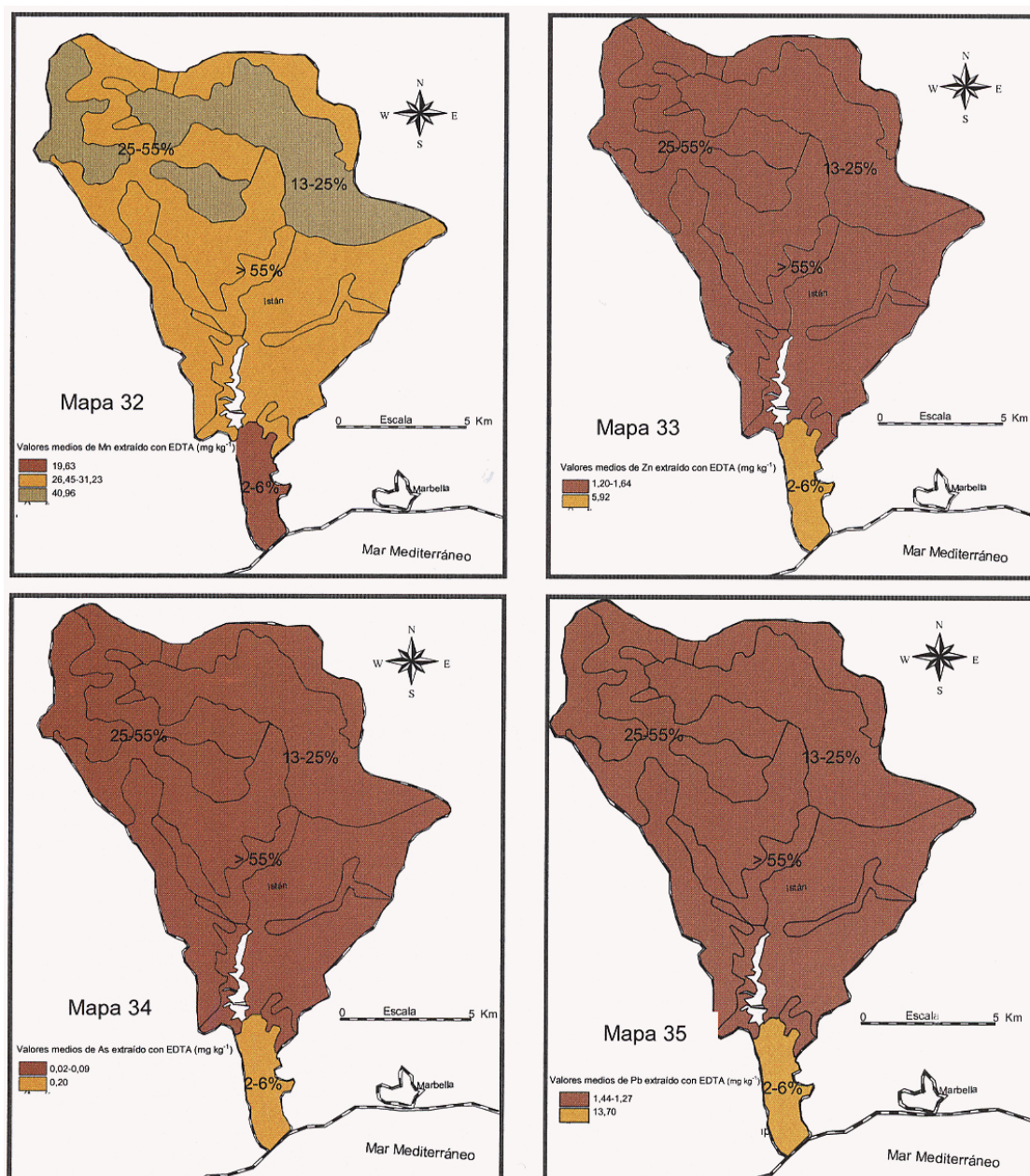
Por su parte, los valores de concentración media de Mn, Zn, As y Pb extraídos con EDTA, presentan subgrupos homogéneos en su distribución al relacionarlos con las pendientes (Tabla 7.57). Así, los valores de concentración de Mn presentan tres subgrupos homogéneos en su distribución, el primero relacionado con las pendientes más suaves (2-6%), el segundo con las pendientes mayores del 25%; y el tercero con las comprendidas entre 13-25%. En cuanto al As, el primer subgrupo está vinculado con pendientes entre 13 y 55%, el segundo con las mayores de 55%, y el tercero con las de 2-6%. Finalmente el Zn y Pb presentan dos subgrupos, el primero relacionado con las pendientes mayores del 13%, y el

segundo con las pendientes entre 2 y 6%. Los Mapas 32-35 muestran la distribución espacial de los elementos mencionados.

Tabla 7.57 Subgrupos homogéneos del Mn, Zn, As y Pb extraíbles con EDTA presentes en los suelos (mg kg^{-1}) y su vinculación con la pendiente

Pendientes	Subgrupos		Pendientes	Subgrupos	
Mn	1	2	As	1	2
2-6%	19,63		25- 55%	0,02	
> 55%	26,45	26,45	13-25%	0,03	
25- 55%	31,23	31,23	> 55%	0,09	0,09
13-25%		40,96	2-6%		0,20
<i>Significación</i>	<i>0,24</i>	<i>0,14</i>	<i>Significación</i>	<i>0,39</i>	<i>0,18</i>
Zn	1	2	Pb	1	2
13-25%	1,20		13-25%	1,44	
25- 55%	1,34		25- 55%	1,91	
> 55%	1,64		> 55%	2,27	
2-6%		5,92	2-6%		13,70
<i>Significación</i>	<i>0,79</i>	<i>1,00</i>	<i>Significación</i>	<i>0,99</i>	<i>1,00</i>

Mapas 32-35. Distribución del Mn (Mapa 32), Zn (Mapa 33), As (Mapa 34) y Pb (Mapa 35) extraíbles con EDTA (mg kg^{-1}) presentes en los suelos y su relación con las pendientes

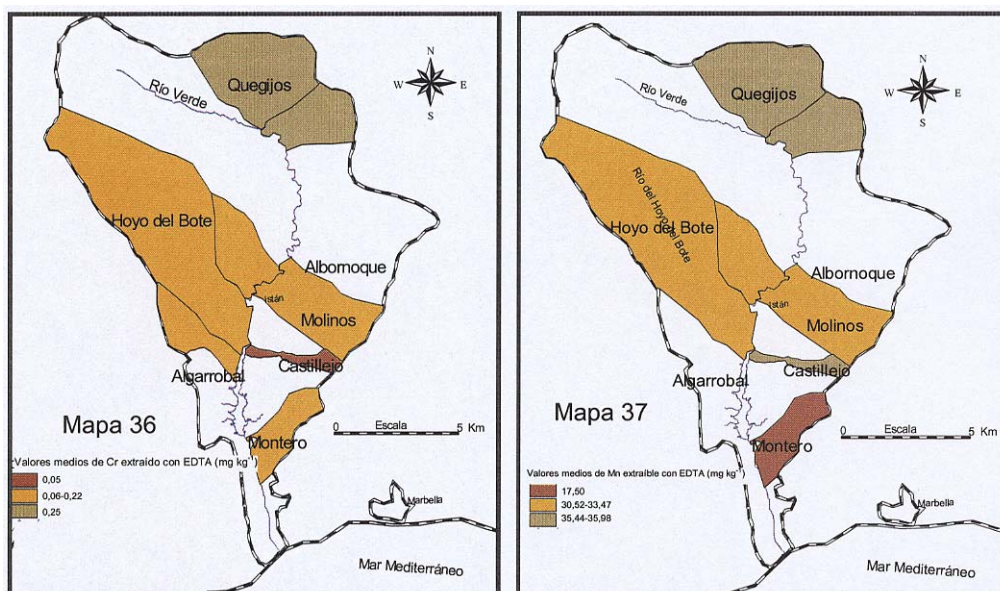


Las concentraciones de Mn y Cr extraíbles con EDTA presentan subgrupos homogéneos al relacionarlas con las subcuencas. Como podemos apreciar en la Tabla 7.58, el Mn exhibe tres subgrupos homogéneos en su distribución, el primero se asocia a las subcuencas Montero, el segundo a Molinos y Hoyo del Bote, y el tercero a Quejigos y Castillejo. Mientras que para el Cr el primer subgrupo se asocia a las subcuencas Castillejo, el segundo a Montero, Molinos y Hoyo del Bote, y el tercero a Quejigos. Los Mapas 36 y 37 exponen la distribución espacial de éstos elementos.

Tabla 7.58 Subgrupos homogéneos del Mn y Cr extraíble con EDTA (mg kg^{-1}) en los suelos y su relación con las subcuencas

Subcuencas	Subgrupos		Subcuencas	Subgrupos	
	Mn			Cr	
Montero	17,50		Castillejo	0,05	
Molinos	30,52	30,52	Montero	0,06	0,06
Hoyo del Bote	33,47	33,47	Molinos	0,08	0,08
Quejigos		35,44	Hoyo del Bote	0,22	0,22
Castillejo		35,98	Quejigos		0,25
Significación	0,06	0,51	Significación	0,08	0,05

Mapas 36-37. Distribución del Cr (Mapa 36) y Mn (Mapa 37) extraíbles con EDTA presentes en los suelos (mg kg^{-1}) y su relación con las subcuencas



Metales pesados totales contenidos en los sedimentos

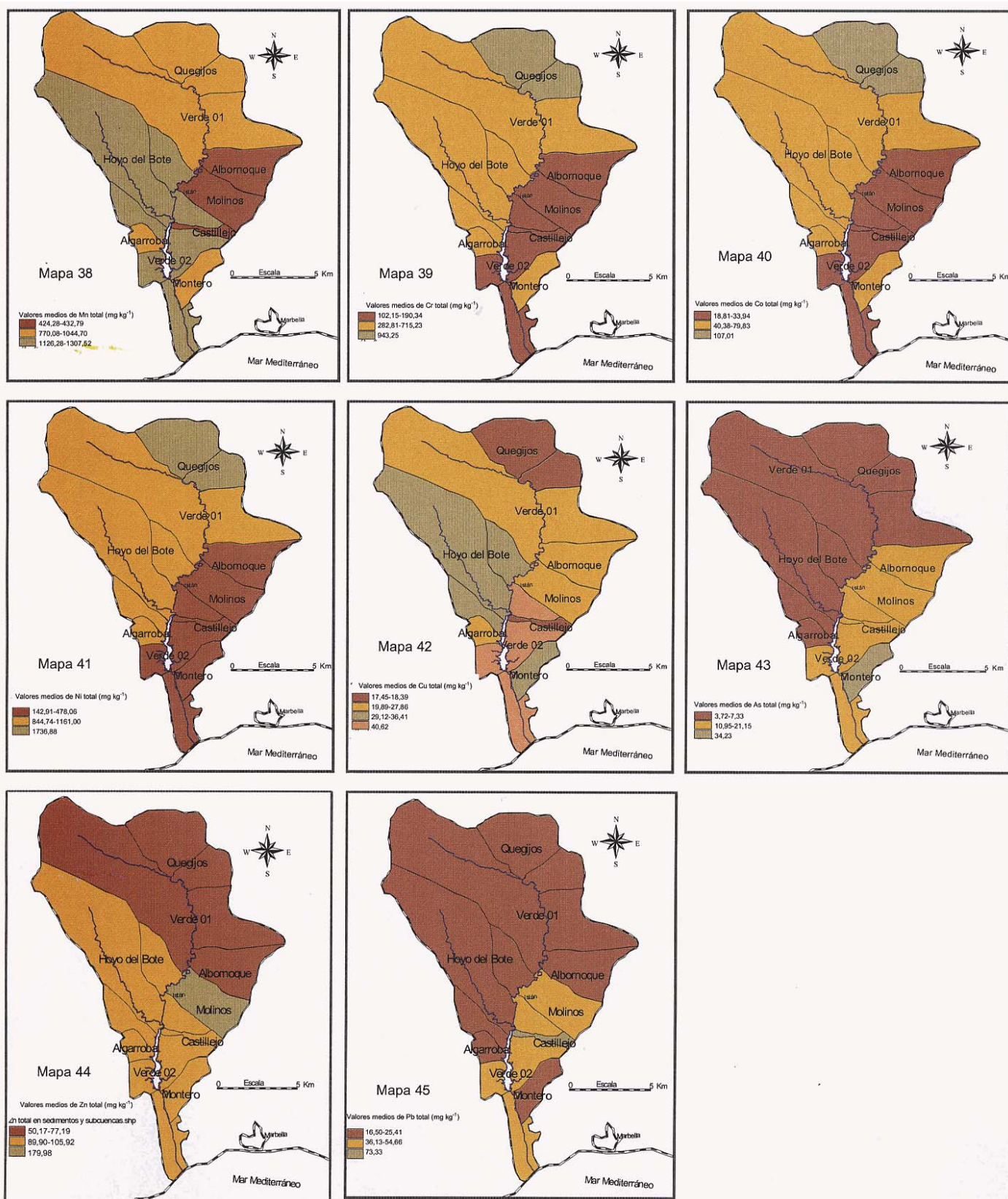
Como hemos señalado anteriormente, en el caso de los sedimentos solamente se ha utilizado como variable de categorización las subcuencas. En relación a los metales pesados totales presentes en los sedimentos y su vinculación con las mismas, todos los elementos estudiados presentan subgrupos homogéneos en sus distribuciones. Así, el Mn presenta tres subgrupos; el primero relacionado con las subcuencas Castillejo, Albornoque y Molinos, el segundo con Algarrobal, Verde 01, Montero y Quejigos, y el tercero con Hoyo del Bote y Verde 02. Con respecto a Cr y Co presentan también tres subgrupos, el primero relacionado con las subcuencas Castillejo, Albornoque, Molinos y Verde 02, el segundo con Montero, Algarrobal, Verde 01 y Hoyo del Bote, y el tercero con Quejigos. Por su parte con el Ni se determinan tres subgrupos; coincidiendo en el tercer subgrupo con el Cr y Co. En cuanto al Cu, éste muestra hasta cuatro subgrupos, siendo el que presenta mayor variabilidad en sus valores con respecto a los demás elementos estudiados. Finalmente Zn, As y Pb presentan tres subgrupos, el tercero de ellos se relaciona con la subcuenca Molinos en el caso del Zn, Castillejo y Verde 02 en lo que respecta al As y Castillejo en relación al Pb.

La Tabla 7.59 resume los subgrupos homogéneos y los valores de concentración de las variables asociadas. Mientras que los Mapas 38-45 presentan la distribución de los elementos mencionados.

Tabla 7.59 Subgrupos homogéneos del Mn, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As y Pb totales presentes en los sedimentos (mg kg⁻¹) y su relación con las subcuencas

Subcuencas	Subgrupos		Subcuencas	Subgrupos			
Mn	1	2	Cu	1	2	3	4
Castillejo	424,28		Castillejo	17,45			
Albornoque	432,29		Quejigos	18,39			
Molinos	432,79		Verde 01	19,89	19,89		
Algarrobal	770,08	770,08	Molinos	24,49	24,49		
Verde 01	836,20	836,20	Albornoque	26,02	26,02		
Montero	837,94	837,94	Algarrobal	27,86	27,86	27,86	
Quejigos	1044,70	1044,70	Hoyo del Bote		29,12	29,12	
Hoyo del Bote		1126,28	Montero			36,41	36,41
Verde 02		1307,52	Verde 02				40,62
<i>Significación</i>	<i>0,07</i>	<i>0,12</i>	<i>Significación</i>	<i>0,05</i>	<i>0,08</i>	<i>0,08</i>	<i>0,36</i>
Cr	1	2	Zn	1	2		
Castillejo	102,15		Quejigos	50,17			
Albornoque	130,47		Verde 01	65,12			
Molinos	132,45		Albornoque	77,19			
Verde 02	190,34		Hoyo del Bote	89,90	89,90		
Montero	282,81	282,81	Algarrobal	97,44	97,44		
Algarrobal	518,95	518,95	Montero	99,72	99,72		
Verde 01	623,06	623,06	Verde 02	99,87	99,87		
Hoyo del Bote	715,23	715,23	Castillejo	105,92	105,92		
Quejigos		943,25	Molinos		179,98		
<i>Significación</i>	<i>0,08</i>	<i>0,05</i>	<i>Significación</i>	<i>0,50</i>	<i>0,051</i>		
Co	1	2	As	1	2	3	
Albornoque	18,81		Quejigos	3,72			
Castillejo	19,57		Verde 01	6,22			
Molinos	20,62		Hoyo del Bote	6,52			
Verde 02	33,94		Algarrobal	7,33			
Montero	40,38	40,38	Molinos	10,95	10,95		
Algarrobal	56,29	56,29	Albornoque	11,08	11,08		
Verde 01	64,78	64,78	Castillejo	11,18	11,18		
Hoyo del Bote	79,83	79,83	Verde 02		21,15		
Quejigos		107,01	Montero			34,23	
<i>Significación</i>	<i>0,10</i>	<i>0,06</i>	<i>Significación</i>	<i>0,22</i>	<i>0,08</i>	<i>1,00</i>	
Ni	1	2	Pb	1	2	3	
Albornoque	142,91		Quejigos	16,5017			
Molinos	153,86		Verde 01	17,1195			
Castillejo	168,28		Montero	17,2070			
Verde 02	323,51		Algarrobal	18,4710			
Montero	478,06		Albornoque	22,3515			
Algarrobal	844,74	844,74	Hoyo del Bote	25,4120			
Verde 01	1011,33	1011,33	Verde 02	36,1373	36,1373		
Hoyo del Bote	1161,00	1161,00	Molinos		54,6633	54,66	
Quejigos		1736,88	Castillejo			73,33	
<i>Significación</i>	<i>0,10</i>	<i>0,12</i>	<i>Significación</i>	<i>0,217</i>	<i>0,183</i>	<i>0,17</i>	

Mapas 38-45. Distribución del Mn (Mapa 38), Cr (Mapa 39), Co (Mapa 40), Ni (Mapa 41), Cu (Mapa 42), As (Mapa 43), Zn (Mapa 44) y Pb (Mapa 45) totales (mg kg^{-1}) y su relación con las subcuencas



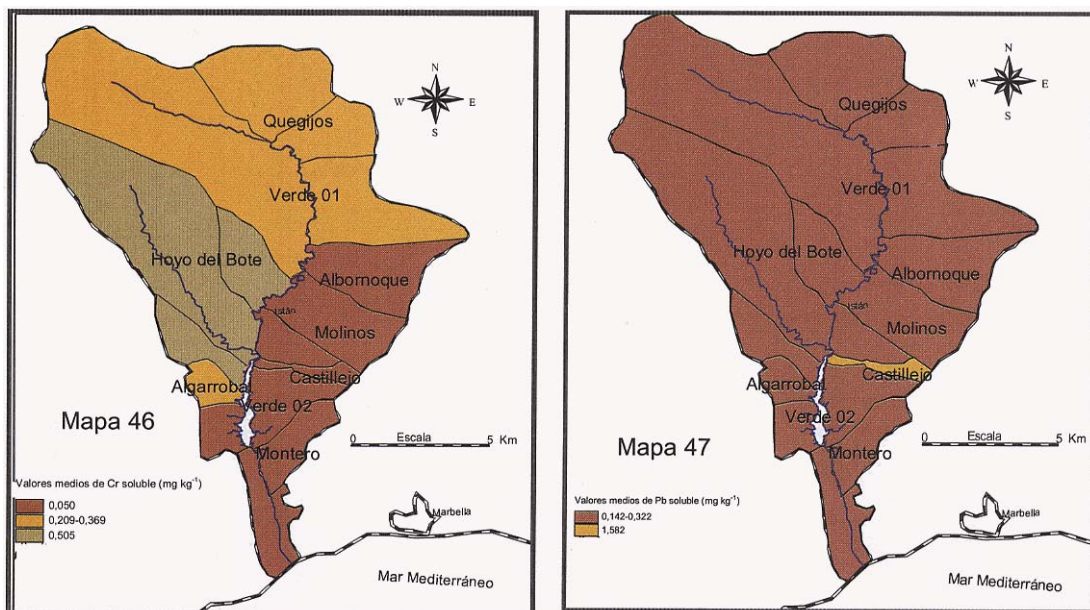
Metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos

Los valores de concentración media del Cr y Pb solubles en agua presentes en los sedimentos, presentan subgrupos homogéneos al relacionarlos con las subcuencas. Así el Cr exhibe tres subgrupos homogéneos en su distribución, el primer subgrupo se asocia a las subcuencas Castillejo, Albornoque, Molinos, Verde 02 y Montero, el segundo a Verde 01, Algarrobal y Quejigos, y el tercero a Hoyo del Bote. Por su parte, el Pb presenta dos subgrupos, el primero se asocia a las subcuencas Albornoque, Hoyo del Bote, Quejigos, Molinos, Verde 01, Algarrobal, y el segundo a Castillejo (Tabla 7.60), (Mapas 46 y 47).

Tabla 7.60 Subgrupos homogéneos Cr y Pb solubles en agua presentes en los sedimentos (mg kg^{-1}) y su relación con las subcuencas

Subcuencas	Subgrupos		Subcuencas	Subgrupos	
	Cr	1 2		Pb	1 2
Castillejo	0,050		Albornoque	0,142	
Albornoque	0,057		Hoyo del Bote	0,182	
Molinos	0,065		Quejigos	0,223	
Verde 02	0,088		Molinos	0,224	
Montero	0,095		Verde 01	0,275	
Verde 01	0,209	0,209	Montero	0,311	
Algarrobal	0,328	0,328	Verde 02	0,313	
Quejigos	0,369	0,369	Algarrobal	0,322	
Hoyo del Bote		0,505	Castillejo		1,582
Significación	0,12	0,13	Significación	0,583	1,00

Mapas 46-47. Distribución del Cr (Mapa 46) y el Pb (Mapa 47) solubles presentes en los sedimentos (mg kg^{-1}) y su relación con las subcuencas



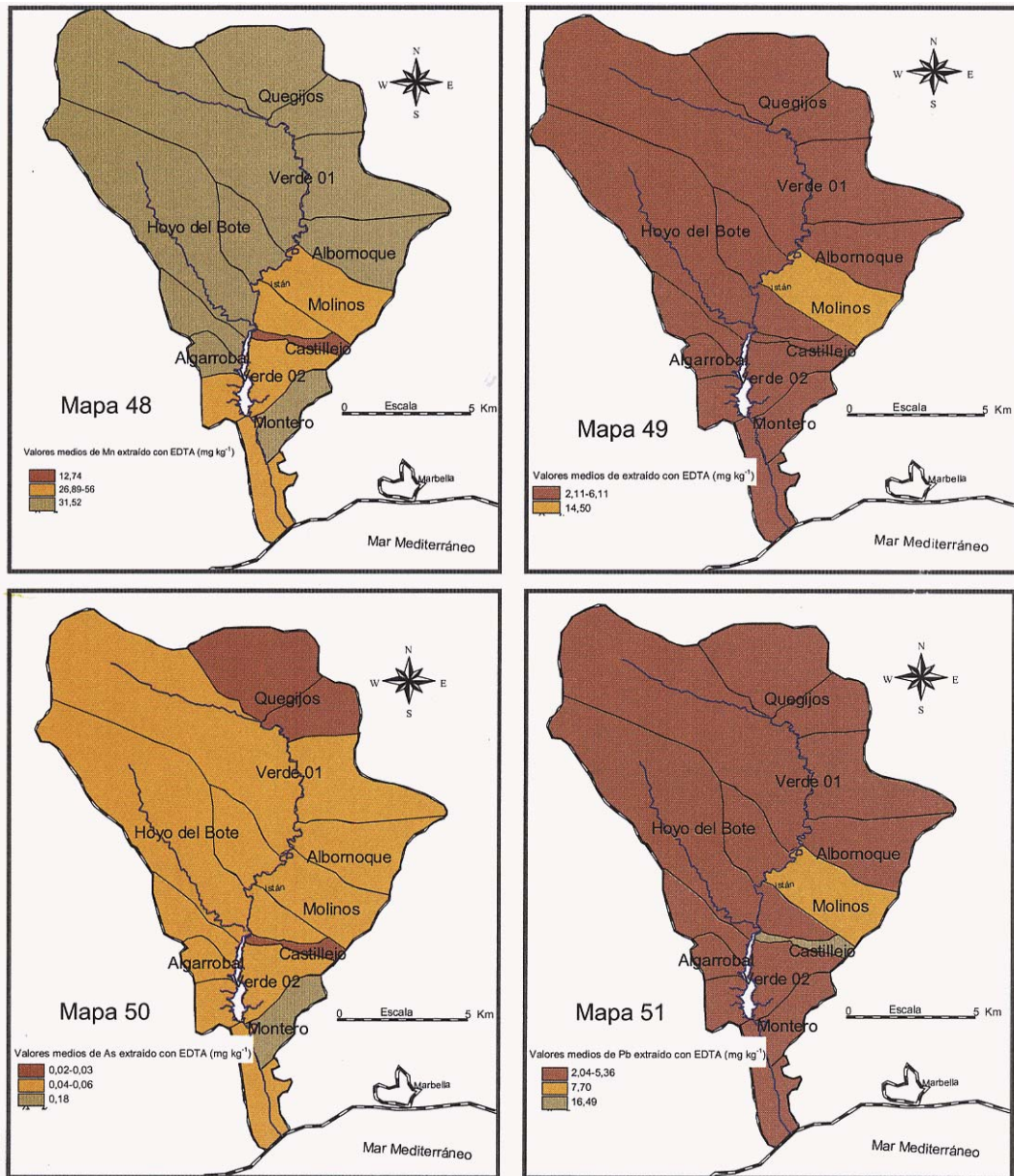
Metales pesados extraíbles con EDTA contenidos en los sedimentos

Las concentraciones de Mn, Zn, As y Pb extraíbles con EDTA contenidos en los sedimentos, presentan subgrupos homogéneos al relacionarlas con las subcuencas. El Mn muestra tres subgrupos, el primero se asocia a la subcuenca Castillejo, el segundo a Verde 02 y Molinos, y el tercero a Verde 01, Quejigos, Albornoque, Algarrobal, Montero y Hoyo del Bote. Por otro lado, el Zn presenta dos subgrupos; el primero se asocia a las subcuencas Verde 01, Castillejo, Quejigos, Montero, Albornoque, Verde 02, Hoyo del Bote y Algarrobal, y el segundo a Molinos. Finalmente el As y Pb, exhiben tres subgrupos, el tercero de ellos se asocia a las subcuencas Castillejo y Quejigos, en el caso del As, y a Castillejo, Quejigos, Alcornoque, Algarrobal, Montero y Hoyo del Bote, en el caso del Pb (Tabla 7.61) (Mapas 48-51).

Tabla 7.61 Subgrupos homogéneos Mn, Zn, As y Pb extraíbles con EDTA (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos y su relación con las subcuencas

Subcuencas	Subgrupos		Subcuencas	Subgrupos	
Mn	1	2	As	1	2
Castillejo	12,74		Castillejo	0,02	
Verde 02	26,89	26,89	Quejigos	0,03	
Molinos	29,56	29,56	Hoyo del Bote	0,03	0,03
Verde 01		31,52	Verde 01	0,03	0,03
Quejigos		33,48	Molinos	0,03	0,03
Albornoque		33,93	Albornoque	0,05	0,05
Algarrobal		38,82	Verde 02	0,05	0,05
Montero		39,58	Algarrobal	0,06	0,06
Hoyo del Bote		40,84	Montero		0,18
Significación	0,05	0,14	Significación	0,99	0,06
Zn	1	2	Pb	1	2
Verde 01	2,11		Verde 01	2,04	
Castillejo	2,32		Albornoque	2,34	
Quejigos	2,58		Quejigos	2,83	
Montero	3,17		Algarrobal	3,76	
Albornoque	3,22		Hoyo del Bote	4,08	
Verde 02	3,33		Montero	4,61	
Hoyo del Bote	3,39		Verde 02	5,36	
Algarrobal	6,11		Molinos	7,70	7,70
Molinos		14,50	Castillejo		16,49
Significación	0,25	1,00	Significación	0,59	0,09

Mapas 48-51. Distribución del Mn (Mapa 48), Zn (Mapa 49), As (Mapa 50) y Pb (Mapa 51) extraíbles con EDTA (mg kg^{-1}), contenidos en los sedimentos y su relación con las subcuencas



La Tabla 7.62 resume los subgrupos homogéneos correspondientes a las formas de los metales tanto en suelos como en sedimentos.

En relación a los metales pesados totales en los suelos y su distribución con respecto a la pendiente es donde se encuentra el mayor número de metales pesados (Mn, Cu, Zn, As y Pb) que muestran subgrupos homogéneos, siendo Mn y Zn los que presentan el mayor número de ellos. Por otro lado, el As es el que presenta subgrupos homogéneos en el mayor número de unidades territoriales de análisis (80% de los casos). Con respecto a los solubles presentes en los suelos, al relacionarlos con las subcuencas es donde coinciden el mayor número de metales pesados (Mn, Cr, Co, Ni y Cu) que muestran subgrupos homogéneos, siendo tres el mayor número de ellos y que se presentan en el 75% de los casos. El Co y el Pb son los que se vinculan a subgrupos en el mayor número de unidades territoriales de análisis (60% de los casos). En el caso de los extraídos con EDTA en los suelos, al relacionarlos con el uso del suelo y la pendiente muestran el mayor número de elementos que presentan subgrupos (hasta tres en el 87% de los casos), siendo el Mn el que presenta subgrupos en el mayor número de unidades territoriales (60% de los casos).

Los valores de concentración de metales pesados totales en los sedimentos, presentan subgrupos homogéneos en el 100% de los casos al establecer como referencia las subcuencas como unidad territorial de análisis. El mayor número de subgrupos es de cuatro y corresponde al Cu, mientras que en el resto de los casos el número de subgrupos es de tres. En cuanto a los solubles en agua, al relacionarlos con las subcuencas, solamente Cr y Pb son los elementos que presentan subgrupos homogéneos. Los extraídos con EDTA, muestran subgrupos en el caso de Mn, Zn, As y Pb al establecer como referencia las subcuencas, donde el mayor número de subgrupos es de tres (en el 66% de los casos).

Tabla 7.62 Subgrupos homogéneos metales pesados en los suelos y sedimentos de la Cuenca del Río Verde, Málaga.

Suelos	LITOLOGÍA	TIPO DE SUELO	USO DE SUELO	PENDIENTE	SUBCUENCAS
MP Totales	As (2)	As (2)	Mn (3); Co (2); Ni (2)	Mn (3); Cu (2); Zn (3); As (2); Pb(2)	As (2)
MP Soluble en agua	Cu (3); As (3); Pb (3)	Pb (2)	Mn (3); Co (3)	Co (3); As (3); Pb (2)	Mn (2); Cr (2) Co (3); Ni (3); Cu (2)
MP EDTA		Zn (2), Pb (2)	Mn (3); Cr (3); Co (2); Cu (3)	Mn (3); Zn (2); As (3); Pb (3)	Mn (3); Cr (3)
Sedimentos					SUBCUENCAS
MP Totales					Mn (3); Cr (3) Co (3); Ni (3) Cu (4); Zn (3) As (3); Pb (3)
MP Solubles en agua					Pb (2)
MP EDTA					Mn (3); Cr (2) Zn (2); As (3); Pb (3)

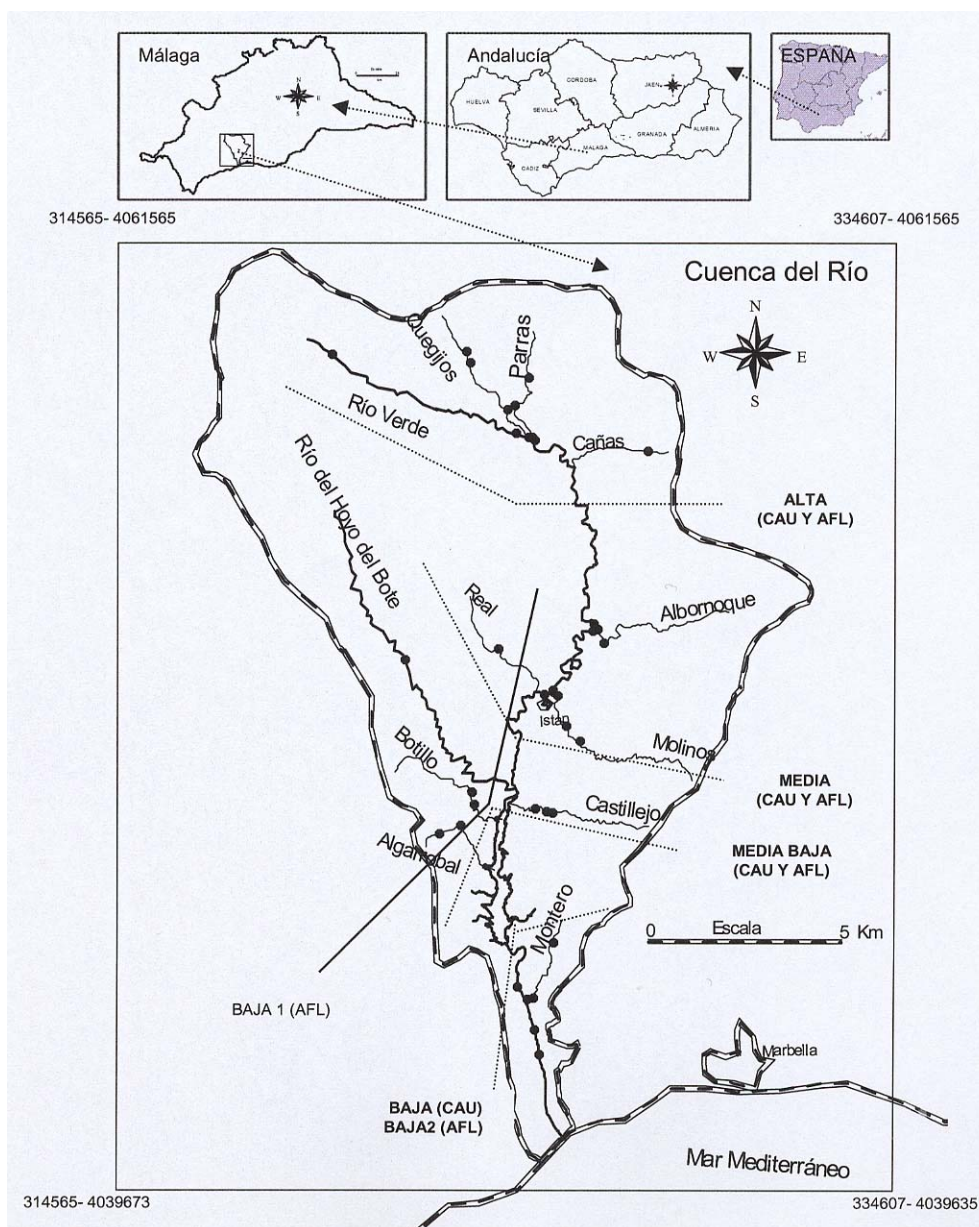
() Número dentro del paréntesis se refiere al número de subgrupos homogéneos. (MPT)= Metales Pesados Totales

(MPS)= Metales Pesados Solubles en agua (MPE)= Metales Pesados extraídos con EDTA

7.7 Dinámica de dispersión de los metales pesados en los sedimentos del cauce principal y los afluentes de la Cuenca del Río Verde, Málaga

A continuación se presenta el análisis de la dinámica de los metales pesados tanto en el cauce principal (CAU) como en los afluentes (AFL) del Río Verde. El Mapa 52 expone la división de la Cuenca conforme a la cual se ha realizado el análisis. Para el cauce principal la nomenclatura utilizada es la siguiente: Zonas Alta(1); Media(2); Media Baja(3); y Baja(4); mientras que para los afluentes se distribuye en Zonas Alta(1); Media(2); Media Baja(3); Baja1(4); y Baja2(5).

Mapa 52. Zonas de la Cuenca del Río Verde, Cauce Principal y Afluentes



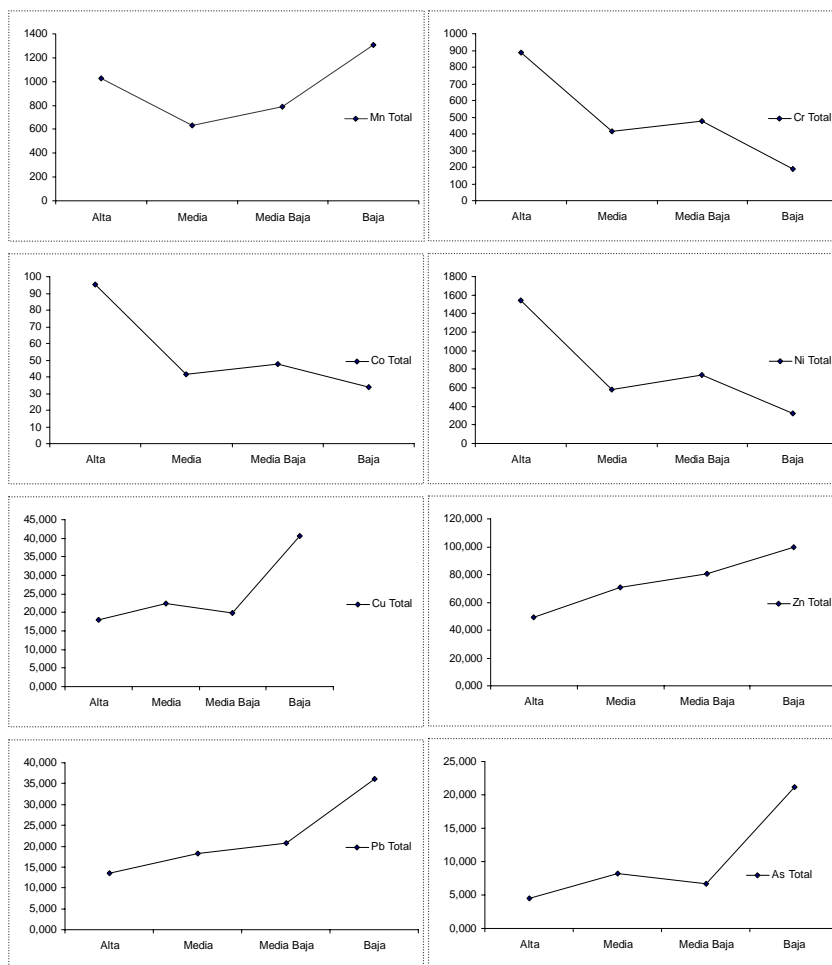
Con respecto a la distribución de los metales pesados totales en los sedimentos del cauce principal, a excepción del Mn, el resto de los elementos estudiados presentan subgrupos homogéneos en su distribución (Tabla 7.63). Así, Cr, Co y Ni muestran dos subgrupos homogéneos; de ellos el segundo de los subgrupos se asocia con la Zona Alta, es importante tener en cuenta el carácter desacumulativo de éstos elementos al descender por el cauce principal. En cuanto a Cu, As, Pb y Zn, los tres primeros muestran dos subgrupos homogéneos, y el Zn tres, teniendo como característica común el comportamiento acumulativo existente al descender por el cauce principal.

Tabla 7.63 Subgrupos homogéneos del Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As y Pb totales (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos del cauce principal

Zonas del Cauce Principal	Subgrupos		Zonas del Cauce Principal	Subgrupos		
Cr	1	2	Zn	1	2	3
Baja	190,34		Alta	49,44		
Media	415,04		Media	70,57	70,57	
Media Baja	478,42		Media Baja		80,58	80,58
Alta		887,57	Baja			99,87
Significación	0,06	1,00	Significación	0,09	0,39	0,12
Co	1	2	As	1	2	
Baja	33,94		Alta	4,45		
Media	41,54		Media Baja	6,64		
Media Baja	47,46		Media	8,17	8,17	
Alta		95,19	Baja			21,15
Significación	0,75	1,00	Significación	0,85	0,08	
Ni	1	2	Pb	1	2	
Baja	323,51		Alta	13,55		
Media	583,89		Media	18,19		
Media Baja	734,22		Media Baja	20,80		
Alta		1539,73	Baja			36,13
Significación	0,29	1,00	Significación	0,36	1,00	
Cu	1	2				
Alta	18,05					
Media Baja	19,95					
Media	22,27	22,27				
Baja		40,62				
Significación	0,90	0,07				

Para complementar lo antes expuesto, se muestra la Figura 7.26 que contiene las gráficas de concentración de los metales pesados totales en los sedimentos del cauce principal (incluye también los elementos que no presentan subgrupos homogéneos).

Figura 7.26 Dinámica de los metales pesados totales contenidos en sedimentos (mg kg^{-1}) del cauce principal

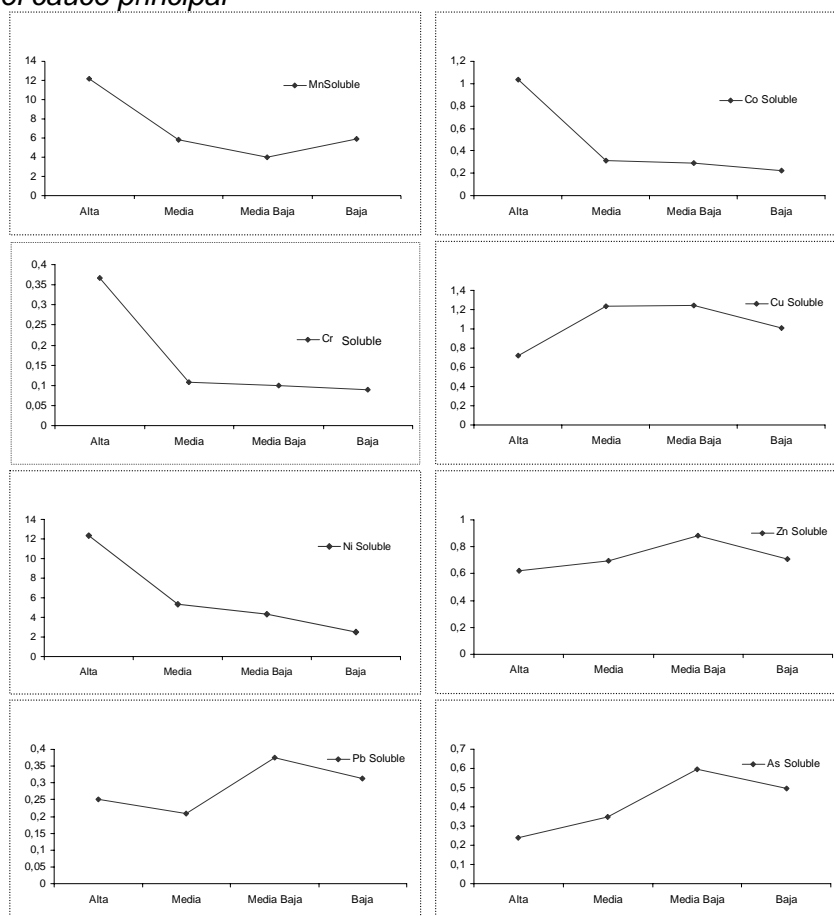


Si consideramos los elementos solubles en agua presentes en los sedimentos del cauce principal, encontramos que Mn, Cr, Co y Ni muestran subgrupos homogéneos en su distribución (Tabla 7.64). Éstos los elementos tienden a disminuir a medida se desciende por el cauce principal. En todos los casos el subgrupo que se localiza en la Zona Alta es el que tiene los mayores valores de concentración. La Figura 7.27 muestra la distribución de los metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos del cauce principal, donde se observa que Cu, Zn, As y Pb al contrario de los anteriores tienden a aumentar sus concentraciones a través de la cuenca.

Tabla 7.64 Subgrupos homogéneos del Mn, Cr, Co y Ni solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los sedimentos del cauce principal

Zonas Cauce Principal	Subgrupos		Zonas Cauce Principal	Subgrupos	
Mn	1	2	Co	1	2
Media	4,021		Baja	0,225	
Media Baja	5,820		Media Baja	0,289	
Baja	5,878		Media	0,310	
Alta		12,209	Alta		1,038
Significación	0,50	1,00	Significación	0,69	1,00
Cr	1	2	Ni	1	2
Baja	0,088		Baja	2,499	
Media Baja	0,100	0,100	Media Baja	4,325	
Media	0,108	0,108	Media	5,340	
Alta		0,367	Alta		12,346
Significación	0,99	0,05	Significación	0,59	1,00

Figura 7.27 Dispersión de los metales pesados solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los sedimentos del cauce principal



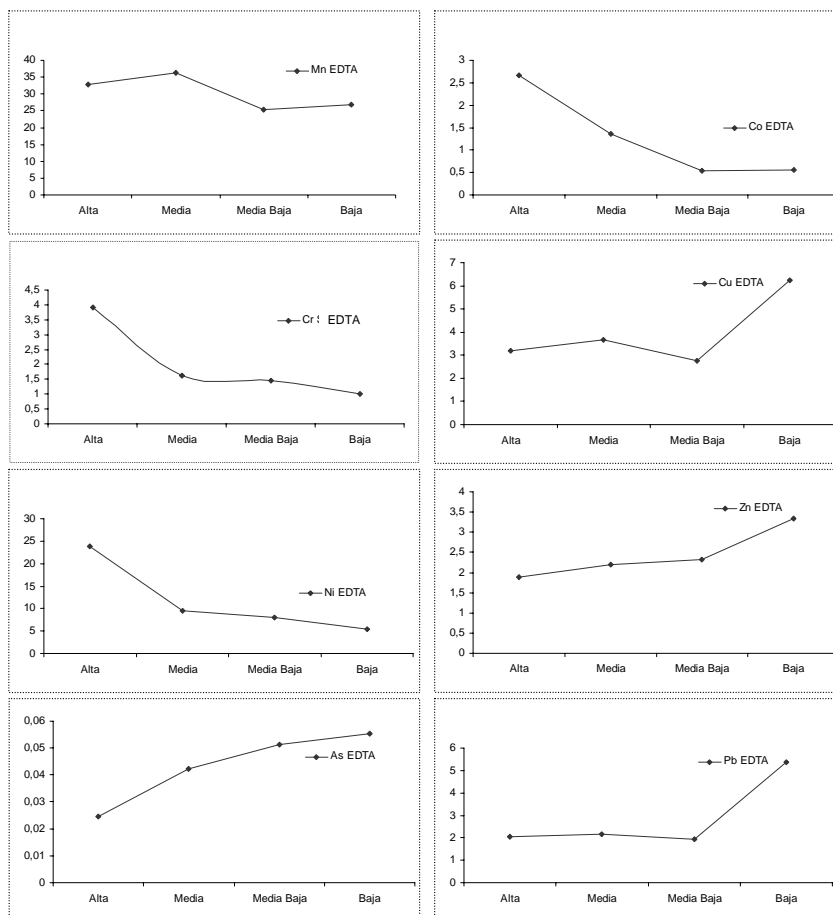
Por su parte los metales pesados extraídos con EDTA en los sedimentos del cauce principal, solamente muestran subgrupos homogéneos para Cr y Ni (Tabla

7.65). Estos elementos presentan dos subgrupos; resaltando el segundo subgrupo que se relaciona con la Zona Alta y presenta los mayores valores de concentración media. Tanto uno como el otro tienden a disminuir sus concentraciones al descender por el cauce principal (Figura 7.28). Como complemento de lo anterior en dicha figura se observa que As, Cu, Zn y Pb presentan un comportamiento opuesto al de Mn y Co.

Tabla 7.65 Subgrupos homogéneos Cr y Ni extraídos con EDTA (mg kg^{-1}) presentes en los sedimentos del cauce principal

Zonas Cauce Principal			Zonas Cauce Principal		
Cr	1	2	Ni	1	2
Baja	1,01		Baja	5,40	
Media Baja	1,46		Media Baja	8,03	
Media	1,60		Media	9,41	
Alta		3,91	Alta		23,84
Significación	0,85	1,00	Significación	0,52	1,00

Figura 7.28 Dispersión de los metales pesados extraídos con EDTA (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos del cauce principal

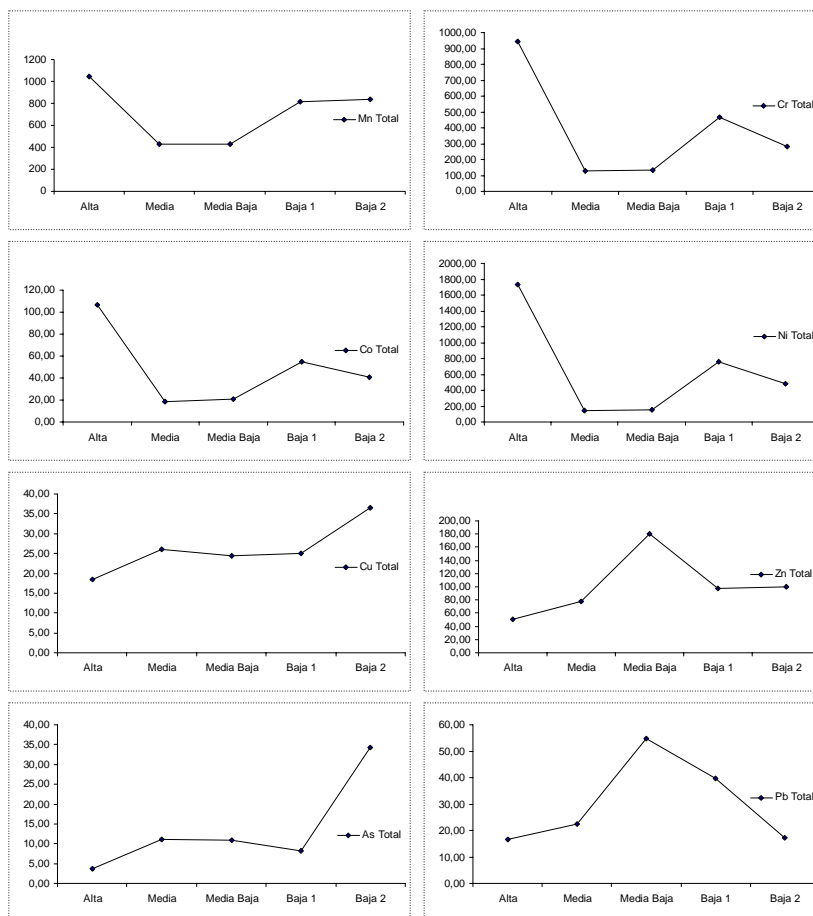


Si consideramos las concentraciones de los metales pesados totales contenidos en los sedimentos de los afluentes, Co, Ni, Cu, Zn y As muestran subgrupos homogéneos en su distribución (Tabla 7.66). Así, las concentraciones de Co y Ni presentan tres subgrupos, el tercero de ellos localizado en la Zona Alta coincide con las mayores concentraciones, que tienden a disminuir a medida que se desciende por la cuenca. Por el contrario, las mayores concentraciones de Zn, Cu y As se presentan en las Zonas Media y Baja, puesto que tienden a aumentar en el descenso de la cuenca. La Figura 7.29 muestra la distribución de los metales pesados totales contenidos en los sedimentos de los afluentes.

Tabla 7.66 Subgrupos homogéneos del Co, Ni, Cu, Zn y As totales (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos de los afluentes

Zonas de los Afluentes	Subgrupos		Zonas de los Afluentes	Subgrupos	
Co	1	2	Zn	1	2
Media	18,81		Alta	50,17	
Media Baja	20,62		Media	77,19	
Baja 2	40,38	40,38	Baja 1	96,91	96,91
Baja 1	54,51	54,51	Baja 2	99,72	99,72
Alta		107,01	Media Baja		179,98
Significación	0,38	0,10	Significación	0,50	0,09
Ni	1	2	As	1	2
Media	142,91		Alta	3,72	
Media Baja	153,86		Baja 1	8,25	
Baja 2	478,06	478,06	Media Baja	10,95	
Baja 1	759,81	759,81	Media	11,08	
Alta		1736,88	Baja 2		34,23
Significación	0,36	0,06	Significación	0,66	1,00
Cu	1	2			
Alta	18,39				
Media Baja	24,49				
Baja 1	24,95				
Media	26,02				
Baja 2		36,41			
Significación	0,10	1,00			

Figura 7.29 Dispersión de los metales pesados totales (mg kg^{-1}) presentes en los sedimentos de los afluentes

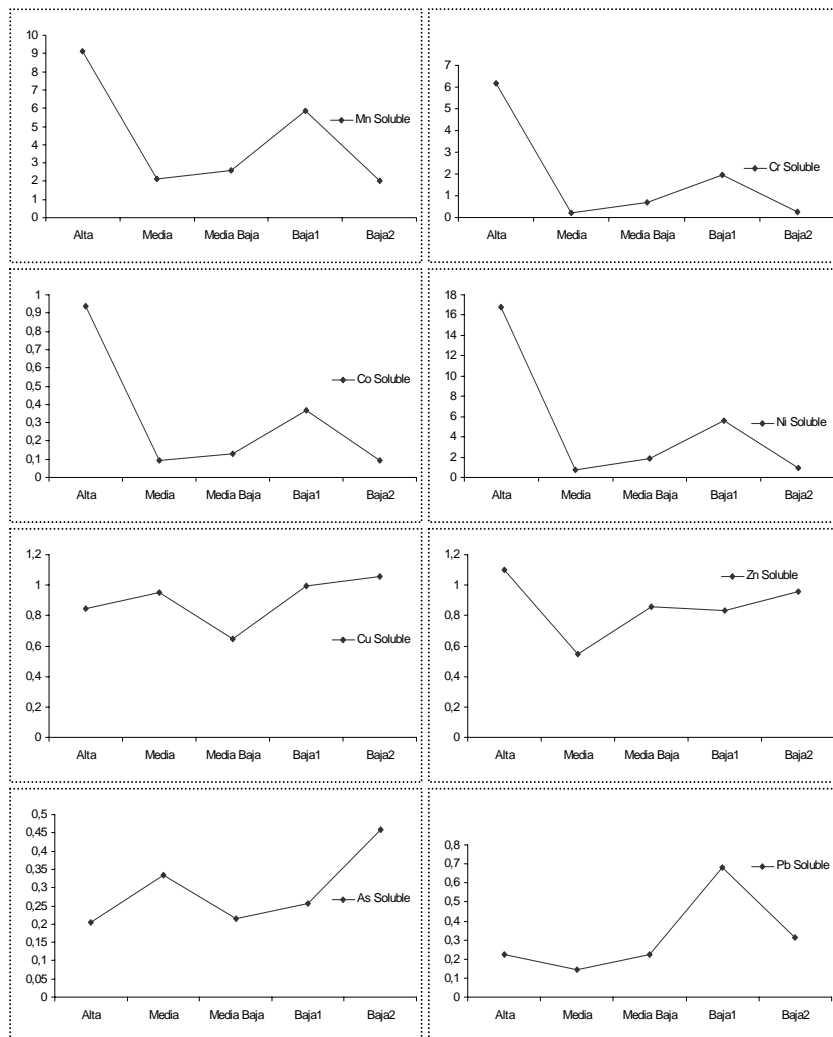


Cuando estudiamos los elementos solubles, solamente el As presenta dos subgrupos homogéneos (Tabla 7.67), el primero se asocia con la Zona Alta y Media Baja, y el segundo con la Zona Baja1 y 2 y Media, con un patrón de comportamiento un tanto errático al descender por la cuenca. La Figura 7.30 expone la dispersión de todos los elementos estudiados, y en ella se observa que Mn, Cr, Co y Ni, tienden a disminuir sus concentraciones a través de la cuenca.

Tabla 7.67 Subgrupos homogéneos As soluble en agua (mg kg^{-1}) presente en los sedimentos de los afluentes

Zona de los Afluentes	Subgrupos	
	1	2
Alta	0,205	
Media Baja	0,215	
Baja 1	0,256	0,256
Media	0,333	0,333
Baja 2		0,459
Significación	0,25	0,07

Figura 7.30 Distribución de los metales pesados solubles en agua (mg kg^{-1}) presentes en los sedimentos de los afluentes

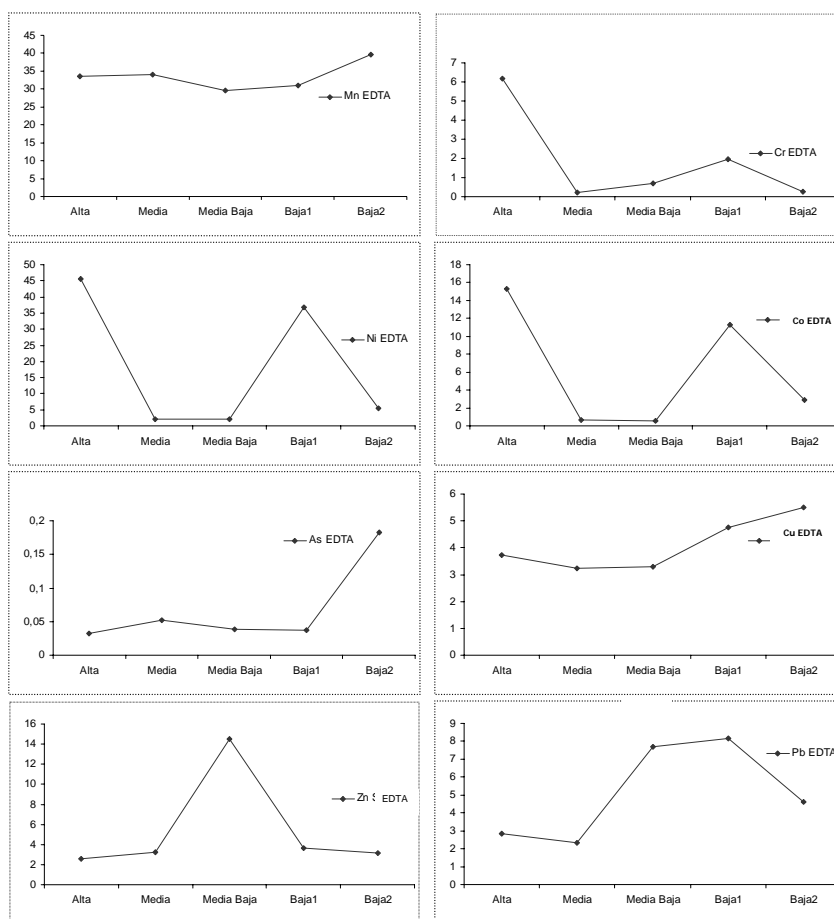


Por su parte los metales pesados extraíbles con EDTA en los sedimentos de los afluentes, solamente el Zn y As presentan subgrupos homogéneos en su distribución (Tabla 7.68). Ambos elementos muestran la tendencia a acumularse al descender por la Cuenca. La Figura 7.31 presenta la dispersión de los metales pesados extraídos con EDTA contenidos en los sedimentos de los afluentes.

Tabla 7.68 Subgrupos homogéneos del Zn y As extraídos con EDTA (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos de los afluentes

Zonas de los Afluentes	Subgrupos		Zonas de los Afluentes	Subgrupos	
Zn	1	2	As	1	2
Alta	2,58		Alta	0,032	
Baja 2	3,17	3,17	Baja 1	0,036	
Media	3,22	3,22	Media Baja	0,039	
Baja 1	3,64	3,64	Media	0,051	
Media Baja		14,50	Baja 2		0,182
Significación	0,99	0,05	Significación	0,98	1,00

Figura 7.31 Distribución de los metales pesados extraídos con EDTA (mg kg^{-1}) contenidos en los sedimentos de los afluentes.



La Tabla 7.69 expone un resumen de la dinámica de dispersión de los metales pesados en el cauce principal y en los afluentes. En dicha tabla se puede observar que a excepción del Mn, el resto de los metales pesados totales presentes en los sedimentos del cauce principal, presentan subgrupos homogéneos; con un número máximo de subgrupos de tres (el caso del Zn); y donde Cu, Zn, As y Pb tienden a concentrarse, mientras que Cr, Co y Ni a disminuir a lo largo del cauce

principal. En cuanto a los solubles, Mn, Cr, Co y Ni presentan subgrupos homogéneos, con un número máximo de subgrupos de tres (Cr); que en todos los casos tienden a disminuir su concentración conforme se desciende por el cauce. En relación a los metales pesados extraídos con EDTA, solamente Cr y Ni muestran subgrupos homogéneos; ambos elementos tienden a disminuir sus concentraciones al descender por el cauce principal.

Tabla 7.69 Subgrupos homogéneos de los metales pesados en los sedimentos del cauce principal y de los afluentes de la Cuenca del Río Verde, Málaga

Sedimentos del cauce principal	Número de Subgrupos	Tendencia	
		Aumentar	Disminuir
Metales Pesados Totales	Cr (2)		■
	Co (2)		■
	Ni (2)		■
	Cu (2)	■	
	Zn (3)	■	
	As (2)	■	
	Pb (2)	■	
Metales Pesados Solubles en agua	Mn (2)		■
	Cr (2)		■
	Co (2)		■
	Ni (2)		■
Metales Pesados extraídos con EDTA	Cr (3)		■
	Ni (2)		■
Sedimentos de los afluentes	Número de Subgrupos	Tendencia	
		Acumular	Desacumular
Metales Pesados Totales	Co (3)		■
	Ni (3)		■
	Cu (2)	■	
	Zn (3)	■	
	As (2)	■	
Metales Pesados Solubles en agua	As (2)	■	
Metales Pesados extraídos con EDTA	Zn (2)	■	
	As (2)	■	

Con respecto a los metales pesados totales contenidos en los sedimentos de los afluentes, Co, Ni, Cu, Zn y As exhiben subgrupos homogéneos, cuyo número máximo es de tres (Co, Ni y Zn), donde Cu, Zn y As tienden a aumentar sus concentraciones y el Co y Ni a disminuirlas al descender por la cuenca. En el caso de los metales solubles, solamente el As muestra subgrupos homogéneos, el cual

presenta un comportamiento acumulativo a medida que se desciende por la cuenca. Por otro lado, en las concentraciones de metales extraídos con EDTA, Zn y As presentan subgrupos; ambos tienen una tendencia a aumentar las concentraciones al descender por la cuenca.

7.8 Metales pesados totales contenidos en los sedimentos superficiales del Río Verde, comparados con diferentes ríos del mundo

En la Tabla 7.70 se muestran los valores comparativos referentes a las concentraciones de metales pesados presentes en sedimentos de varios ríos del mundo, y la media correspondiente a todos ellos. Incluye además, el “average shale value” (valor medio tipo) propuesto por Turekian and Wedepohl (1961).

En comparación con el “average shale value”, los valores de concentración de metales pesados totales en los sedimentos del Río Verde son dos veces menores para el Cu, similares para Mn, Pb y Zn, y superiores en más de cinco y doce veces respectivamente para Cr y Ni. Si comparamos los valores encontrados en los sedimentos del Río Verde, con los valores medios que contienen los 16 ríos consultados, se observa que son similares para el Mn, superiores en 4 y 21 veces para Cr y Ni, e inferiores en los casos de Cu, Pb y Zn (2, 12 y 6 veces respectivamente). Lo anteriormente expuesto deja en evidencia el predominio de las peridotitas en la presencia de los metales pesados en los sedimentos, debido a que Mn, Cr y Ni se encuentran en altas concentraciones.

En relación al PEC (Probable Effects Concentration), lo más relevante es el valor comparativo del Cr que supera al valor PEC en casi cinco veces, mientras que el resto de los metales presentan valores de concentración inferiores (sin comparar Ni y Mn por no estar disponibles en el PEC). Los valores de concentración de Cr, por lo tanto evidencian que es posible encontrar efectos negativos provocados por este elemento en los sistemas acuáticos relacionados.

Tabla 7.70 Valores de concentración media de metales pesados totales en los sedimentos superficiales del Río Verde comparados con diferentes ríos del mundo y la media tipo (average shale value)

Ríos	Cr ^a	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Referencia
Verde, Málaga, España	501.6	24.7	848.3	841.4	28.1	86.8	Presente estudio
"Average shale value"	90	45	850	68	20	95	Turekian and Wedepohl, (1961)
Media Consultados	123.4	95.9	614.5	40.1	254.9	558.2	Presente estudio
Gomti, India	8.15	5.0	148.1	15.2	40.3	41.7	Singh et al., (2005)
Almendares, Cuba	143.9	157.8	N/A	N/A	92.3	251.1	Olivares-Rieumont et al., (2005)
Yamuna, India	N/A ^c	22.2	N/A	N/A	60.0	59.2	Jain, (2004)
Louro, España	108.2	45.5	N/A	46.5	61.7	N/A	Filgueiras et al., (2004)
Leie, Bélgica	229.6	149	436.6	41.6	387	1292.8	Cappuyns et al., (2004)
Lot, Francia	N/A	51.7	N/A	N/A	224	1837	Audry et al., (2004)
Odiel, España	54.5	656.5	856.5	30.13	2632	2871	Santos et al., (2002)
Guadaira, España	38	25	477	37	20	51	González et al., (2000)
Paraguay, Paraguay	14.23	5.82	190.9	N/A	8.57	20.18	Facetti et al., (1997)
Elbe, Suecia	386	206	1230	58	122	1190	Brügmann, (1994)
Neckar, Alemania	13	108	496	44	74	370	Muller et al. (1993)
Ganga, India	N/A	21.0	N/A	N/A	25.0	46	Subramanian et al., (1987)
Ganga, India	N/A	10.8	N/A	N/A	25.6	36.1	Saika, (1987)
Brahmaputra, India	N/A	17.0	N/A	N/A	N/A	47	Subramanian et al., (1987)
Toyohira, Japón	N/A	22.0	N/A	N/A	24.0	152	Saika et al., (1986)
Genesse, USA	N/A	18	N/A	23	40.0	69	Reddy, (1979)
Illinois, USA	N/A	19.0	N/A	N/A	28.0	81	Mathis and Cummings, (1973)
PEC ^b	111	149	N/A	N/A	128	459	MacDonald et al., (2000)

^aTodos expresados en mg.kg⁻¹

^bEfecto Probable de la Concentración (PEC) en los sedimentos, efectos negativos a esperar en el medio acuático.

^cN/A No Disponible

7.9 Fitotoxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y sedimentos en la Cuenca del Río Verde

En el apartado de Materiales y Métodos se expone el procedimiento para la determinación de la toxicidad en los suelos por metales pesados solubles en agua. A pesar de ello, es importante destacar algunos aspectos considerados en el desarrollo de esta prueba. Las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y sedimentos no causaron efecto sobre la Germinación (%) de las semillas de lechuga, por ello solamente se presentan los valores correspondientes al Índice de Elongación Radicular (IE). El IE considera la existencia de toxicidad a cualquier valor menor a cero, pero a partir de ese parámetro se tiene un rango de valores que presentan diferencias estadísticas significativas, siendo posible definir niveles de toxicidad en el intervalo de la población total.

En este estudio los niveles de toxicidad se determinan en función de los subgrupos homogéneos que presentan los valores de IE al relacionarlos con las unidades territoriales de análisis. Así, el subgrupo 1 se califica como de Toxicidad Baja; el subgrupo homogéneo 2 de Toxicidad Media; y el subgrupo homogéneo 3 de Toxicidad Alta. Esta calificación de toxicidad sólo se aplica para la zona de estudio, por estar desarrollada en función de los valores de su población total. Cuando no es posible encontrar subgrupos homogéneos en las unidades territoriales de análisis (los valores de IE son estadísticamente iguales), se utiliza la comparación del rango de valores que presenta dicho análisis con el de valores similares que pertenezcan a una calificación de toxicidad explicada anteriormente.

En relación a toxicidad por metales pesados solubles contenidos en los suelos y su vinculación con las subcuencas, se presentan tres subgrupos homogéneos y por ende tres niveles fitotóxicos. Así, los metales pesados solubles en los suelos pertenecientes a las subcuencas Castillejo y Montero muestran una toxicidad baja; mientras que los asociados a las subcuencas Molinos y Hoyo del Bote exhiben una toxicidad media; y los de la subcuenca Quejigos una toxicidad alta. Por otro lado la fitotoxicidad por metales pesados solubles en agua, al relacionarla con los materiales litológicos, presenta tres niveles de toxicidad, los suelos desarrollados sobre mármoles presentan un nivel de toxicidad baja, para los

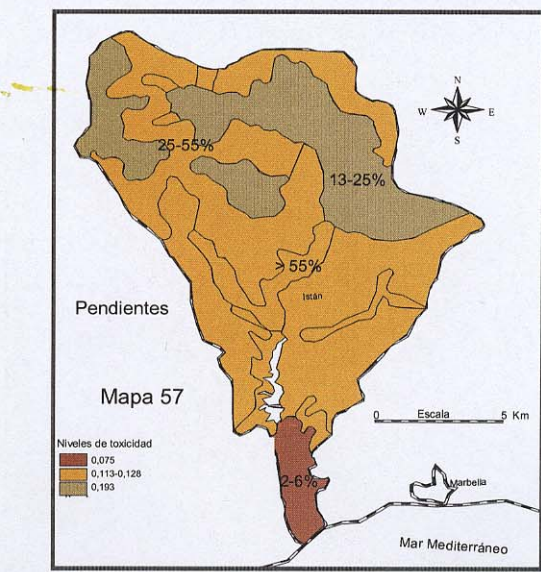
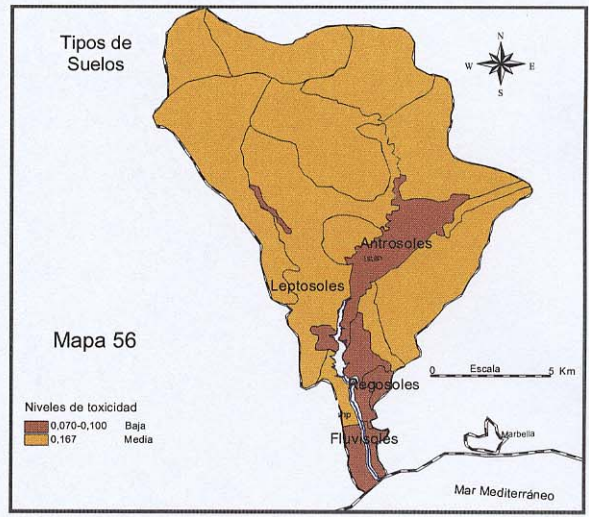
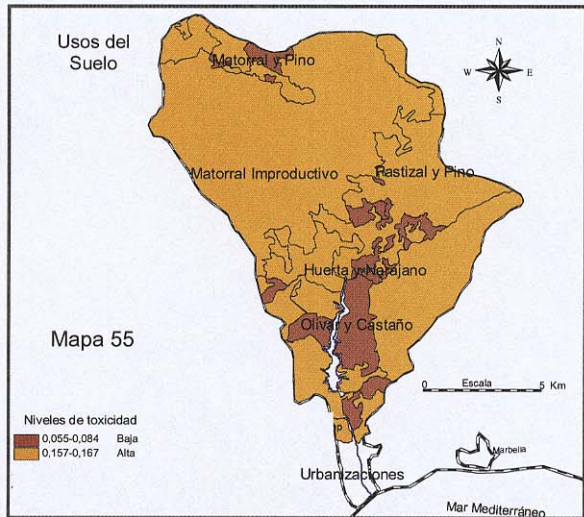
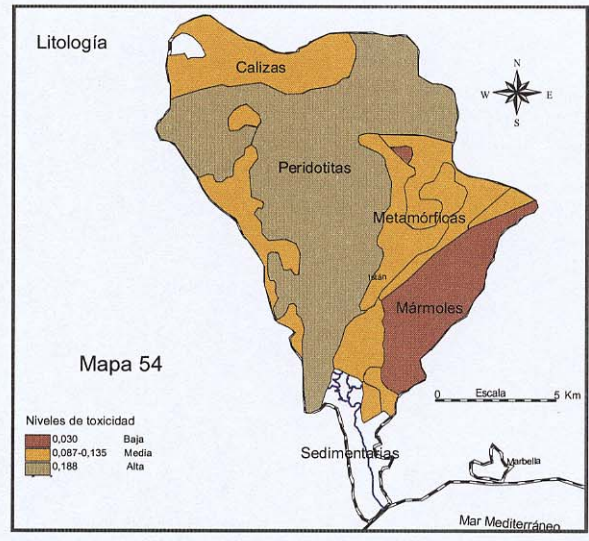
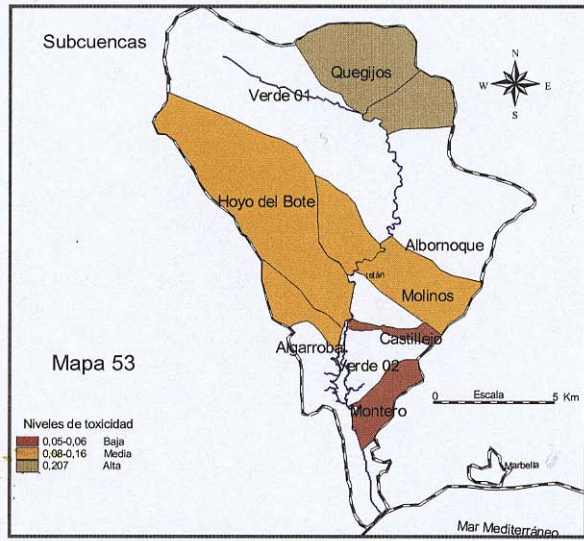
desarrollados a partir de calizas, Gneis, esquistos, filitas y migmatitas, la toxicidad es media, y los vinculados a las peridotitas tienen una toxicidad alta. En cuanto al tipo de suelos, la toxicidad por metales pesados solubles en agua presenta dos niveles, la baja toxicidad se asocia a Regosoles y Antrosoles, y la toxicidad media a Leptosoles. Finalmente, en cuanto a los metales pesados solubles en agua contenidos en los suelos, presentan tres niveles de toxicidad en función de la pendiente, la toxicidad baja se relaciona con las zonas de pendientes suaves (2-6%); la toxicidad media con las mayores del 25%; y la toxicidad alta con las zonas de pendientes comprendidas entre 13-25%.

La Tabla 7.71 resume los valores correspondientes al Índice de Elongación (IE) y los subgrupos homogéneos correspondientes, y los Mapas 53 a 57 presentan la distribución de la toxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y su relación con las unidades territoriales de análisis.

Tabla 7.71 Toxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos en relación a las unidades territoriales de análisis

Subgrupos				Subgrupos		
Subcuencas	1	2	3	Usos del suelo	1	2
Castillejo	0,055			Matorral y pino	0,055	
Montero	0,056			Olivares y castaños	0,060	
Molinos	0,084	0,084		Naranja y huerta	0,084	0,084
Hoyo del Bote		0,167	0,167	Pastizal y pino		0,157
Quejigos			0,207	Matorral improductivo		0,167
<i>Significación</i>	<i>0,89</i>	<i>0,10</i>	<i>0,72</i>	<i>Significación</i>	<i>0,51</i>	<i>0,07</i>
Litología	1	2	3	Pendientes	1	2
Mármoles	0,030			2-6%	0,075	
Calizas	0,087	0,087		25- 55%	0,113	0,113
Metamórficas		0,135	0,135	>55%	0,128	0,128
Peridotitas			0,188	13-25%		0,193
<i>Significación</i>	<i>0,345</i>	<i>0,506</i>	<i>0,408</i>	<i>Significación</i>	<i>0,32</i>	<i>0,14</i>
Tipos de suelos	1	2				
Regosoles	0,070					
Antrosoles	0,100	0,100				
Leptosoles		0,167				
<i>Significación</i>	<i>0,71</i>	<i>0,20</i>				

Mapas 53-57. Distribución de la toxicidad por metales pesados solubles en agua contenidos en los suelos y su vinculación con las unidades territoriales de análisis



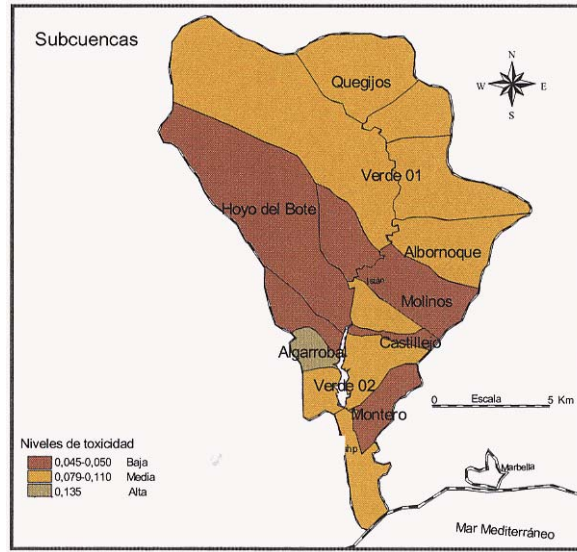
En los sedimentos, utilizando el Índice de Elongación (IE) como variable respuesta, la fitotoxicidad por metales pesados solubles en agua presenta tres niveles en función de las subcuencas. De esta manera, los metales pesados presentes en los sedimentos correspondientes a las subcuencas Molinos, Hoyo del Bote, Castillejo y Montero muestran baja toxicidad; los presentes en los sedimentos de las subcuencas Verde 01, Verde 02, Albornoque y Quejigos exhiben una toxicidad media, y los vinculados con la subcuenca Algarrobal presentan una toxicidad alta. La Tabla 7.72 resume los valores correspondientes al (IE) y los subgrupos homogéneos y el Mapa 58 presenta la distribución de la toxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los suelos y su relación con las subcuencas.

Es importante resaltar que los mayores valores de toxicidad se localizan en la subcuenca Algarrobal, que se localiza en la margen occidental de la Represa La Concepción. El área de drenaje de dicha subcuenca ha sido alterada con la construcción de terrazas utilizadas para repoblaciones y disminuir el arrastre de sedimentos a la represa. Además, se han construido transversal al cauce del arroyo, muros de retención, lo que ha producido que los sedimentos arrastrados de las zonas de drenaje se concentren en dichos muros. Estos diques se convierten en potenciales zonas de aportes de metales pesados solubles en agua, y con ello se aumenta la toxicidad potencial por metales pesados de la subcuenca.

Tabla 7.72 Toxicidad por metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos

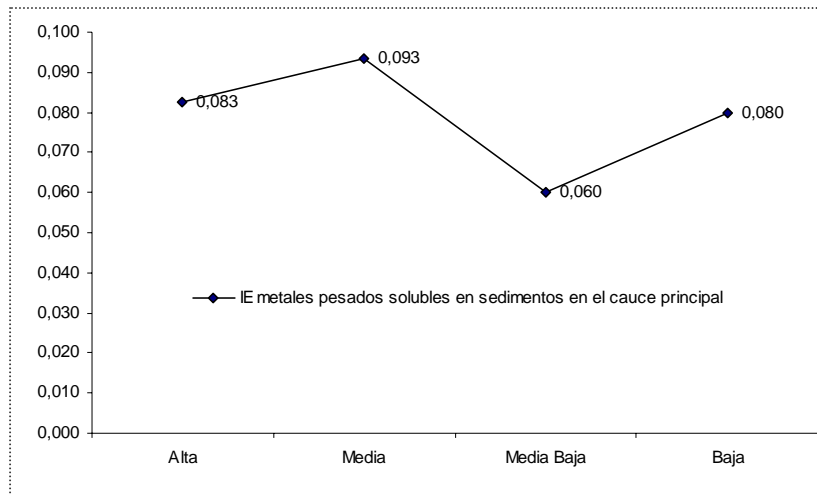
Subcuenca	Subgrupos	
	1	2
Molinos	0,045	
Hoyo del Bote	0,053	
Castillejo	0,055	
Montero	0,055	
Verde 01	0,079	0,079
Verde 02	0,080	0,080
Albornoque	0,085	0,085
Quejigos	0,110	0,110
Algarrobal		0,135
<i>Significación</i>	<i>0,09</i>	<i>0,12</i>

Mapa 58. Distribución de la toxicidad por metales pesados solubles en agua contenidos en los sedimentos y su relación con las subcuencas



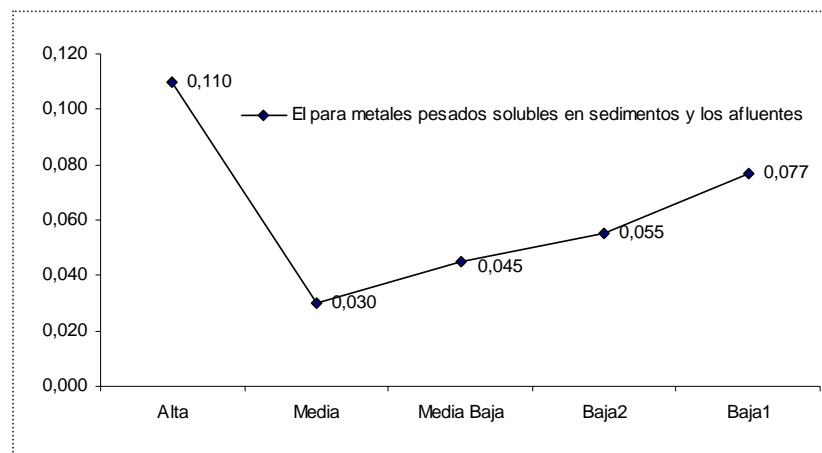
En los sedimentos del cauce principal, utilizando el Índice de Elongación (IE) como variable respuesta, los valores del IE expresada en la toxicidad por metales pesados solubles en agua no presentan diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) en su distribución. La Figura 7.32 expone los valores medios absolutos de (IE), que en función de los criterios para definir los niveles de toxicidad, la zona del cauce principal se puede definir como de toxicidad media, que al descender desde la Zona Alta a la Media aumenta de forma relativa, descendiendo al llegar a la Zona Media Baja, para luego ascender nuevamente en la Zona Baja.

Figura 7.32. Valores de IE para metales pesados solubles en agua contenidos en los sedimentos en relación al cauce principal



En los sedimentos de los afluentes, utilizando el Índice de Elongación (IE) como variable respuesta, la toxicidad por metales pesados solubles en agua no presentan diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) en su distribución. En función de los criterios para establecer los niveles de toxicidad, los sedimentos de los afluentes se pueden definir en general como de toxicidad baja; con tendencia a disminuir (al descender por la cuenca) desde la Zona Alta hasta la Media, para luego aumentar relativamente desde la Zona Media hasta la Baja1 (Figura 7.33).

Figura 7.33. Valores de IE para metales pesados soluble en agua presentes en los sedimentos en relación a los afluentes



Otra forma de analizar la toxicidad potencial de los metales pesados solubles en agua presentes en los suelos, es identificando la muestra o rango de muestras cuyas concentraciones producen diferentes grados de inhibición o efecto sobre una variable en un organismo determinado. En este estudio se trata de los diferentes grados de inhibición que las concentraciones de metales pesados solubles en agua producen sobre la elongación radicular de la lechuga. Normalmente las EC (Efecto de la Concentración) se refieren a las concentraciones que inhiben en un porcentaje determinado el desarrollo de una de las variables analizadas, pero en este caso las EC no determinan las concentraciones específicas, sino la muestra y o rango de muestras cuyas concentraciones de metales pesados solubles en agua producen dicho efecto.

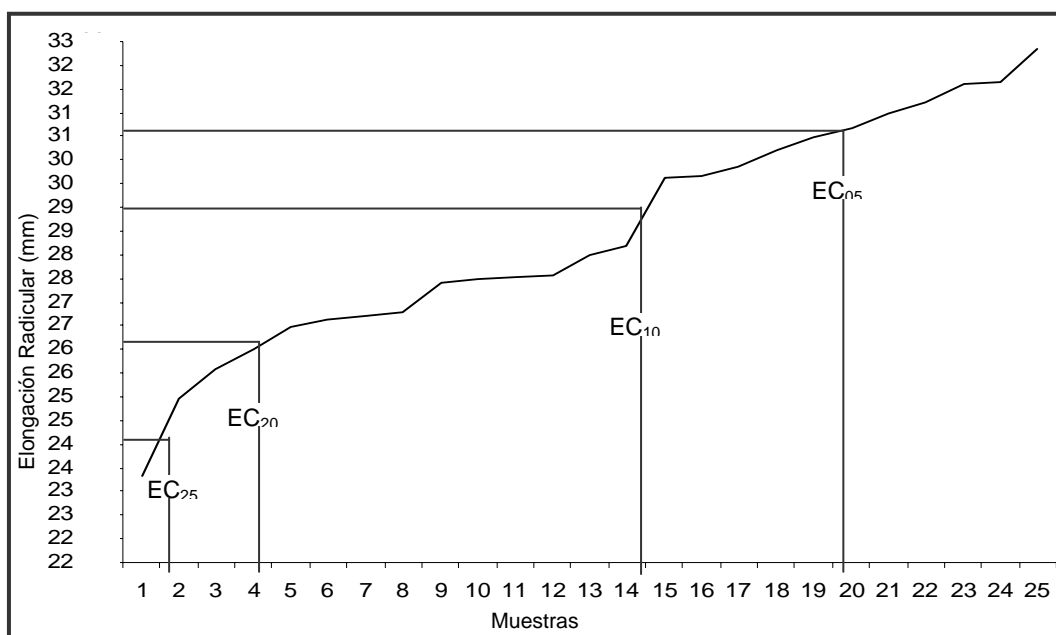
En la Tabla 7.73 se exponen las muestras, cuyos nombres se relacionan con la subcuenca a la que pertenecen. La primer columna contiene un identificador de la muestra (ID), que coincide con los números que aparecen en el eje "x" de la Figura 7.33, con ello se consigue relacionar la muestra o las muestras que condicionan la inhibición de la elongación radicular. Las últimas columnas de la tabla mencionada recogen los valores del diferencial de elongación y que se traduce a las diferentes concentraciones de la muestra o rango de muestras que inhiben en 5, 10, 20 y 25% la elongación radicular.

El valor medio de elongación radicular del testigo es de 32,85 mm, por lo que la inhibición de un 5% (EC_{05}) corresponde a 31,20 mm; la de un 10% (EC_{10}) a 29,56 mm; de un 20% (EC_{20}) a 26,28 mm; y la de un 25% (EC_{25}) a 24,63 mm. En función de lo anterior se elabora la figura que se presenta y donde es posible observar las muestras cuyas concentraciones de metales pesados solubles en agua están relacionadas con los diferentes grados de inhibición de la elongación radicular. En la Tabla 7.71 se observa que las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en el mayor número de muestras de suelos (41% del total), inciden en un 10% en la elongación radicular de las semillas; mientras que las concentraciones presentes en un 33% de las muestras inhiben un 5% la elongación radicular; y solamente un 4% de las muestras inhiben en 25% la elongación. Con respecto al resto de las muestras (22%), sus concentraciones de metales pesados inciden en menos del 5% en la elongación radicular.

Tabla 7.73 Inhibición de la elongación radicular producida por metales pesados solubles presentes en los suelos

ID	Muestras	Elongación Radicular (mm)	EC ₂₅	EC ₂₀	EC ₁₀	EC ₀₅	<EC ₀₅
1	Parras 01	23,84	9,01				
2	Cañas 01	25,44		7,41			
3	Hoyo del Bote 04	26,09		6,76			
4	Hoyo del Bote 02	26,49		6,36			
5	Quejigos 01	26,97			5,88		
6	Hoyo del Bote 01	27,12			5,73		
7	Hoyo del Bote 05	27,20			5,65		
8	Hoyo del Bote 06	27,28			5,57		
9	Molinos 01	27,89			4,96		
10	Real 01	28,00			4,85		
11	Hoyo del Bote 03	28,01			4,84		
12	Quejigos 02	28,05			4,80		
13	Botillo 01	28,49			4,36		
14	Molinos 02	28,67			4,18		
15	Castillejo 02	30,11				2,74	
16	Molinos 04	30,16				2,69	
17	Montero 01	30,36				2,49	
18	Montero 02	30,71				2,14	
19	Montero 03	30,99				1,86	
20	Montero 04	31,19				1,66	
21	Molinos 05	31,48				1,37	
22	Castillejo 01	31,72				1,13	
23	Molinos 03	32,10					0,75
24	Montero 05	32,15					0,70

Figura 7.33 Elongación radicular producida por metales pesados solubles presentes en los suelos. Inhibición de la elongación (EC₀₅, EC₁₀, EC₂₀ y EC₂₅)

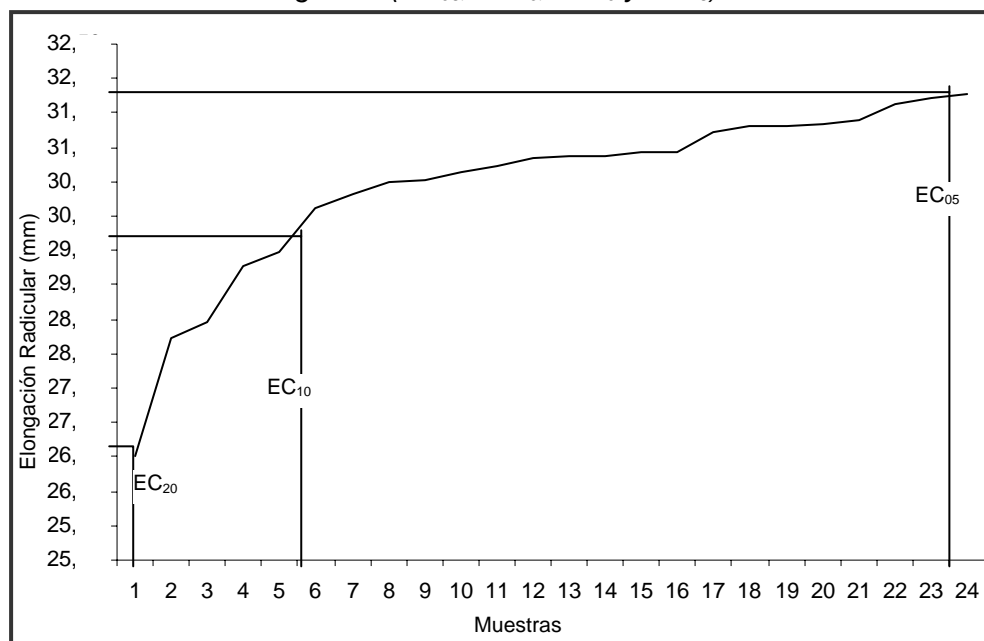


El análisis en los sedimentos considera los mismos principios que en los suelos, con un valor medio de elongación radicular del testigo de 32,85 mm. En la Tabla 7.74 y la Figura 7.34 muestran que las concentraciones de metales pesados solubles en agua tienen un efecto máximo del 20% en la inhibición de la elongación radicular, representado solo por un 4% del total de las muestras. Las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en el 16% de las muestras de sedimento, inciden en un 10% en la elongación radicular. De las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en la mayoría de las muestras, el 50%, producen una inhibición en la elongación radicular del 5%, el resto de las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en las muestras (29%) inhiben en menos de un 5% la elongación radicular de la lechuga.

Tabla 7.74 Inhibición de la elongación radicular producida por metales pesados solubles presentes en los sedimentos

ID	Muestra	Elongación Radicular (mm)	EC ₂₀	EC ₁₀	EC ₀₅	<EC ₀₅
1	Parra 12	26,52	6,33			
2	Algarrobal 11	28,21		4,64		
3	Algarrobal 12	28,45		4,40		
4	Verde 05	29,28		3,57		
5	Verde 19.A	29,47		3,38		
6	Verde 01	30,11			2,74	
7	Verde 18	30,32			2,53	
8	Verde 03	30,49			2,36	
9	Verde 02	30,53			2,32	
10	Montero 12	30,65			2,20	
11	Verde 10	30,72			2,13	
12	Castillejo 11	30,85			2,00	
13	Botillo 12	30,88			1,97	
14	Verde 09	30,88			1,97	
15	Verde 08	30,92			1,93	
16	Verde 19.B	30,92			1,93	
17	Molinos 13	31,21			1,64	
18	Botillo 11	31,32				1,53
19	Hoyo del Bote 11	31,32				1,53
20	Castillejo 12	31,33				1,52
21	Montero 11	31,40				1,45
22	Molinos 12	31,63				1,22
23	Albornoque 11	31,71				1,14
24	Quejigos 13	31,76				1,09

Figura 7.34 Elongación radicular producida por metales pesados solubles presentes en los sedimentos. Inhibición de la elongación (EC_{05} , EC_{10} , EC_{20} y EC_{25})



A pesar de que en forma individual las concentraciones de metales pesados solubles en agua son mayores en los sedimentos que en los suelos, en la prueba de la elongación radicular, el efecto mayor es producido por las concentraciones contenidas en los suelos, lo cual posiblemente esté relacionado con el efecto conjunto de factores que los caracterizan.

Con la finalidad de observar el posible efecto individual de los metales pesados solubles en agua en la elongación radicular, se desarrollaron pruebas de regresión lineal. En estas pruebas, excepto el Ni, el resto de los metales analizados no presentan relación directa con la inhibición de la elongación radicular. Las ecuaciones conseguidas para el Ni y su relación con la toxicidad expresada en la elongación radicular es la siguiente:

$$\text{Suelos IE} = 0,101 + 0,103(\text{Ni})$$

$$\text{Sedimentos IE} = 0,052 + 0,002(\text{Ni})$$

La utilización de metales pesados extraídos con EDTA no es compatible para el desarrollo de pruebas de toxicidad cuando se utilizan semillas de plantas. En este estudio, la prueba de germinación de las semillas de lechuga, tal como se llevó a cabo para metales pesados solubles en agua no ha sido posible con los metales

pesados extraídos por EDTA. La razón de lo anterior es que, las pruebas de germinación desarrolladas utilizando sólo el EDTA (extractante) como base de cultivo han mostrado capacidad de inhibir considerablemente la elongación radicular de la lechuga, lo que dificulta poder comprender el efecto de los metales pesados asociados.

Tal como aparece en el apartado de materiales y métodos, la concentración del EDTA (0,05 M). Partiendo de la concentración anterior se llevaron a cabo 6 diluciones (15, 25, 35, 45, 50 y 60%) de EDTA y luego sobre ellas se realizó la prueba de germinación de semillas de lechuga para observar el efecto del extractante en la prueba. Se utiliza el valor medio de la elongación radicular del testigo de la prueba con metales pesados solubles en agua (32,85 mm) como referencia. Partiendo del valor anterior se calculan los valores correspondientes al 10 y 50% de la elongación radicular, los cuales son utilizados para calcular el valor de la concentración de EDTA que los produce.

En la Tabla 7.75 se exponen los valores de concentración media de elongación radicular obtenidos a partir de la exposición de las semillas de lechuga a diferentes concentraciones de EDTA.

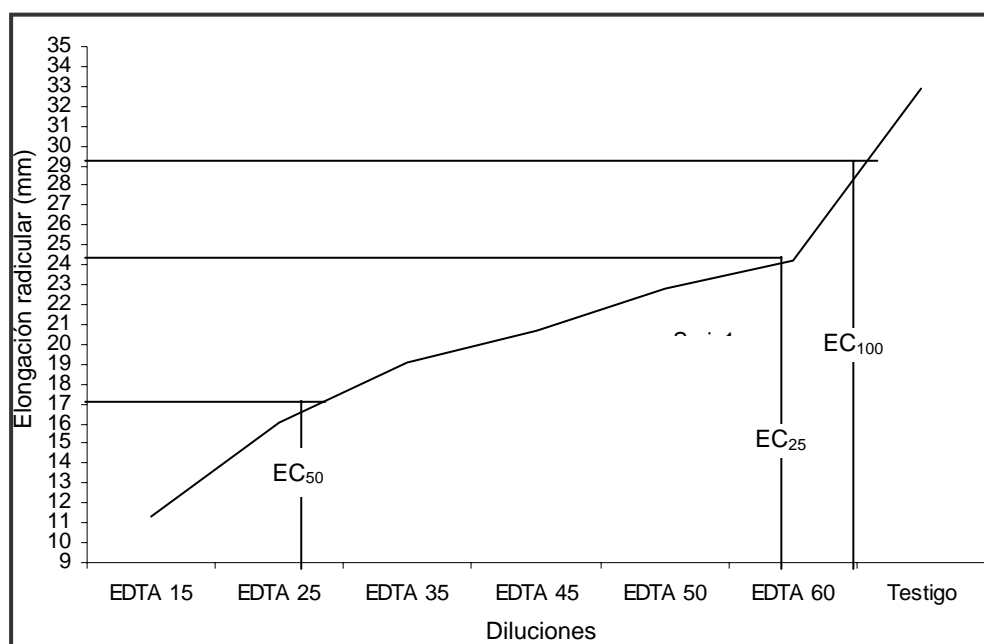
Tabla 7.75 Efecto del EDTA en la elongación radicular (mm) de la lechuga

Muestra	Elongación Radicular (mm)	Inhibición de la Elongación Radicular (%)
Testigo	32,85	
EDTA 15	11,32	65
EDTA 25	16,04	51
EDTA 35	19,12	42
EDTA 45	20,64	47
EDTA 50	22,84	30
EDTA 60	24,20	26

La Figura 7.35 presenta las diluciones EDTA capaces de inhibir hasta un 65% la elongación radicular de la lechuga. En dicha figura se puede ver el efecto del EDTA en la elongación radicular, observándose que el EDTA diluido hasta en un 60% inhibe la elongación radicular de la lechuga en un 26%, mientras que, en el rango de diluciones de 25 a 50% el efecto sobre la elongación es de un 30%.

Es conocido el hecho de asociar la extracción de metales pesados con EDTA a los metales que potencialmente pueden encontrarse en forma biodisponible, sin embargo, al desarrollar pruebas de fitotoxicidad se presenta la limitante de que el EDTA es tóxico para las semillas utilizadas en este estudio. Aún conociendo el efecto del EDTA, al realizar diluciones significativas como las ensayadas en este estudio, no se apreciaría el efecto de los metales pesados debido a la dilución de sus concentraciones.

Figura 7.35 Efecto del EDTA sobre la elongación radicular de las semillas de lechuga



La lechuga (*Lactuca sativa L*) puede ser utilizada como bioindicador para medir la expresión de las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en suelos y sedimentos; siendo la elongación radicular la variable que presenta mayor sensibilidad y variabilidad. Una forma de representar espacialmente la información de toxicidad es utilizar las unidades territoriales de análisis, lo que permite aprovechar al máximo la información en función de los objetivos. En este caso los metales pesados solubles en agua contenidos en los suelos y sedimentos, al relacionar su efecto tóxico con las subcuencas y litología han permitido visualizar los tres niveles de toxicidad propuestos (Alta, Media y Baja).

Aplicación potencial de la información obtenida

Del análisis estadístico se interpreta que Cr, Co y Ni son los metales pesados predominantes en la cuenca asociados a las peridotitas, siendo relevante las posibles vías que pueden seguir estos metales a partir del material original y su paso posterior a suelos y sedimentos.

La Cuenca del Río Verde presenta diferentes usos del suelo, desde cultivos anuales hasta matorrales improductivos. La determinación de las concentraciones en función del uso del suelo permitirá determinar el riesgo potencial asociado al paso de dichos metales desde el suelo hasta los cultivos anuales (hortalizas y cereales principalmente), y desde el suelo hasta los cultivos permanentes (olivares, naranjos y otros), siendo importante, además, la acumulación de metales en los pastizales que suelen utilizarse para la cría de caprinos.

Otro aspecto que se deriva del conocimiento de las concentraciones de metales en los suelos originados a partir de peridotitas en la Cuenca del Río Verde, es el hecho de que sobre ellos crecen poblaciones de plantas características. Lo anterior se debe principalmente a las altas concentraciones de Cr y Ni y a la baja relación Ca/Mg. Algunas plantas se han adaptado a los elementos químicos tóxicos contenidos en los suelos peridotíticos (con valores de metales mayores de 1000 mg kg⁻¹), a las cuales se les denomina hiperacumuladoras, y que tienen mucho interés para los científicos que intentan entender la contaminación medioambiental o la evolución de plantas que crecen sobre los suelos (Kruckeberg, 1992, Reaves, 1992).

Tal como se demuestra en los análisis realizados, las concentraciones de metales pesados (Cr, Co y Ni principalmente) en la Cuenca del Río Verde, mantienen la proporcionalidad de los valores y la asociación de los mismos al pasar del suelo a los sedimentos. Una vez que los metales pesados se encuentran en los sedimentos las vías para llegar a los ecosistemas o a las personas están relacionadas con el consumo del agua o con la absorción por organismos bentónicos. En dicha Cuenca se localiza la Represa La Concepción con una capacidad de 44,515 hm³/año, que representa el 24% del agua disponible para la Costa del Sol Occidental. Los valores de metales pesados solubles en agua, pueden

servir en el futuro para estudiar la relación entre el potencial de aporte de metales pesados en los sedimentos y el contenido de los mismos en el agua de la cuenca.

Los metales pesados contenidos en los sedimentos pueden pasar a los organismos bentónicos, el conocer sus concentraciones y dinámica, puede ayudar a entender la microfauna acuática del Río Verde y el impacto potencial en la zona del Mar Mediterráneo con que se relaciona. Por todo lo anterior, el estudio de los metales pesados en la Cuenca del Río Verde, abre las posibilidades para otras disciplinas y establece un sitio de estudio único, con potencial para comprender el papel de las plantas en la estabilidad medioambiental y la valoración de los riesgos derivados del uso y aprovechamiento de sus recursos naturales.

8. CONCLUSIONES

En la Provincia de Málaga, los metales pesados contenidos en los suelos no presentan diferencias estadísticas significativas con la profundidad (0-20 y 20-40 cm); la variabilidad individual de los elementos está condicionada por la presencia de materiales peridotíticos.

En la Cuenca del Río Verde, los mayores valores de elementos solubles y extraíbles con EDTA contenidos en los suelos y sedimentos corresponden al Cu, seguidos por el Pb en los suelos y Ni en los sedimentos, mientras que los valores más bajos son para el Cr, en las dos formas de extracción, tanto en suelos como en sedimentos.

Los valores anómalos de todas las formas de extracción de metales estudiadas, se resumen en las subcuencas Hoyo del Bote, Molinos y Montero y en los materiales peridotíticos en el caso de los suelos; mientras que para los sedimentos, estos valores se asocian a las subcuencas Verde01 y Quejigos. Tanto en suelos como en sedimentos, Mn, Cr, Co y Ni son los elementos que muestran mayor cantidad de valores anómalos, además de una correlación positiva.

El menor número de componentes principales se asocia a los metales pesados totales y extraíbles con EDTA en suelos, y sólo a los primeros en sedimentos. El menor número de componentes y mayor porcentaje de la varianza total se produce cuando no se incluyen las características de los suelos y sedimentos en el análisis; dichas características aportan un mayor número de componentes pero su inclusión en el análisis no supera significativamente el porcentaje de la varianza.

El mayor número de poblaciones con diferencias estadísticas significativas se encuentra cuando se asocian los metales pesados totales en suelos con la pendiente, mientras que en los solubles esta condición se cumple para las subcuencas, y en los extraíbles con EDTA al uso del suelo y la pendiente. En el caso de los sedimentos, al relacionar los metales pesados con las subcuencas,

los totales muestran poblaciones diferentes para todos los elementos, en los solubles sólo para el Pb, y Mn, Cr, Zn, As y Pb para los extraídos con EDTA. La distribución de las formas de extracción no son coincidentes al relacionarlas con las unidades territoriales de análisis.

Las concentraciones de Mn, Cr, Co y Ni contenidos en los sedimentos del cauce principal del Río Verde, presentan una tendencia a disminuir a medida que se desciende por el mismo, situación contraria muestran Cu, Zn, As y Pb. Por otra parte, para los metales pesados presentes en los sedimentos de los afluentes, es importante resaltar la clara tendencia a disminuir sus concentraciones en el caso de Co y Ni, y a aumentar por parte de Cu, Zn y As.

La marcada influencia de las rocas peridotíticas sobre la presencia del Mn, Cr y Ni, presentes en los sedimentos del Río Verde, se evidencia cuando se comparan sus valores de concentración de metales con los de 16 ríos del mundo; en los que se observa que son similares para el Mn; superiores en 4 y 21 veces para el Cr y Ni; e inferiores en el caso del Cu, Pb y Zn (2, 12 y 6 veces respectivamente).

El estudio de fitotoxicidad realizado demuestra que la lechuga (*Lactuca sativa L*) puede ser utilizada como bioindicador para medir la toxicidad producida por metales pesados solubles en agua contenidos en suelos y sedimentos; siendo la elongación radicular la variable que presenta mayor sensibilidad.

En forma individual las concentraciones de metales pesados solubles en agua son mayores en sedimentos que en suelos, pero la toxicidad producida por las concentraciones de metales pesados solubles en agua presentes en los suelos es mayor, lo que posiblemente esté relacionado con el efecto conjunto de los distintos factores que los caracterizan.

La toxicidad que presenta el EDTA sobre las semillas de lechuga hace que esta forma de extracción no sea de utilidad para realizar pruebas fitotóxicas, ya que, aún conociendo el efecto del extractante, al diluir sus concentraciones también se diluyen las de los elementos, lo que impide evaluar sus efectos.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abd- Elfattah, A. y Wada, K. (1981) Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soil that differ in cation-exchange materials. *Soil Sci.* 32:271.
- Aguilar, J., De Haro, S., Fernández, J., Guardiola, J., Sánchez, J., Fernández, E., Rodríguez, T., Dorronsoro, C., Marañés, A. (1997) Mapa de Suelos de Antequera (1023). Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 119 p.
- Aguilar, J., Del Moral, F., Sánchez, J., De Haro, S., Fernández, J., Sánchez, S., Marañés, A., Lozano, F., Fernández, E., Rodríguez T. (1998) Mapa de Suelos de Campillos (1022). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 108 p.
- Aguilar, J., Galán, E., Gómez, J.L. (2001) Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía. Junta de Andalucía. 154 p.
- Aguilar, J., Fernández, J., Rodríguez T., Fernández, E., Sánchez, J. (1992) Mapa de Suelos de Vélez-Málaga (1054). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 84 p.
- Aguilar, J., Fernández, J., Rodríguez T., Fernández, E., Sánchez, J., Roca, A. (1993) Mapa de Suelos de Coín (1066). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 119 p.
- Aguilar, J., Fernández, J., Sánchez, J., Rodríguez T., Fernández, E. (1994) Mapa de Suelos de Ardales (1038). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 96 p.
- Alloway, B.J., (1995) Heavy Metals in soils. Second Edition. University of Reading, Reading, UK.
- Anderson, P.R. y Christensen , T.H. (1988) Distribution Coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in Soils. *J. Soil Science* (39): 15:22.

- Audry, S., Scháfer, J., Blanc, G., Jouanneau J.M. (2004) Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution* (132): 413:426.
- Azcue, J. M., (1988) National Water Research Institute- P.O. Box 5050- Burlington L7R 4 A6 – CANADA.
- Baker, D.E. y Bowers, M.E. (1988) In *Trace Substances in Environmental Health*, part XII, ed. Hemphill. D. D., Univ. Of Missouri, Columbia, MO, 281:295.
- Barahona, E. e Iriarte, A. (1984) Determinaciones analíticas en suelos. Normalización de Métodos IV. Determinación de carbonos totales y caliza activa (Grupo de trabajo de normalización de métodos analíticos) En: *Actas del I Congreso de la Ciencia del Suelo*. Madrid I. p. 53:69.
- Beckett, P.H.T. (1989) The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludge, and sludge-treated soils. p. 143:176. In *advances in Soil Science*. B.A. Stewart (ed.) vol. 9. Springer-Verlag. New York.
- Berrow, M.L. And Reaves, G.A. (1986) Total chromium and lead contents of Scottish soils. *Geoderma* (37): 15:27.
- Berrow, M.L. y Reaves, G.A. (1984) In *Proc. Int. Simp. On Environmental Contamination*, London, 333.
- BOE num 15. (2005) Actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Real Decreto 9/2005, de 14 de Enero.
- Bloomfield, C. y Pruden, G. (1980) The behaviour of Cr (VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions *Environ. Pollut. Series (A23)*: 103:114.
- Bowen, H.I.M. (1979) *Environmenttal Chemistry of the Elements*. Academic Press, London.

- Boyle, R.W. y Jonasson, I.R. (1973) The geochemistry of antimony and its use as an indicator element in geochemical prospecting J. Geochem. Explor. (2):51.
- Brooks, R.R. (1987) Serpentine and vegetation. Dioscorides Press. Great Britain.
- Brügmann, L. (1995) Metals in sediments and suspended matter of the river Elbe. The Sci. of the Total Environment (159): 53:65.
- Calvo de Anta, R.M. (1997) El conocimiento del suelo como principio básico de la gestión de suelos contaminados. Libro de Ponencias. 50 aniversarios de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, Madrid, 211:240.
- Cappuyns, V., Swennen, R., Verhulst, J. (2004) Assessment of acid neutralizing capacity and potential mobilisation of trace metals from land-disposed dredged sediments. Sci. of the Total Environ. (333): 233:247
- Cary, E.E., Allaway, W.H. y Olsen , O.E. (1977) J. Agric. Food Chem. (25): 305:309.
- Castañe, P.M., Topalián, M.L. y Cordero, R.R. (2003) Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. Rev. Toxicol. (2003) 20:13-18.
- Castilho, P. del (1994) Validity of soil-solution simples from unsaturated soil, collected whit various methods. Quim. Anal. (13): S21:S25.
- Cavallaro, N., M^cBride, M.B. (1978) Copper and cadmium adsorption characteristics of Selected Acid and Calcareous Soils." Soil Science Society of America Journal, (42):550:556.
- CETESB, (1991) Bioensaios Microbianos Aplicados no Controle de Contaminantes Tóxicos Ambientais; Serie Didáctica, PROCOP (1991): 1:75.

- Chao, T.T. y Zhou, L. (1983) Extraction techniques for selectives dissolution of amorphus iron oxides from soil and sediments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* (36): 764:768.
- Chen, J., Wei, F., Zhey, C., Wu, Y. y Adriano, D.C. (1991) *Water, Air and Soil Pollut.* 57:58, 169.
- Commission of the European Commnunities, (1986) Council directive of the protection environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official Journal of the European Communities* No. L 181, Annex 1^a, p. 10.
- Davies, B.E. (1993) A graphical estimation of the normal lead content of some British soils *Geoderma* (29): 67:75.
- Desaules, A., Sprengart, J., Wagner, G., Muntau, H. y Theocharopoulos, S. (2001) Description of the test and reference sampling at Dornach. *The Science of the Total Environment*, (264): 17:26.
- Diputación de Málaga (1998) *Atlas hidrogeológico de la Provincia de Málaga.*
- Dudka, S. y Markert, B. (1992) Baseline concentrations of As, Ba, Be, Li, Nb, Sr and V in surface soils of Poland *Sci. Total Environ.* 122:279.
- Dutka, B.J. (1989) *Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments.* National Water Research Institute (NWRI), Canada: Burlington.
- Elkhatib, E.A., Elsheebiny G.M. y Balba A.M. (1991) Lead sorption in calcareous soils. *Environ. Pollut.* (69): 269:276.
- Elliot, H.A., Liberaty, M.R., Huang, C.P. (1985) Competitive adsorption on heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, (15): 214:219.

- Enríquez-Peña, E.G., Susan-Azpíri, H., y Malda-Barrera, G. (2004) Seed viability and germination of *Taxodium mucronatum* (Ten.) in the State of Querátaro, México. *Revista Agrociencia* (38): 375-381.
- (EPA) United Status Environmental Protection Agency (1996) Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.4200. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. (www.epa.org).
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2000) Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal source in soil. *Environmental Pollution* (114): 313:324.
- Facetti, J., Devok V.M., Van Grieten, R. (1998) Heavy metals in sediments from the Paraguay river: a preliminary study. *The Sci. of the Total Environ.* (209):79:86.
- Farago, M.E. y Cole, M.M. (1988) In *Nikel and Its Role in Biological Systems*. Vol. 23, eds. Sigel, H. and Sigel, A. Marcel Dekker, New York, Chapter 3.
- Fassett, D.W. (1980) In *Metal in the environment* ed. Waldron, H. A. Academic Press, London, 61:110.
- F.A.O. (1988) Soil map of the world. World soil resources. Report 60. Roma.
- Filgueiras, A.V., Lavilla, I., Bendicho C. (2004) Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Sci. of the Total Environ.* (330): 115:129.
- Fiskesjö, G. (1993) The Allium test in wastewater monitoring. *Environm Toxicol Water Qual* 1993: (8): 291:298.
- Flores, J., y Briones, O. (2001) Plant life-form and germination in a Mexican inter-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. *Journal of Arid Environments* (47): 485:497.

- Förstner, U. (1985) Chemical forms and reactivities of metals in sediments. En Chemical methods for assessing bio-available metals in waters and soils. Eds R. Leschberg, R.D. Davis y P. L'Hermite, Elsevier. 1:30.
- Frank, R., Ishida, K. y Suda, P., (1976) Metals in agricultural soils of Ontario. Can. J. Soil Sci. (56): 181:196.
- Freedman, B. y Hutchinson, T.C. (1980) Pollutant inputs from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada. Can. J. Biol. (58): 108:132.
- García- Miragaya, J. y Page, A.L. (1978) Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite. Water, Air & Soil Pollution (8): 289:299.
- Generalitat de Catalunya. Junta de Residus, (1997) Guía de evaluación de la calidad del suelo: criterios provisionales de calidad del suelo de Catalunya.
- Glooschenko, W.A. (1986) Kemron Environmental Services- 2987 Clarmont Rd. No 150- Atlanta- Georgia 30329- USA.
- Greenland, D.J. y Hayes, M.H.B. (1981) The Chemistry of soil processes. J. Wiley & Sons. New York
- Gonzalez, A.E., Rodriguez, M.T., Sanchez, J.C.J., Espinosa, A.J.F., De La Rosa, F.J.B., (2000) Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir river (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediment system. Water Air Soil Pollut. 121 (1:4), 11:29.
- Gopalan, H.N. (1999) Ecosystem health and human well being: the mission of the international programme plant bioassays. Mutat Res 1999; (426): 99:102.
- Gustavson, K.E., Sonsthagen, S.A., Crunkilton R.A., Harkin J.M. (2000) Groundwater toxicity assessment using bioassay, chemical, and toxicity identification evaluation analysis. Environm Toxicol; (15): 421:430.
- Harter, R.D. (1979) Adsorption of copper and lead by Ap and B2 horizons of several Northeastern United States soils. Soil Sci. Soc. Am. J., (43): 679:683.

- Higueras, P., y Oyarzun, R. (2005) Contaminación, reales decretos, y el legado minero de España. Ilustre Colegio Oficial de Geólogos de España. (www.icog.es/portal/opinion).
- Hoffmann, V.G., Schweiger, P. y Scholl, W. (1982) *Landwirtsch, Forschung*. 35:45.
- Hutchinson, T.C., Freedman, B. y Whitby. (1981) In *Effects of Nickel in the Canadian Environment*. National Research Council, Canada, Chapter 5.
- IHOBE, (1994) *Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan Director para la protección del suelo*. Gobierno Vasco.
- Impellitteri, C.A., Lu, Y., Saxe, J.K., Allen, H.E., Peijnenburg, W.J.G.M. (2002) Correlation of the partitioning of dissolved organic matter fractions with the desorption of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from 18 Dutch soils. *Environment International*, (28): 401:410.
- I.G.M.E. (1980) *Mapa geológico de España, E: 1:200.000. Síntesis de la cartografía existente*. Granada-Málaga. Segunda Edición.
- I.N.M. (1991) *Síntesis de los datos climáticos de Andalucía*. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.
- Jain, C.K., Sharma, C.K., (2001) Distribution of trace metals in the Hindon river system, India. *J. Hydrol.* 253, 81–90.
- Jain, C.K. (2004) Metal fractionation study on bed sediments of river Yamuna, India. *Water Res.* (38): 569:578.
- Jaffré, T., Brooks, R.R. y Trow, J.M. (1979) Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants *Plant Soil* (51): 157:162.
- Jones, K. C., Peterson, P.J. y Davies, B.E. (1984) *Geoderma*. 33:157.

Junta de Andalucía (1997) Mapa Digital de Andalucía 1:400.000. Consejería de Obras Públicas y Transporte.

Kabata Pendias, A. y Pendias, H. (1992) Trace Elements in Soils and Plants 2nd edition, CCR Press, Baton Rouge, Fa.

Kabata-Pendias, A., Dudka, S., Chipecka, A. y Gawinsowka, T. (1992) In Biogeochemistry of Trace Metals, ed. Adriano, D. C. Lewis Publishers, Boca Ratón, Chapter 3.

Kashem, M.A., Singh B.R. (2001) Metal availability in contaminated soils: i. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni. *Andzn nutr cycl agroecosys* 61 (3): 247:255.

Krauskopf, D.B. (1972) In Geochemistry of micronutrients. Micronutrients Agriculture. Eds. Mortvedt, J.J., Giordano, P. M. and Lindsay, W. L., eds. Soil Sci. Soc. Am. Madison. Wis., 7:40.

Kruckeberg, A.R (1992) Plant life of western North American ultramafics. In:Roberts, B.A. and and J Proctor (eds), The ecology of areas with serpentinized rocks. Kluwer Academia Publishers. Netherlands.

Korte , H.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E. y Alesh, B.A. (1976) *Soil Sci.*, (122): 350:359.

Kuo, S. y Baker, D.E. (1980) Sorption of cooper, zinc and cadmium by some acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (46): 969:974.

Lindsay, W.L. (1972) Zinc in soil and plant nutrition. *Adv. Agron.* (24): 147.

Lindsay, W.L. (1979) *Chemical Equilibris in Soils.* Wiley Interscience, New York.

- Lindsay, W.L. y Norvell, W.A. (1969) Equilibrium relationships of Zn^{+2} , Fe^{3+} , Ca^{2+} and H^+ with EDTA and DTPA in soils. *Agron, Abstr.* (61): 84.
- Louma, S. N. y Jenne, E. A. (1976) Estimating bio-availability of sediments-bound trace metals with chemical extractants. *Trace Subst. Environ. Ealth.* (10):343:351.
- Lounamaa, J. (1956) Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. *Ann. Bot. Soc. Vanama*, (29): 1:196.
- Loué, A. (1986) *Les Oligo- éléments en Agriculture*. Agri- Nathan, Paris.
- Loveland, P. J. y Whalley, W. R. (1991) Particle size analysis. In: Smith, K.A. y Mullis ChE. (Eds) *Soil analysis: physical methods*. New Yoyk. Marcel Dekker. 271:328.
- MAAF Booklet 2200 (1986) *The Analysis of Agricultural Materials: A Manual of the Analytical Methods used by the Agricultural Development and Advisory Service*. (Third ed.) Reference Book 427. HMSO, London. 248 p.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guideline for freshwater ecosystems. *Arch. Environmem. Contam. Toxicol.* (39): 20:31.
- Macías, F. (1993) Información de Suelos y Evaluación de Impacto Ambiental: Situación actual y perspectivas de futuro, *Boletín de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo* (4): 7:20.
- MacLaren, R. G., Crawford, D.V. (1973) Studies on soil copper. I. The fractionation of Cu in soils. *Journal of Soils Science.* (24):172:181.
- Malcolm, P.J., Holford, P., McGlasson, W.B., y Newman, S. (2003) Temperature and seed weight affect the germination of peach rootstock seeds and the growth of rootstock seedlings. *Scientia Horticulturae* (98): 247:256.

- M.A.P.A. (1978)¹ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1065 (Marbella). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)² Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1053 (Málaga y Torremolinos). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1982) Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1054 (Vélez-Málaga). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)³ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1038 (Ardales). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁴ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1039 (Colmenar). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁵ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1040 (Zafarraya). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁶ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1072 (Estepona). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁷ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1037 (Teba). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁸ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1024 (Archidona). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)⁹ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1066 (Coín). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.
- M.A.P.A. (1978)¹⁰ Mapa de cultivos y aprovechamientos a escala 1:50.000 de la hoja del M.T.N. 1066 (Antequera). Mapa y memoria. Ser. Pub. MAPA. Madrid.

- Marschener, H. (1986) Mineral Nutrition in Higher Plants. Academic Press, London.
- Martín, F. J. (2001) Contaminación de suelos por el vertido de una mina de pirita (Aznalcóllar, España). Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 253 p.
- Martínez, J., Lozano, J., Ortega, E., Sierra, C., Roca, A., Saura, I., Asencio, C. (1996) P. Lucdeme. Mapa de Suelos de Marbella (1065). Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 76 p.
- Mathis, B.J., Cummings, T.F. (1973) Selected metals in sediments and biota in Illinois river. J. Water Pollut. Control Fed. (45): 1573:1583.
- Merry, R.J., Tiller, K.G. y Alston, A.M. (1983) Accumulation of copper, lead and arsenic in Australian orchard soils. Austr. J. Soil Sci. (21): 549:561.
- Merigton, G. y Alloway B. J. (1994) The transfer and fate of Cd, Cu, Pb and Zn from two historic metalliferous mine sites in the U.K. Applied Geochemistry.
- Meguellati, N., Robbe, D., Marchandise, P., Astruc, M. (1993) A new chemical extraction procedure in the fractionation of heavy metals in sediments-interpretation. In: Proc. Internat. Conf. Heavy Metals in the Environment. Edinburg, CEP, p. 1090:1093.
- Moreno Sánchez, R., Devars, S. (1999) Abundancia de los metales pesados en la biosfera. En: Cervantes C, Moreno-Sánchez R (eds) Contaminación Ambiental por Metales Pesados. AGT Editor. México. 1:10.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia I. (2002) Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). Environ. Inter. (28): 263:271.
- Muller, G., Yahya, A., Gentner, P. (1993) Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Zuflüsse; Bestandsaufnahme 1990 und Vergleich mit fruheren untersuchungen. Heidelberg Geowissens choftliche Abhandlungen. (69): 1:91.

- Muntau, H., Rehnert A., Desaulles, A., Wagner, G., Theocharopoulos S. y Quevanviller, Ph. (2001) Analytical aspects of the CEEM soil project. *The Sci. of the Total Environ.*, (264): 27:49.
- National Reserch Council of Canada (1976) Effects of Chromium in the Canadian Environment. NRCC/CNRC, Ottawa.
- Nriagu, J.O. (1979) Copper in the environment. Part I. Ecological Cycling. Wiley, new York.
- Nriagu, J.O. (1990) The rise and fall of leaded gasolina. *Sci. Total Environ.* (92): 13:28.
- Nriagu, J.O., y Pacyna, L.M. (1998) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature (Lond)*. (333): 134:139.
- Nriagu, J.O. (1983) Lead and Lead Poisoning in Antiquity. John Wile & Sons, New York.
- Novozansky, I., Lexmond, T.H. y Houba V. J. (1993) A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Int Environ Anal Chem.* (51):47:58.
- (OECD) Organisation for Economic Co-operation and Development (2003) OECD Guideline for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 208. Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. (www.oecd.org/dataoecd/11/31/33653757.pdf).
- Olivares-Rieumont, S., De la Rosa, D., Lima, L., Graham, D., D'Alessandro, K., Borroto, J., Martínez, F., Sánchez, J. (2005) Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments—Havana City, Cuba. *Water Res.* (39): 3945:3953.

- Okamura, H., Luo, R., Aoyama, I., Liu, D. (1996) Ecotoxicity assessment of the aquatic environm around lake Kojima, Japan. *Environm Toxicol* 1996; (11):213:221.
- Onishi, H. (1969) In *Handbook of Geochemistry*, ed. Wedepohl, K. H., Springer-Verlag, New York.
- Ortega, E., Asencio, C., Saura, I., Lozano, J., Martínez, J., Roca, A., Sierra, M., Pérez, E. (2001) Mapa de Suelos de Teba (1037). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 78 p.
- Ortega, E., Sierra, C., Martínez, J., Asencio, C., Saura, I., Roca, A. (1995)a Mapa de Suelos de Colmenar (1039). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 68 p.
- Ortega, E., Sierra, C., Saura, I., Asencio, C., Roca, A., Iriarte, A. (1995)b Mapa de Suelos de Alora (1052). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 95 p.
- Page, A.L., y Bingham, F.T. (1973) Cadmium absorption and growth of various plant species as influenced by solution cadmium concentration. *Residue Rev.* (48): 1:43.
- Porta, J., López Acevedo M. y Roquero C. (1999) *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. Ed. Mundi Prensa 2ª Ed. 849p.
- Purves, D. (1968) *Trans. 9th Intern. Cong. Soil Sci.* (2): 351:355.
- Purves, D. y Mackenzie, E.J. (1969) *J. Soil Sci.* 288:290.
- Quevanviller, Ph., Rauret G., Muntau H., Ure R., Rubio A.M., López-Sánchez J.F., Fieldler H.D. y Griepink B. (1994) Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry.* (349): 808:814.

- Quevanviller, Ph. (1995) Quality assurance in environmental monitoring sampling and sample pre-treatment. New York: VCH Weinheim.
- Quevanviller, Ph. y Maier E.A. (1995) Quality assurance and quality control for environmental monitoring. In: Quevanviller P, editor. Quality assurance in environmental monitoring sampling and sample pre-treatment. 1:25.
- Quevanviller, Ph., Lachica, M., Barahona, E., Gómez, A., Rauret, G., Ure, A. y Muntau, H. (1998) Certified referente material for the quality control of EDTA and DTPA extractable trace metal contents in calcareous soils (CRM 6000) Presenius J. Anal. Chem. (360): 505:511.
- Quirós, M. (1990) La Cuenca del Río Verde. Estudio Hidrogeomorfológico. Ayuntamiento de Marbella. 53 p.
- Ramana, S., Biswas, A.K., Kundu, S., Saha, J.K., y Yadava, R.B.R. (2002) Effect of distillery effluent on seed germination in some vegetables crops. Bioresource Technology (82): 273:275.
- Reddy, M.M. (1979) Variations in the bottom sediment nutrients and metal concentrations in the Genesee river watershed, NY. Environ. Int. (2): 9:11.
- Rendell, P.A., Batley, G.E. y Cameron, A.J. (1980) Adsorption as a control of metal concentration in sediment extracts. Environm. Sci. Technol. (14) :314:318.
- Ren, J., y Tao, L. (2004) Effects of different pre-sowing seed treatments on germination of 10 Calligonum species. Forest Ecology and Management (195): 291:300.
- Reeves, R. (1992) The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. In Baker, A., Proctor, J. and Reeves, R. (eds), The vegetation of ultramafic (serpentine) soils: proceedings of the first international conference on serpentine ecology. Intercept Limited, U.K. p. 253:278.

- Rivas Martínez, S. (1987) Memoria del mapa de las series de vegetación de España. ICONA. Madrid.
- Robidoux, P.Y., Choucri, A, Bastien, Ch, Sunahara, G.I., López-Gastey, J. (2001). Interlaboratory study for the validation of an ecotoxicological procedure to monitor the quality of septic sludge received at a wastewater treatment plant. *Environm Toxicol* 2001; (16): 158:171.
- Rubio R. y Vidal M. (1995) Quality assurance for sampling and sample pre-treatment for trace metal determination in soils. In: Quevanviller P, editor. Quality assurance in environmental monitoring sampling and sample pre-treatment. 159:179.
- Saika, H., Kojima, Y., Saito, K. (1986) Distribution of metals in water and sieved sediments in the Toyohira river. *Water Res.* (20): 559:567.
- Saika, D.K. (1987) Studies on the sorption properties of bed sediments of river Ganges, transport of some heavy metal ions. PhD Thesis, University of Roorkee, Roorkee, India.
- Salomons, W., Förstner, U., (1980) Trace metal analysis on polluted sediments. Part II: evaluation of environmental impact. *Environ. Technol. Lett.* (1): 506:517.
- Sánchez-Bascones, M.I. (2003) Determinación de metales pesados en Suelos de Medina del Campo (Valladolid): contenidos extraíbles, niveles de fondo y de referencia. Tesis de Doctorado. Universidad de Valladolid.
- Santillan-Medrano, J. y Jurinak, J.J. (1975) Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, (39): 851:856.
- Santos, J.C., Beltrán, R., Gómez J.L. (2003) Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environ. Inter.* (29): 69:77.

- Sastre J., Vidal M., Rauret G., Sauras T. (2001) A soil sampling strategy for mapping trace element concentrations in a tes area. *The Science of the Total Environment*, (264): 141:152.
- Saura, I., Sierra, C., Ortega, E., Roca, A., Martínez, J., Asencio, C. (1995) Mapa de Suelos de Estepona (1072). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 80 p.
- Sauvé, S., Dumestre, A., McBride, M.B., Hendershot, W.H. (1998) Derivation of soil quality criteria using predicted chemical speciation of Pb^{2+} and Cu^{2+} . *Environmental Toxicology and Chemistry* (17): 1481:1489.
- Sauvé, S., Hendershot W. y Allen H.E. (2000) Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol*, (34): 1125:1131.
- Severson, R.C., Gough, P.L. y Van Den Boom, G. (1992) Baseline element concentrations in soils and plants, Wattenmeer Nacional Park, North and East Frisian Islands, Federal Republic of Germany. *Water, Air, Soil Pollut.*, (61): 169:184.
- Schwertmann, U. y Taylor, R.M. (1977) Iron oxides. In: Dixon J.B. y Webb, S.B. (Eds.) *Mineral in Environments*. Madison. Soil Sci. Soc. Am. 148:180.
- Shacklette, H.T. y Boerngen, J.G. (1984) Element Concentrations in Soil and other Sufeace Materials of the Continuous United Satate. US Geol. Survey Professional Paper 574-B.
- Shorrocks, V.M. y Alloway B. J. (1987) in *Copper in Plant, Animal and Human Nutrition*. Copper Development Assn., Potters Bar.
- Shuman, L.M., (1975) The effect of soil properties on zinc adsorption by soils. *Soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39:405.

- Sierra, C., Ortega, E., Roca, A., Saura, I., Iriarte, A., Asencio, C. (1995) Mapa de Suelos de Zafarraya (1040). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 165 p.
- Sierra, C., Martínez, J., Roca, A., Lozano, J., Ortega, E., Saura, I., Quirantes, J., (1996) Mapa de Suelos de Archidona (1024). P. Lucdeme. Escala 1:100.000. Serv. de Public. Univ. de Granada. 72 p.
- Singh, K.P., Mohan, D., Singh, V.K., Malik, A. (2005) Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments—a tributary of the Ganges, India. *J. of Hydro.* (312): 14:27.
- Sposito, G., Lund, L.J. y Chang, A.C. (1982) Trace metal chemistry in arid-zone field soils atended with sewage sludge. I: Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in soils phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (46): 260:264.
- Stover, R.C., Sommers, E. y Silviera, D.J. (1976) Evaluation of metal in waste-waters sludge. *Journal Water Poll. Control Fed.* (48): 2165:2175.
- Stevenson, F.J., Ardakani, M.S. (1972) Organic matter reactions involving micronutrients in soils. p. 79–114. *In* J.J. Mortvedt (ed.) *Micronutrients in agriculture*. SSSA, Madison, WI.
- Strawn, D.C., Sparks D.L. (2000) Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in soil. *Soil. Sci. Society of America Journal*, (64): 144:156.
- Subramanian, V., Van Grieken, R., van Dack, L. (1987) Heavy metal distribution in the sediments of Ganges and Brahamputra rivers. *Environ. Geol. Water Sci.* (9): 93:108.
- Theocharopoulos, S.P., Wagner G., Sprengart J., Mohr M.E., Desaulles A., Muntau H., Christou M. y Quevanviller Ph. (2001) European soil sampling guidelines for soil pollution studies. *The Science of The Total Environmen.* (264): 51:62.

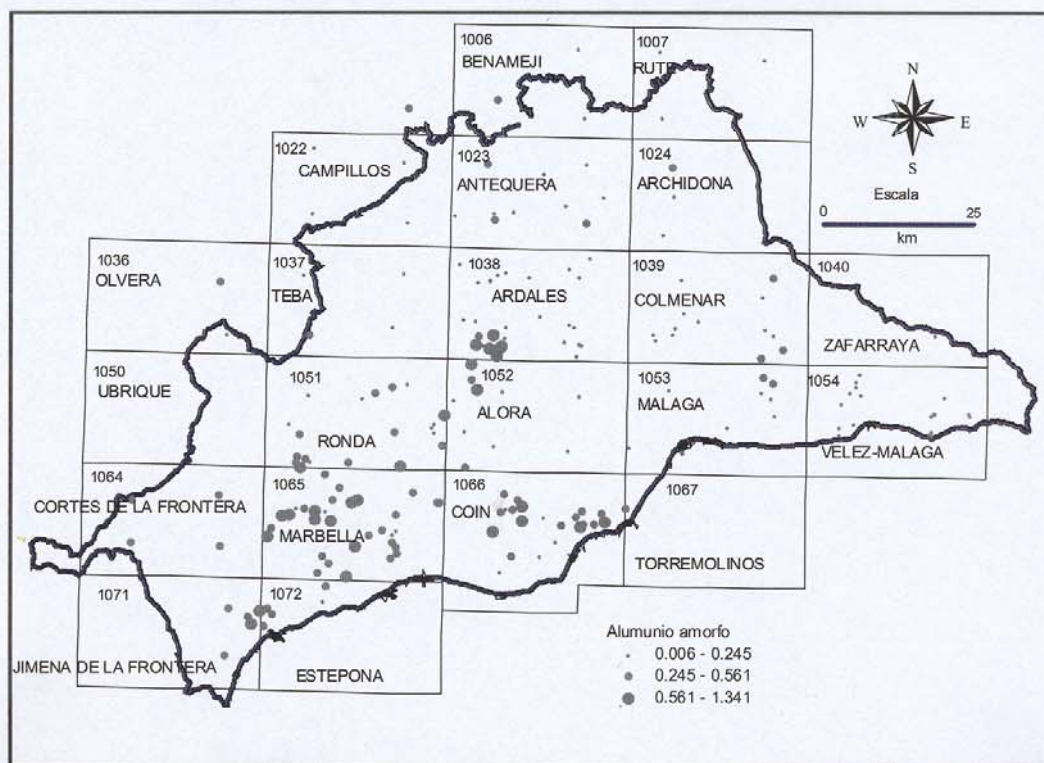
- Theocharopoulos S.P., Wagner G., Sprengart J., Mohr M.E., Desaulles, A., Muntau H. y Quevanviller, Ph. (1998) Harmonization and quality assurance in sampling and treatment of soils. Proceedings of the 16th World Congress of Soil Science, 20-26/08/1998 in Montpellier, France.
- Torres, R.M.T. (2003) Empleo de los ensayos con plantas en el control de contaminantes tóxicos ambientales. Rev. Cubana Hig. Epidemiol.; (41): 2:3.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. y Visón, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. (51): 844:851.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Amer. (72): 175:192.
- Tyurin, I. (1951) "Analytical procedure for a comparative study of soil humus". Trudy porchr. Inst. Dokuchaev.
- Ure, A.M. (1995) Methods of analysis for heavy metals in soil. p. 58-102. In: B.J. Alloway (ed) Heavy metals in soil. 2nd ed. Blackie Academic and Profesional. Glasgow. UK.
- Ure, A. M., Quevaunviller, Ph., Muntau, H. y Griepink, B. (1993) Especiation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonisation of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. Int. J. Environ. Anal. Chem. (51):135:51.
- Usero, J., Morillo, J., Gracia I., (2005) Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. Chemosphere (59) 1175:1181.
- Universidad de Concepción, Chile (2005) Laboratorio de bioensayos. (www2.udec.cl/bioensayos/recursos_biológicos).

- Vidal, M., Tent, J., Rauret, G., Roca, M., Sauras, T., Vallejo, V.R. (1994) Forest soil sampling for pollution assessment. *Quim. Anal.*, (13): S70:S75.
- Viets, F.G., (1962) Chemistry and availability of micro-nutrients in soils. *J. Agric. Food Chem.* (10):174:178.
- Wagner G., Sprengart J., Desaulles A., Muntau H., Theocharopoulos S., Quevaunviller Ph. (1998) Comparative evaluation of European methods for sampling and sample preparation of soils. Design and state of the CEEM soil project. Workshop on Soils in Europe. Berlin.
- Wagner, G., Mohr, M. E., Sprengart, J., Desaulles, A., Theocharopoulos, S., Muntau, H., Rehnert, A., Lischer, P. y Quevaunviller, Ph. (2000) Comparative evaluation of European methods for sampling and sample preparation of soils. Comparative Evaluation of European Methods for Sampling and Sample Preparation of Soils. *The Science of the Total Environment*, 264:204 p.
- Wagner G., Desaulles A., Muntau H., Theocharopoulos S., Quevanviller Ph. (2001^a) Harmonisation and quality assurance in pre-analytical steps of soil contamination studies – conclusions and recomendations of the CEEM Soil project, *The Science of The Total Environme.* (264): 103:118.
- Wagner G., Mohr M. E., Sprengart J., et al., (2001^b) Objectives, concept and design of the CEEM soil project. *Sci. Total Environ.*, (264): 3:15.
- World Resources Institute, (1993) *World Resources 1992/1993*, Oxford University Press, New York.
- Wright, D.A. y Welbourn, P.M. (1994) Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological and toxicological effects on biota. *Environ Rev* (2): 187:214.

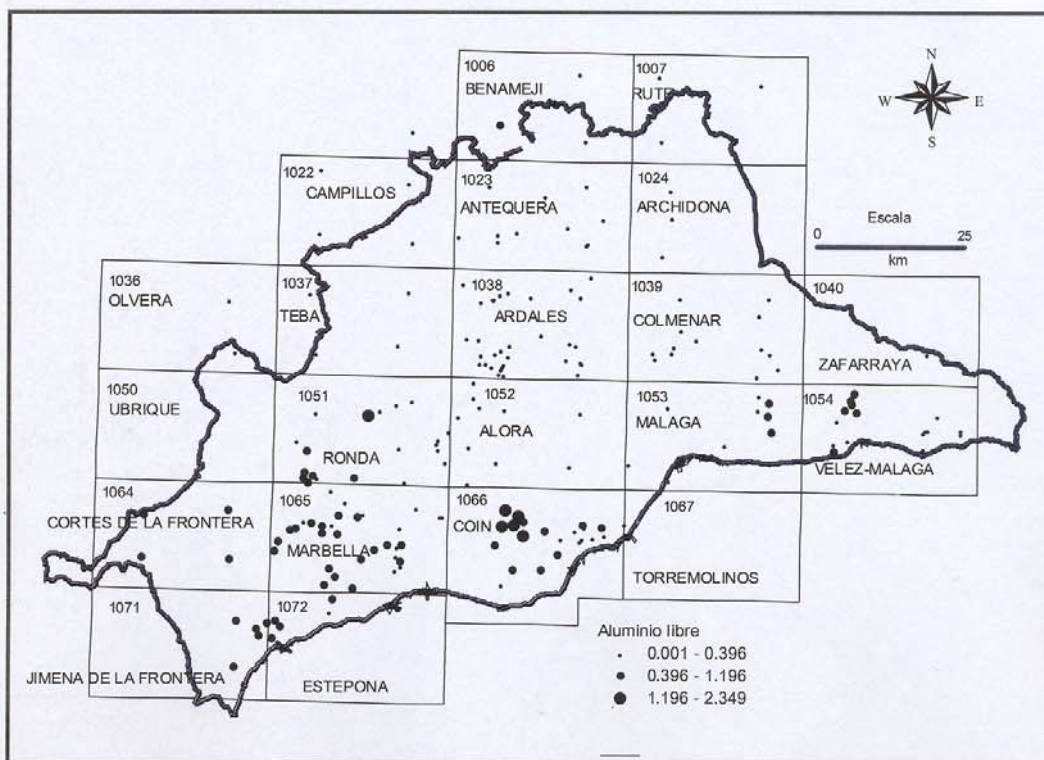
- Yanzheng, G., Jizheng, H., Wanting, L. Hongqing H., Fan, L. (2003) Effects of organic acids on cooper and cadmium desorption from contaminated soils. *Environment International*, (29): Issue (5): 613:618.
- Youssef, T. (2002) Evidence for reduced post-spill recovery by the halophyte *Sporobolus ioclodus* (Nees ex Trin.) Nees in oil-contaminated sediments. *Marine Pollution Bulletin* (44): 334:339.
- Zimdahl, R.L. y Skogerboe, R.K. (1977) Behavior of lead in soil. *Environ. Environ. Sci. Technol.*, (11): 1202:1207.

10. ANEXOS

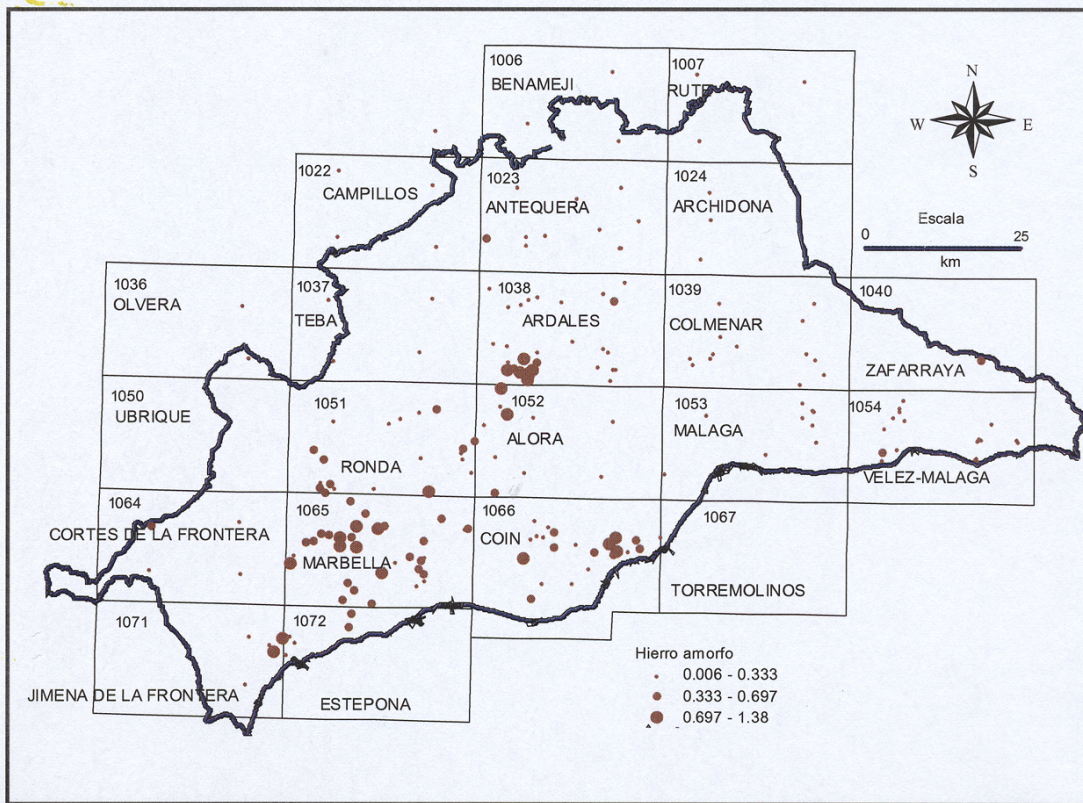
Anexo 6.1 Distribución del Al Amorfo (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



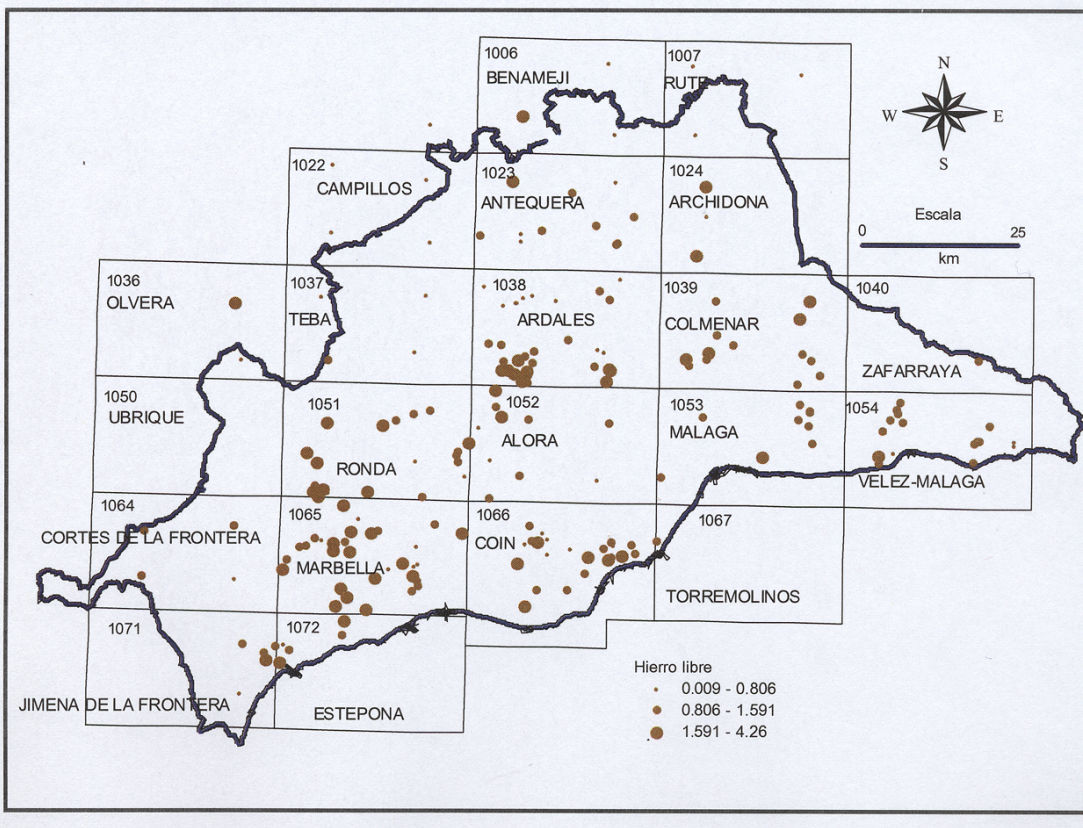
Anexo 6.2 Distribución del Al Libre (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



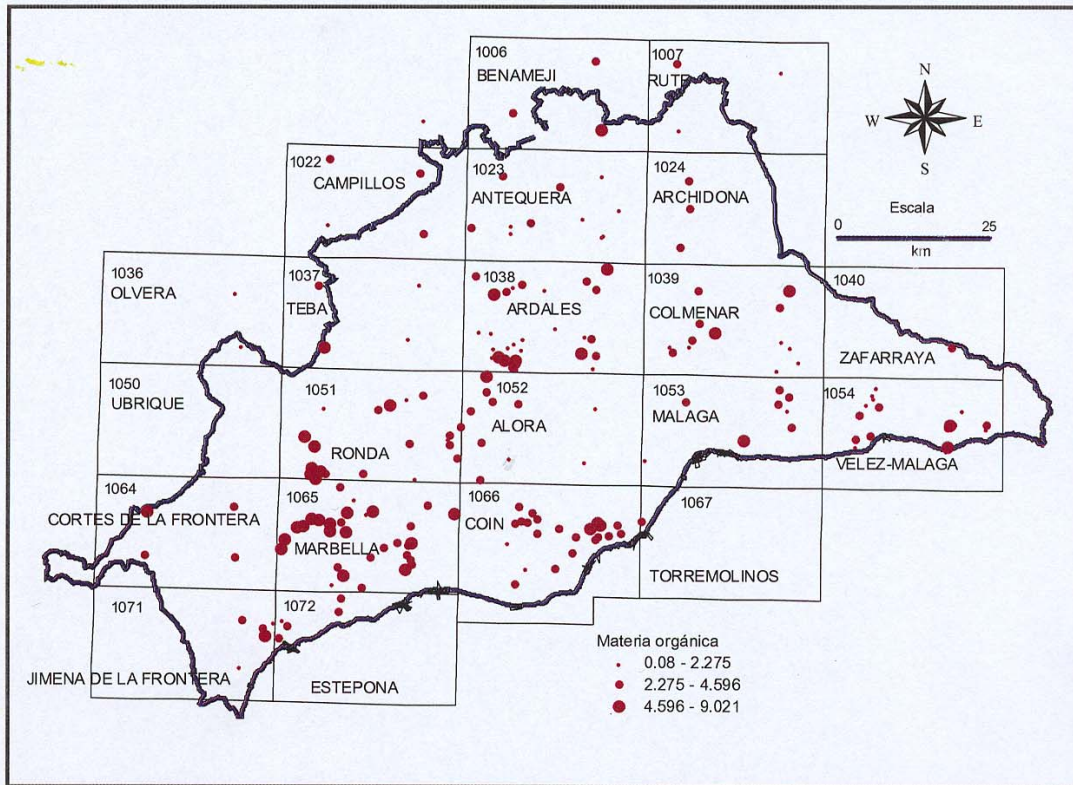
Anexo 6.3 Distribución del Fe Amorfo (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



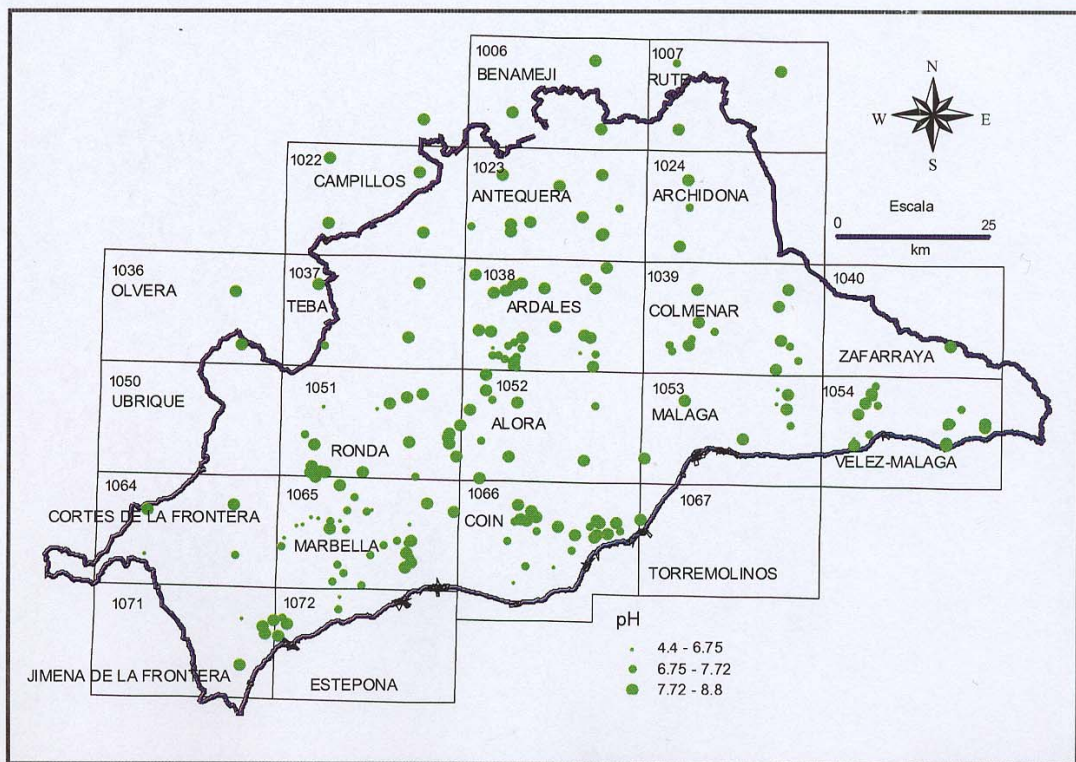
Anexo 6.4 Distribución del Fe Libre (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



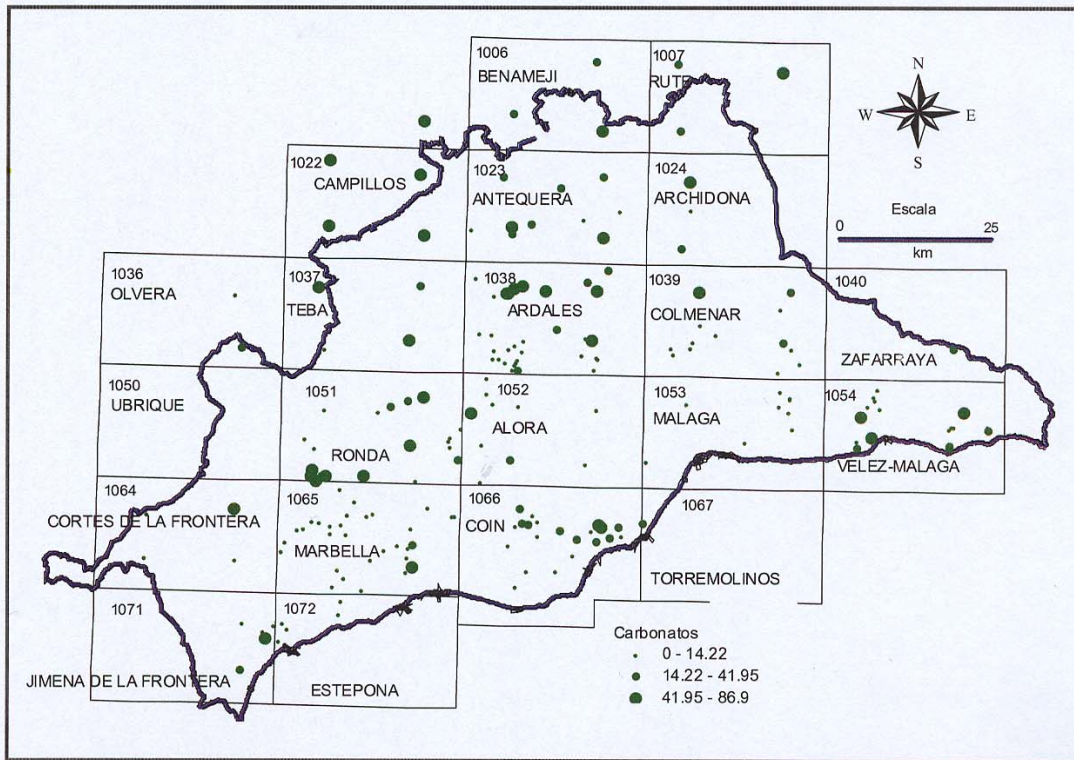
Anexo 6.5 Distribución de la Materia Orgánica (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



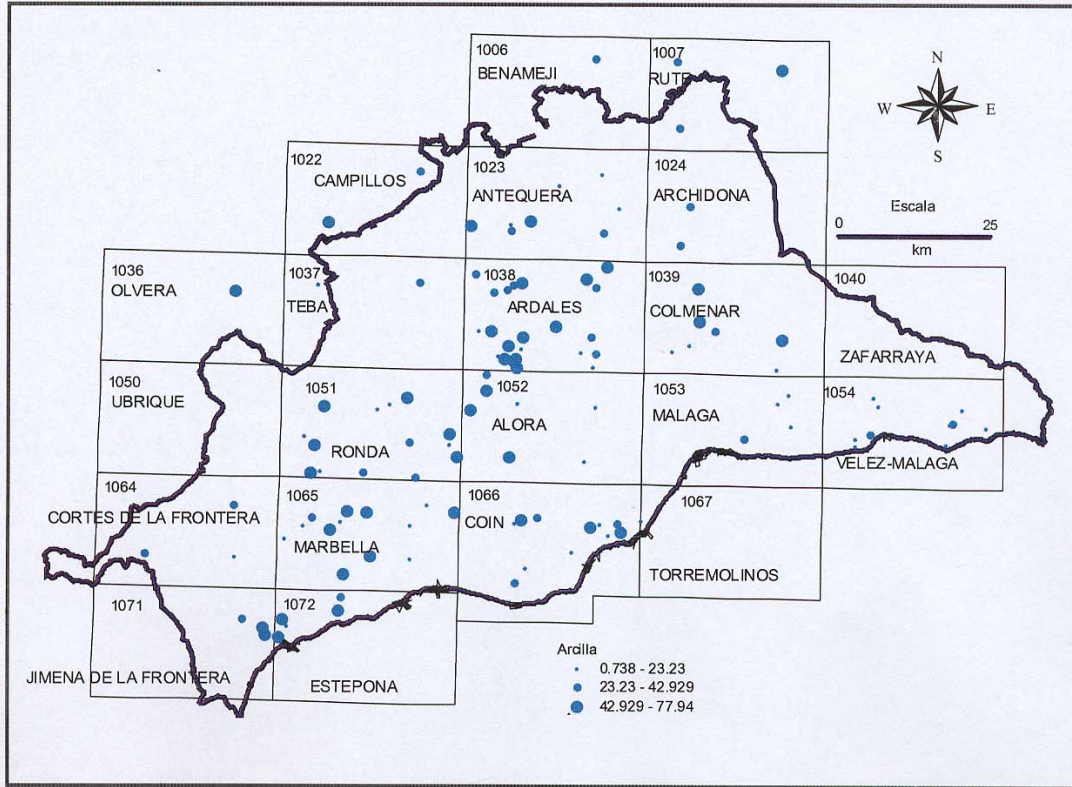
Anexo 6.6 Valores de pH en los suelos de la Provincia de Málaga



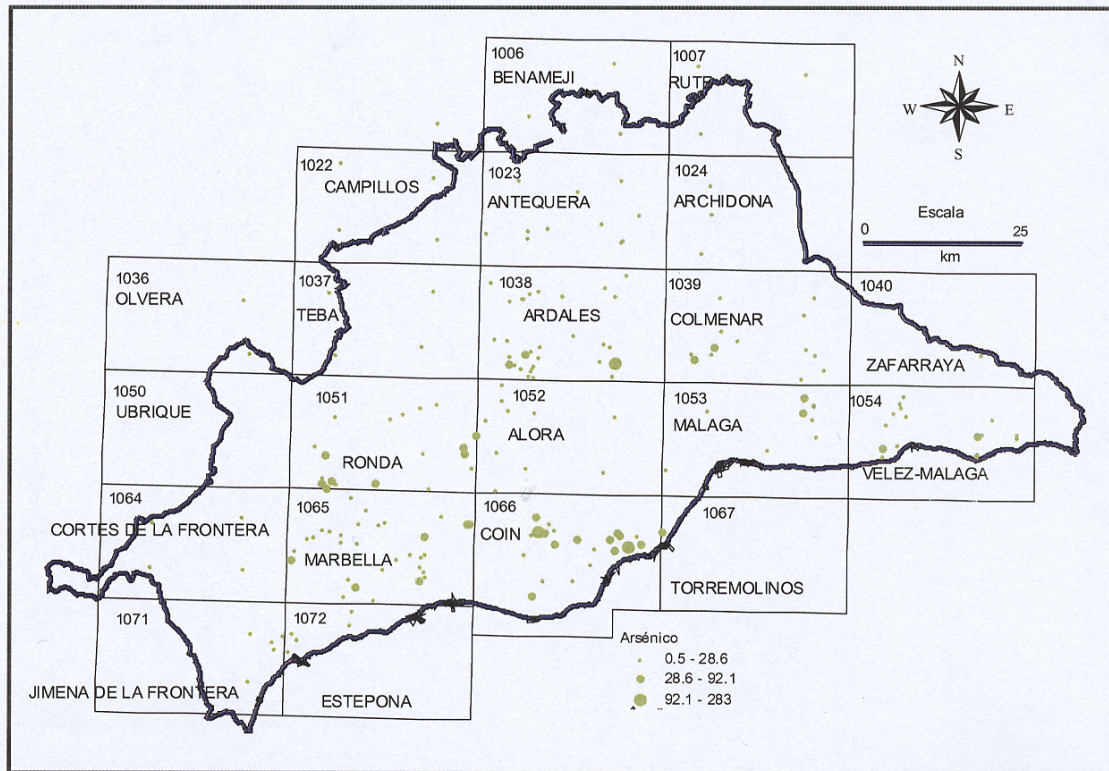
Anexo 6.7 Distribución de los Carbonatos (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



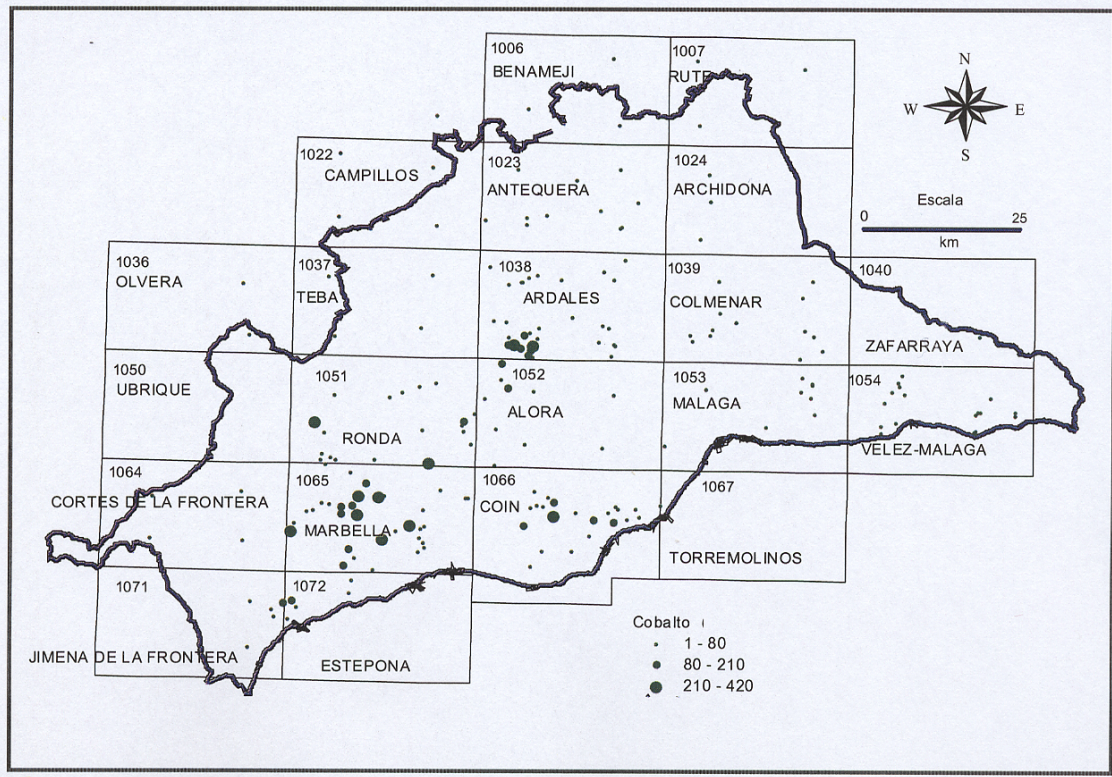
Anexo 6.8 Distribución de la arcilla (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



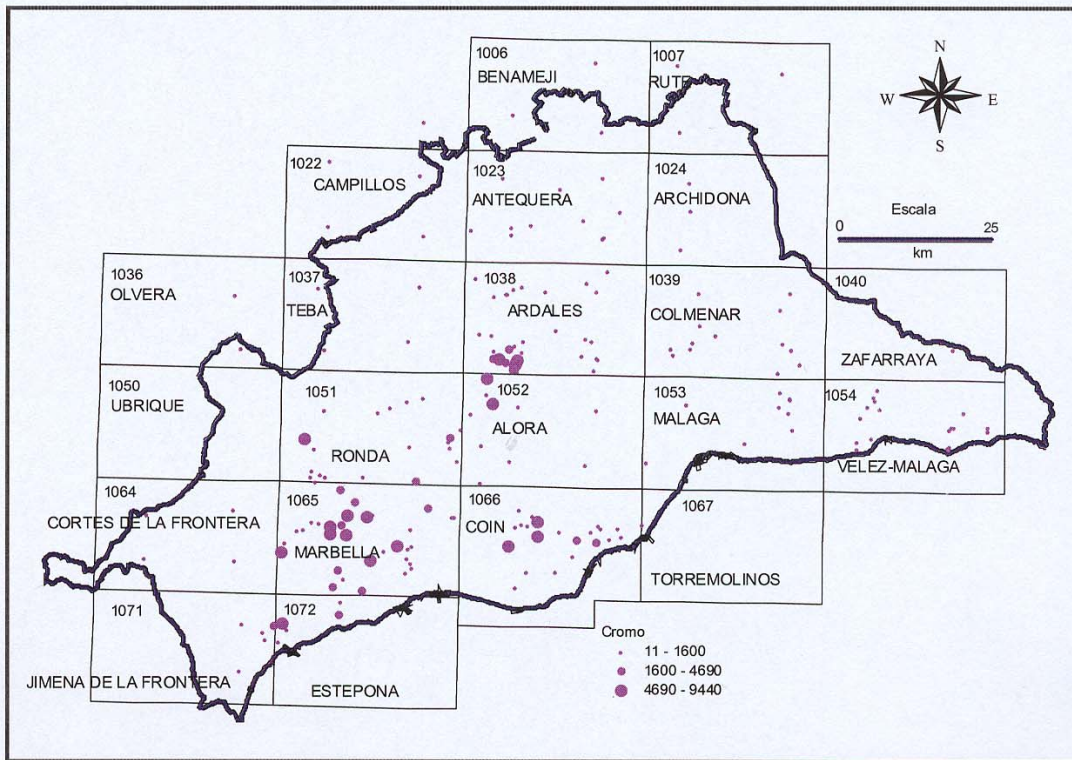
Anexo 6.9 Distribución del Arsénico (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



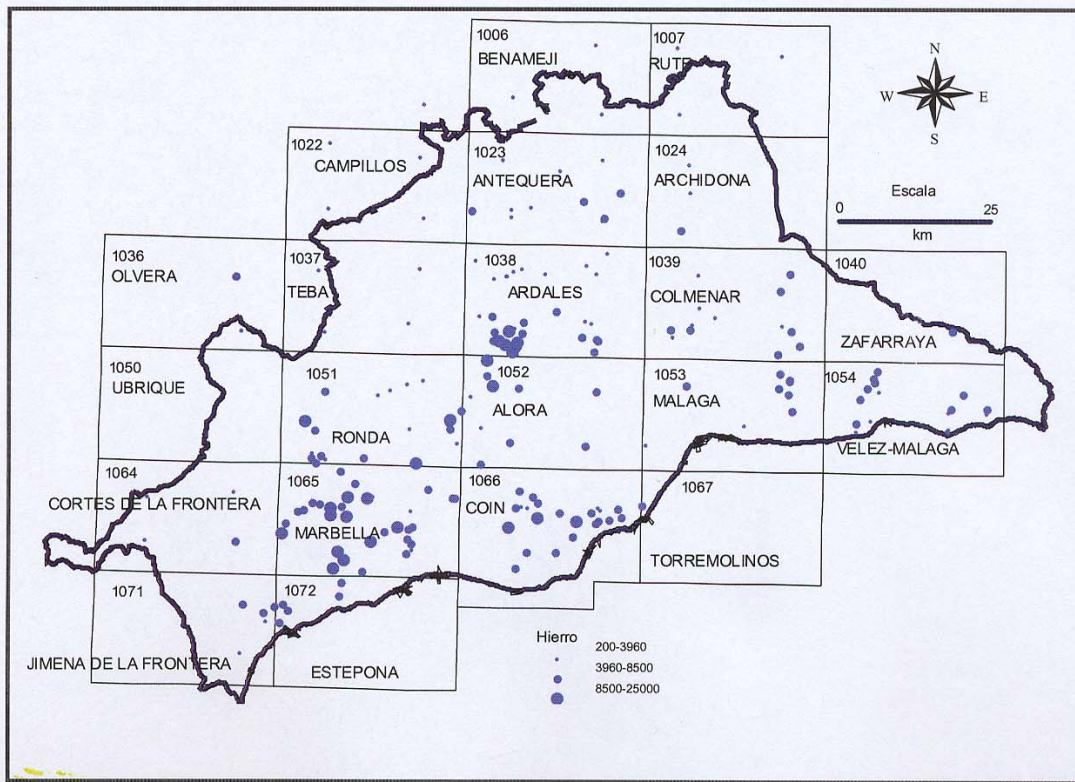
Anexo 6.10 Distribución del Cobalto (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



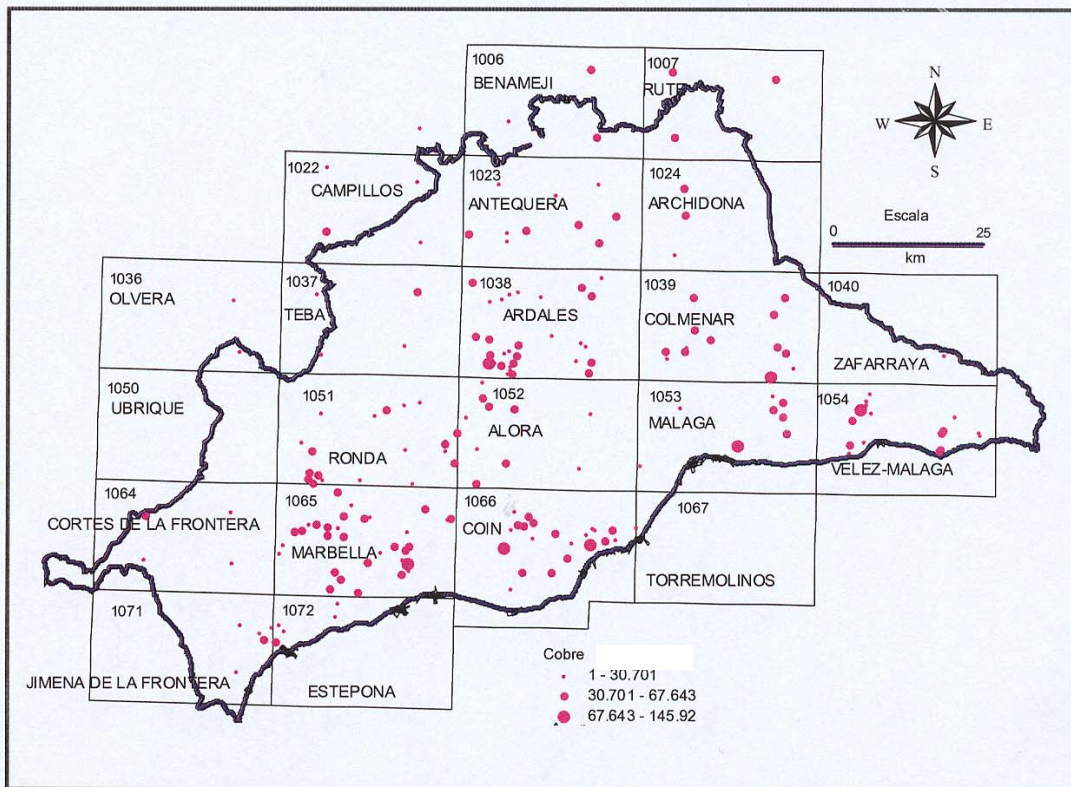
Anexo 6.11 Distribución del Cromo (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



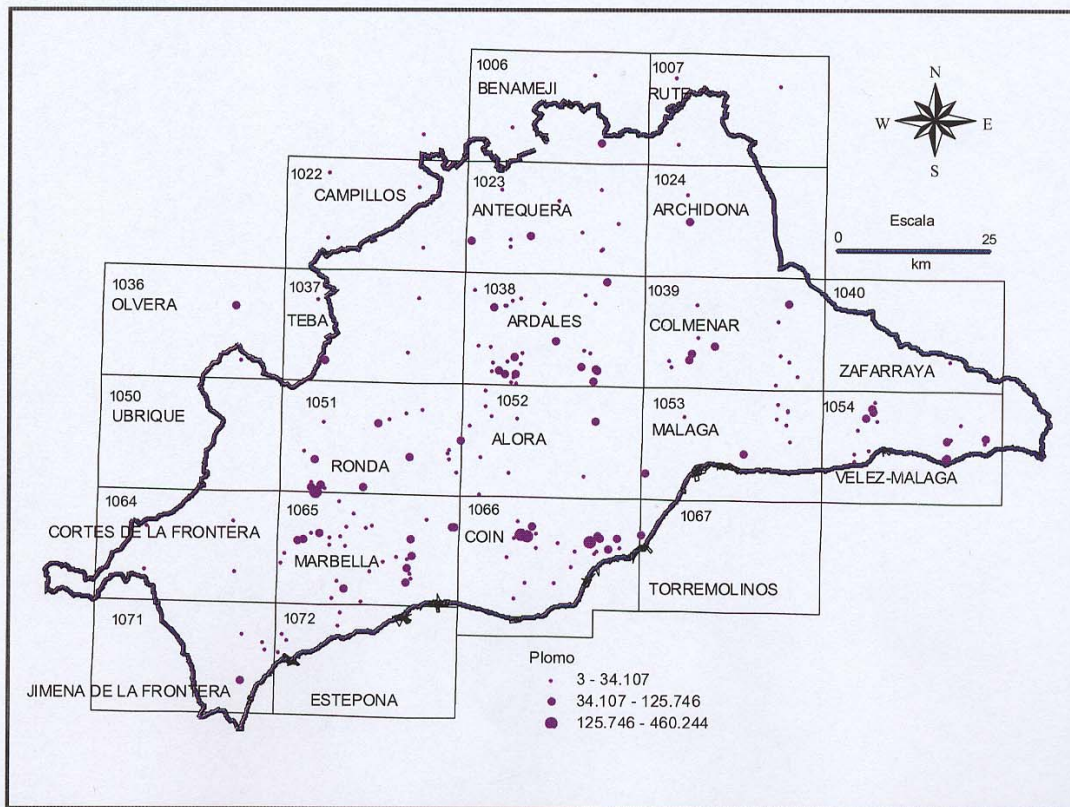
Anexo 6.12 Distribución del Hierro (%) en los suelos de la Provincia de Málaga



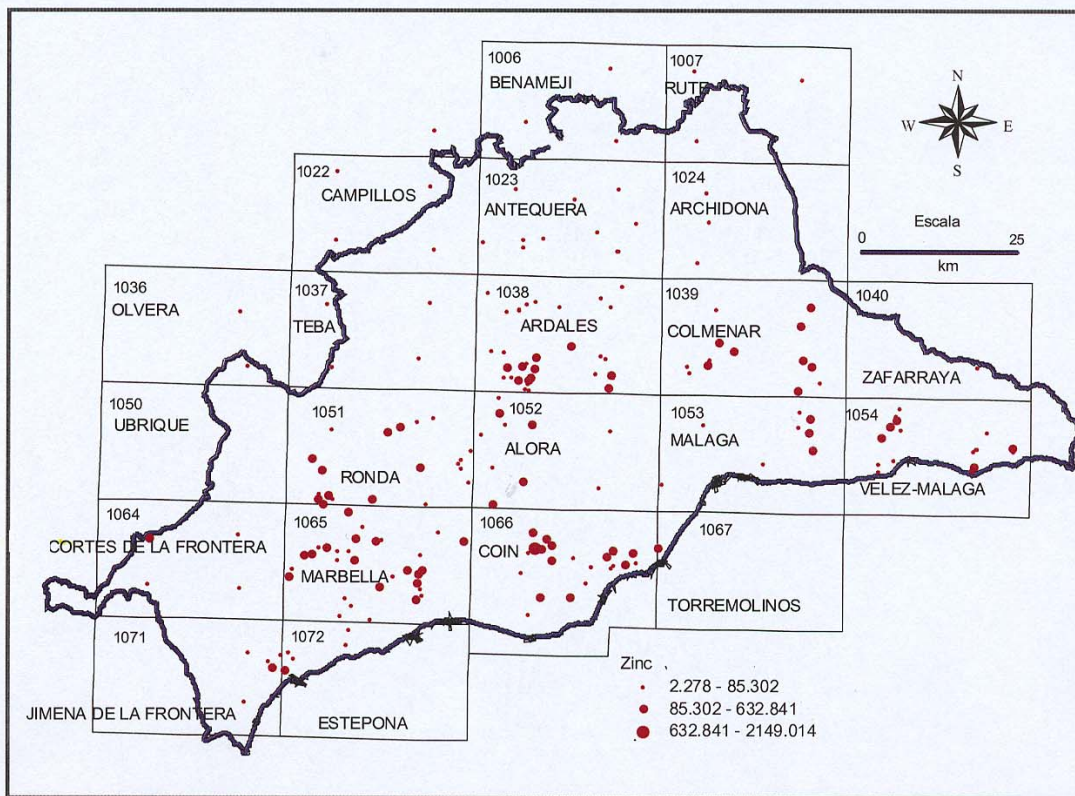
Anexo 6.13 Distribución del Cobre (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



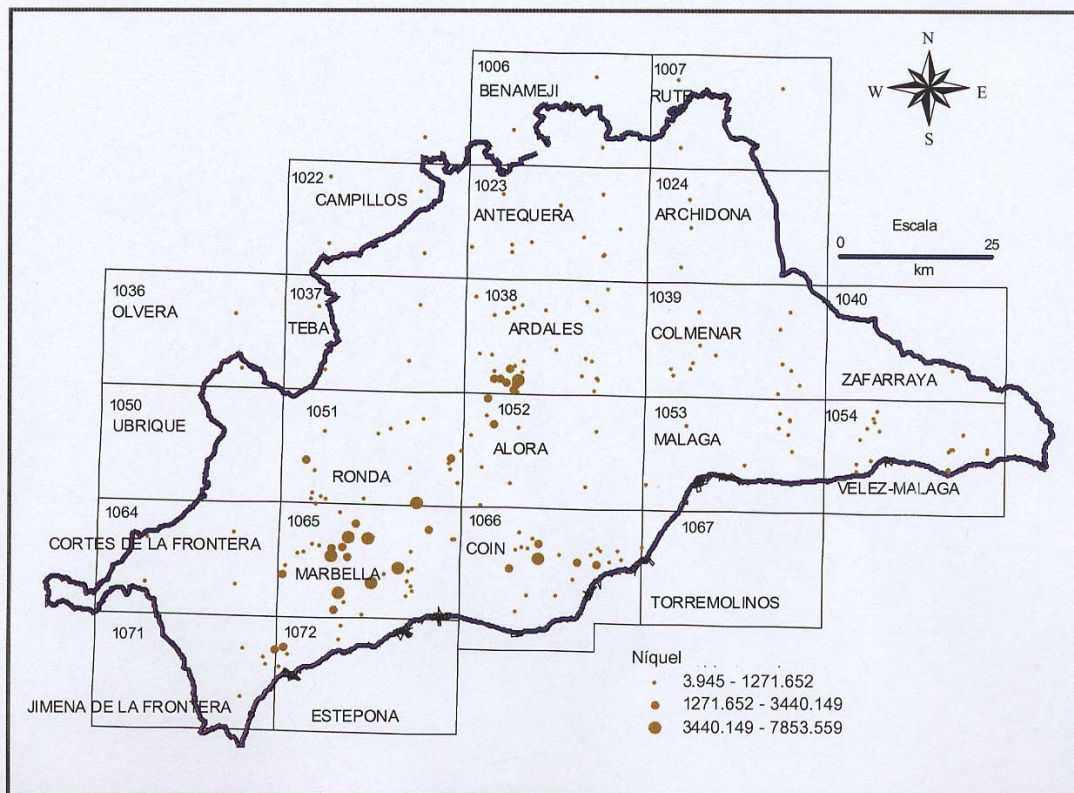
Anexo 6.14 Distribución del Plomo (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



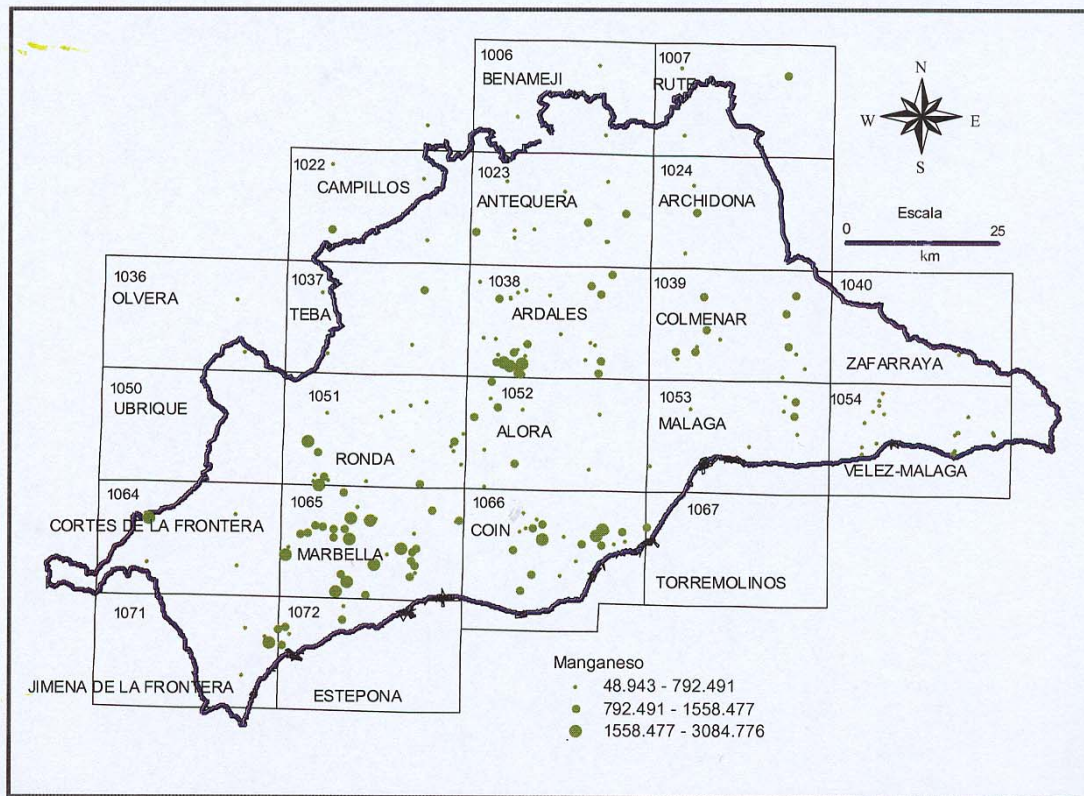
Anexo 6.15 Distribución del Zinc (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



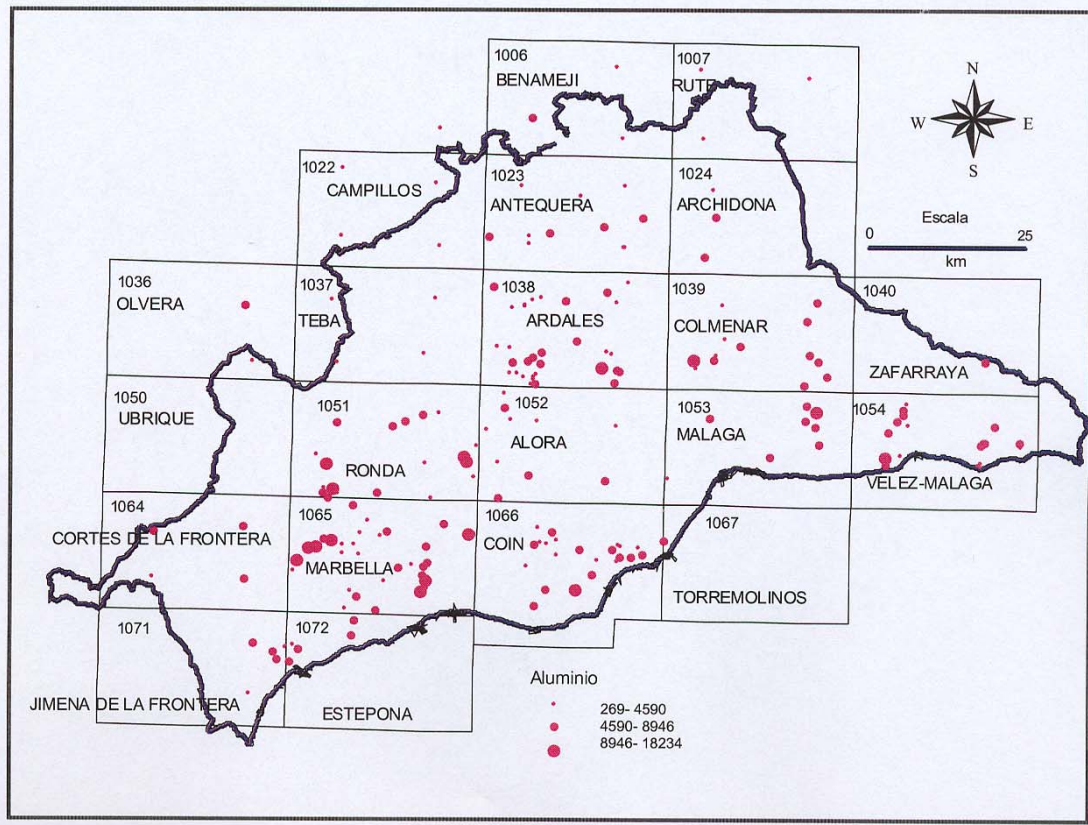
Anexo 6.16 Distribución del Níquel (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



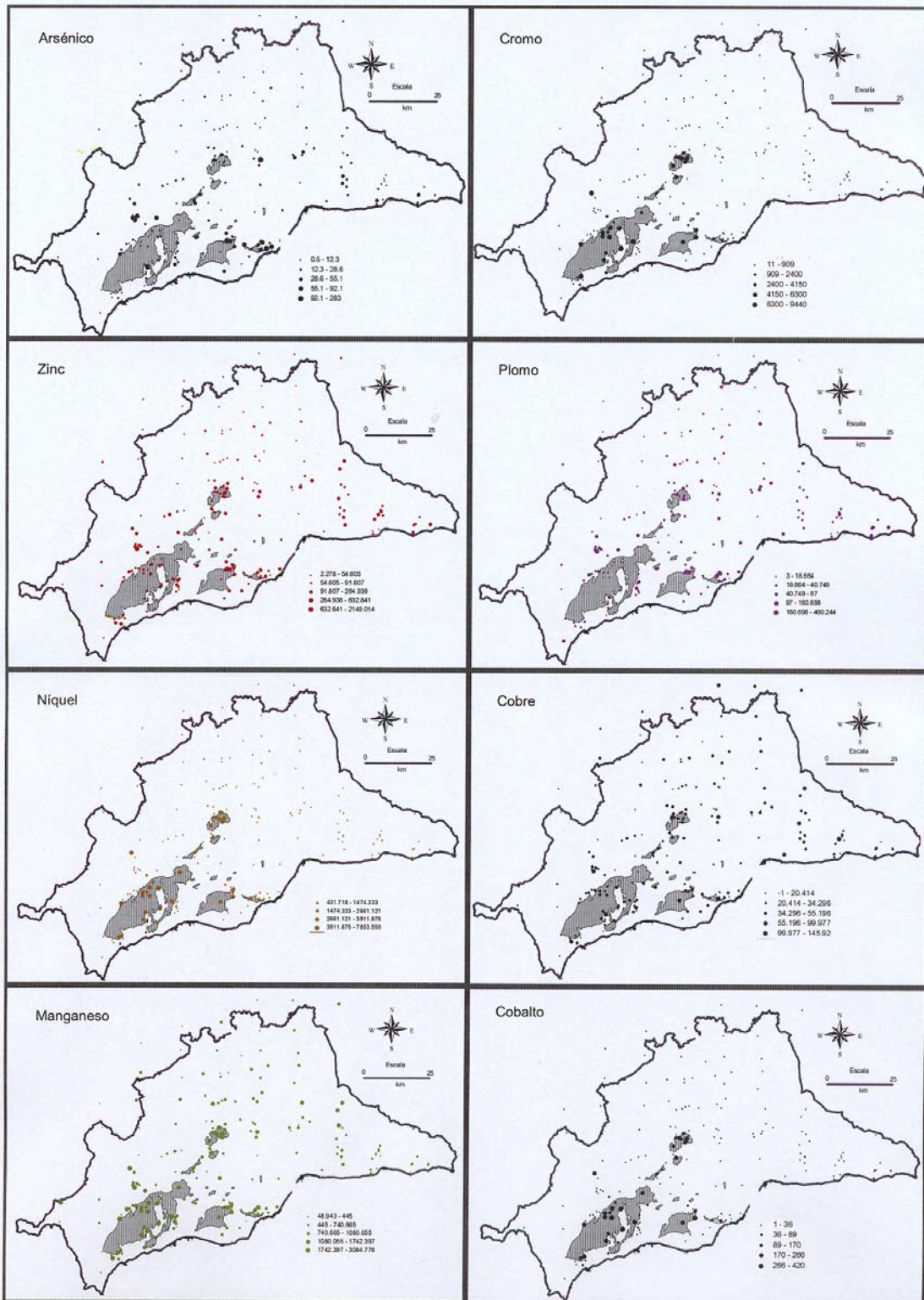
Anexo 6.17 Distribución del Manganeso (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



Anexo 6.18 Distribución del Aluminio (mg Kg^{-1}) en los suelos de la Provincia de Málaga



Anexo 6.19 Metales pesados ($mg\ Kg^{-1}$) y su relación con las Peridotitas. Provincia de Málaga



Anexo 6.20 Características edafológicas (0-20 cm) (%)

	Al Amorfo	Al Libre	Fe Libre	Fe Amorfo	MO	pH	CaCO ₃	Arcilla
Media	0,22	0,34	1,10	0,29	3,25	7,60	14,84	27,66
Mediana	0,19	0,25	1,13	0,20	2,81	7,69	3,40	22,24
Desv. típ.	0,15	0,32	0,62	0,25	1,81	0,69	20,43	16,50
Mínimo	0,04	0,00	0,01	0,02	0,08	4,91	0,00	0,74
Máximo	1,10	2,35	4,13	1,38	9,02	8,58	81,40	66,43
Percentiles								
25	0,11	0,13	0,68	0,13	1,91	7,19	0,48	13,93
50	0,19	0,25	1,13	0,20	2,81	7,69	3,40	22,24
75	0,29	0,46	1,39	0,39	4,30	8,13	23,76	38,86

Anexo 6.21 Características edafológicas (20-40 cm) (%)

	Al Amorfo	Al Libre	Fe Libre	Fe Amorfo	MO	pH	CaCO ₃	Arcilla
Media	0,26	0,35	1,09	0,29	1,81	7,65	16,15	32,55
Mediana	0,18	0,24	1,02	0,20	1,65	7,93	2,97	29,18
Desv. típ.	0,24	0,35	0,66	0,25	0,90	0,81	23,01	17,90
Mínimo	0,01	0,00	0,01	0,01	0,09	4,40	0,00	2,83
Máximo	1,34	2,34	4,26	1,34	4,96	8,80	86,90	77,94
Percentiles								
25	0,11	0,13	0,66	0,12	1,17	7,17	0,42	17,17
50	0,18	0,24	1,02	0,20	1,65	7,93	2,97	29,18
75	0,32	0,50	1,51	0,35	2,31	8,26	23,89	47,11

Anexo 6.22 Concentraciones de metales pesados (0-20 cm) (mg kg⁻¹)

	As	Co	Cr	Fe	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Al
Media	17,6	43,8	933,4	4842,2	31,1	30,1	81,2	518,1	816,50	4848,7
Mediana	9,95	18,0	94,0	4240	28,4	22,9	69,1	47,3	697,27	4405,2
Desv. típ.	21,13	66,9	1939,0	3049,2	16,4	39,1	109,6	1070,3	493,27	2706,6
Mínimo	0	4,0	21,0	770	6,7	3,0	3,9	5,0	133,50	570
Máximo	162	407,0	9440,0	22900	134,5	460,2	1376,3	6507,1	3084,78	16990
Percentiles										
25	6,2	13,0	68,0	2917	21,0	15,9	48,1	32,1	485,83	2819,4
50	9,95	18,0	94,0	4240	28,4	22,9	69,1	47,3	697,27	4405,2
75	19,825	25,0	182,5	5625	38,3	33,9	88,0	111,2	1021,60	6056

Anexo 6.23 Concentraciones de metales pesados (20-40 cm) (mg kg⁻¹)

	As	Co	Cr	Fe	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Al
Media	17,60	44,01	797,05	5029	30,44	25,39	79,37	588,8	761,74	4867
Mediana	9,60	18,00	97,00	4316	28,44	20,23	68,00	45,97	638,90	4282
Desv. típ.	29,55	67,36	1632,9	3381	18,05	31,71	152,55	1260,3	478,11	2740
Mínimo	0,50	1,00	11,00	200	0,00	0,00	2,28	3,95	48,94	270
Máximo	283,0	420,00	7990,	25000	145,92	365,64	2149,0	7853,5	2700,1	18230
Percentiles										
25	4,95	13,00	66,50	2877	18,74	11,00	46,24	29,47	428,06	2864
50	9,60	18,00	97,00	4316	28,44	20,23	68,00	45,97	638,90	4282
75	18,55	24,50	169,50	5730	38,14	29,95	87,07	92,04	1001,2	6391

Anexo 7.1 Parámetros físico-químicos de los suelos (¹: cmol_c kg⁻¹)

Muestras	MO (%)	pH	CaCO ₃ (%)	CE (dSm ⁻¹)	Arcilla (%)	¹ Ca ⁺⁺	¹ Mg ⁺⁺	¹ Na ⁺	¹ K ⁺	¹ CIC
Botillo 01	2,65	6,9	0,22	0,33	14,66	10,17	7,27	0,04	0,45	24,45
Cañas 01	4,2	7,1	0,00	0,12	23,36	4,58	11,45	0,02	0,78	73,35
Castillejo 01	2,75	7,0	0,85	0,38	19,11	13,10	7,24	0,39	0,06	28,82
Castillejo 02	3,56	7,3	0,48	0,38	20,39	10,73	5,54	0,22	0,38	46,29
Hoyo del Bote 01	10,8	6,0	0,68	0,39	39,45	9,10	19,89	0,04	1,15	57,94
Hoyo del Bote 02	10,1	7,2	0,16	0,30	36,35	7,92	20,91	0,04	0,13	55,02
Hoyo del Bote 03	5,71	6,1	5,71	0,30	13,47	3,06	0,72	0,04	0,90	37,55
Hoyo del Bote 04	0,23	7,5	0,23	0,30	53,75	2,20	22,04	0,10	0,06	39,01
Hoyo del Bote 05	2,33	7,6	0,6	0,30	11,58	6,65	27,57	0,10	0,19	56,48
Hoyo del Bote 06	1,75	7,2	1,75	0,30	49,94	3,72	11,90	0,04	0,58	46,29
Molinos 01	4,1	6,0	0,00	0,41	32,01	9,24	24,52	0,04	0,26	43,38
Molinos 02	3,1	6,0	0,48	0,22	10,64	5,41	2,20	0,02	0,28	62,64
Molinos 03	6,1	6,3	1,94	0,46	23,24	15,62	2,39	0,06	0,73	106,54
Molinos 04	6,8	6,5	38,93	0,61	23,74	17,62	1,88	0,02	0,83	87,26
Molinos 05	4,91	8,1	2,54	0,45	39,45	15,71	0,78	0,04	0,64	69,58
Montero 01	1,7	7,2	0,00	0,36	17,94	2,61	2,78	0,10	0,13	36,10
Montero 02	3,9	7,2	0,00	0,22	15,17	3,36	1,22	0,04	0,19	14,26
Montero 03	1,2	6,7	5,51	1,06	33,33	11,30	6,23	0,15	0,18	103,32
Montero 04	6,32	8,0	2,46	1,06	17,81	14,65	0,87	0,10	0,19	33,19
Montero 05	2,57	8,2	63,03	1,06	18,86	12,36	0,74	0,04	0,58	98,70
Parras 01	1,33	7,7	0,86	0,31	11,84	1,76	3,79	0,04	0,06	37,55
Quejigos 01	3,2	7,5	0,37	0,58	26,58	8,44	23,72	0,04	0,38	55,02
Quejigos 02	3,44	8,0	55,06	0,58	44,66	12,09	1,78	0,04	0,38	36,10
Real 01	2,40	6,6	2,35	0,76	9,35	6,22	3,92	0,04	0,38	31,73

Anexo 7.2 Parámetros físico-químicos de los sedimentos (¹: cmol_c kg⁻¹)

Muestras	MO (%)	pH	CaCO ₃ (%)	CE (dSm ⁻¹)	Arcilla (%)	¹ Ca ⁺⁺	¹ Mg ⁺⁺	¹ Na ⁺	¹ K ⁺
Albornoque 11	6,6	7,1	25,38	0,74	16,63	2,71	0,15	0,28	156,86
Albornoque 12	6,1	7,2	27,11	0,47	13,03	1,68	0,04	0,13	92,88
Algarrobal 11	3,3	6,8	6,20	0,98	11,61	20,67	0,15	0,13	111,89
Algarrobal 12	10,8	7,4	0,77	0,26	6,82	2,59	0,06	0,18	146,15
Botillo 11	4,0	7,5	0,00	0,33	10,68	24,36	0,28	0,53	150,43
Botillo 12	2,8	7,3	0,00	0,49	12,27	20,14	0,15	0,18	290,16
Cañas 11	5,5	6,5	0,00	0,38	4,32	20,93	0,04	0,26	81,23
Castillejo 11	3,86	7,2	93,07	0,59	27,62	1,09	0,02	0,18	94,76
Castillejo 12	3,8	7,3	68,55	0,52	18,41	1,96	0,02	0,08	96,90
Castillejo 13	5,8	6,8	1,57	0,50	37,41	4,59	0,11	0,18	35,87
Hoyo del Bote 11	3,3	6,9	0,22	0,42	14,08	24,18	0,19	0,43	70,13
Molinos 11	4,7	5,9	0,50	0,25	32,71	2,05	0,02	0,58	25,17
Molinos 12	7,6	7,2	36,06	0,55	30,02	3,76	0,06	0,18	31,59
Molinos 13	6,1	7,0	29,06	0,61	20,65	3,05	0,06	0,23	352,26
Montero 11	2,2	7,1	0,00	0,59	10,07	6,40	0,36	0,13	120,45
Montero 12	1,8	7,0	1,34	0,35	17,12	8,99	0,11	0,28	102,25
Parra 11	5,1	6,1	0,00	0,28	2,24	11,49	0,04	0,13	95,79
Parra 12	2,3	6,9	0,00	0,31	8,60	21,11	0,06	0,53	118,31
Quejigos 11	6,0	7,1	3,21	0,50	5,04	17,89	0,02	0,28	84,05
Quejigos 12	8,0	7,8	0,93	0,59	8,76	20,84	0,16	0,26	92,88
Quejigos 13	10,9	7,0	35,32	0,79	4,87	21,77	0,06	0,13	147,22
Real 11	10,7	6,1	0,64	0,77	11,71	19,27	0,06	0,58	136,51
Verde 01	4,9	7,2	3,88	0,42	18,06	11,53	0,02	0,13	131,16
Verde 02	5,6	6,9	2,17	0,29	14,86	18,29	0,02	0,28	30,52
Verde 03	6,8	7,4	1,91	0,54	13,14	9,06	0,06	0,33	170,77
Verde 04	3,3	7,4	1,85	0,26	7,71	17,44	0,02	0,33	124,74
Verde 05	6,1	7,1	6,82	0,42	16,01	10,07	0,11	0,13	133,30
Verde 07	5,5	6,6	1,59	0,67	22,91	5,85	0,19	0,18	129,02
Verde 08	6,2	7,2	17,27	0,66	19,69	10,64	0,19	0,13	120,45
Verde 09	5,1	7,5	6,20	0,18	20,53	19,76	0,11	0,38	152,57
Verde 10	4,9	7,2	11,82	0,63	14,05	6,15	0,06	0,28	108,68
Verde 11	5,2	7,0	0,00	0,38	7,90	10,04	0,04	0,13	94,33
Verde 18	1,2	7,2	4,84	0,39	16,54	4,99	0,06	0,28	138,66
Verde 19	8,5	7,1	4,67	0,75	21,58	16,24	0,15	0,28	92,62
Verde 19.A	2,3	7,4	17,27	0,58	24,52	7,08	0,11	0,13	121,52
Verde 19.B	3,2	6,8	8,82	0,54	14,44	5,40	0,06	0,38	80,84

Anexo 7.3 Concentración de metales pesados totales en los suelos (mg kg^{-1})

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Botillo 01	539,50	124,00	20,00	47,94	23,58	84,63	7,50	22,85
Cañas 01	943,59	678,31	81,44	1167,38	10,53	61,26	6,95	16,20
Castillejo 01	763,35	87,00	21,00	50,14	34,30	105,16	8,90	30,99
Castillejo 02	860,79	88,00	28,00	64,16	51,50	53,33	8,90	19,87
Hoyo del Bote 01	1491,87	1146,42	149,05	2516,65	14,96	71,19	4,28	11,97
Hoyo del Bote 02	1725,41	2176,69	173,61	2848,23	18,95	60,69	2,99	16,69
Hoyo del Bote 03	326,52	148	15,00	84,64	13,11	50,03	9,30	24,28
Hoyo del Bote 04	703,19	1900	89,00	1699,79	8,36	36,76	7,50	6,82
Hoyo del Bote 05	1838,20	6800	225,00	3911,88	40,40	99,11	10,80	11,37
Hoyo del Bote 06	2307,17	9440	407,00	6507,07	44,66	119,36	15,20	12,21
Molinos 01	1232,56	605,09	80,41	1380,94	22,67	97,01	14,60	15,23
Molinos 02	260,27	39,44	7,42	24,96	11,38	69,03	6,87	26,08
Molinos 03	795,67	223,71	32,04	277,62	37,21	122,75	10,30	29,80
Molinos 04	601,49	267,11	37,71	355,32	21,88	105,70	8,93	39,47
Molinos 05	855,64	256,00	31,00	167,73	47,87	134,57	20,20	68,10
Montero 01	188,55	88,72	17,41	37,12	142,27	329,53	143,35	1278,51
Montero 02	121,09	77,28	5,60	28,56	16,14	49,28	50,70	22,11
Montero 03	546,00	176,00	21,60	140,21	23,56	94,93	18,25	30,92
Montero 04	838,89	142,00	20,00	59,79	40,03	89,95	31,00	38,17
Montero 05	292,82	227,00	18,00	167,27	16,94	26,25	26,60	24,89
Parras 01	1032,75	3370,00	167,00	3030,57	10,92	53,15	1,90	1,00
Quejigos 01	1284,76	1766,56	131,05	2529,02	22,50	54,04	2,22	6,45
Quejigos 02	133,50	68,00	8,00	39,38	6,74	36,38	29,70	18,26
Real 01	347,40	34,00	7,00	12,99	18,10	53,69	42,90	37,34

nd: no detectado

Anexo 7.4 Concentración de metales pesados solubles en agua presentes en los suelos (mg kg^{-1})

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Botillo 01	0,042	nd	0,001	0,004	0,004	0,027	nd	0,001
Cañas 01	0,120	nd	0,002	0,010	0,016	0,091	nd	0,003
Castillejo 01	0,264	nd	0,003	0,017	0,079	0,045	0,001	0,002
Castillejo 02	0,275	0,246	0,028	0,602	0,010	0,017	0,001	0,004
Hoyo del Bote 01	0,138	0,112	0,010	0,318	0,019	0,021	0,000	0,001
Hoyo del Bote 02	0,068	0,002	0,002	0,010	0,010	0,029	0,002	0,003
Hoyo del Bote 03	0,024	0,012	0,003	0,060	0,003	0,001	nd	0,001
Hoyo del Bote 04	0,103	0,085	0,008	0,183	0,013	0,010	0,001	0,003
Hoyo del Bote 05	0,210	nd	0,016	0,042	nd	nd	0,002	0,003
Hoyo del Bote 06	0,125	nd	0,007	0,014	nd	nd	0,001	0,002
Molinos 01	0,041	0,005	0,001	0,034	0,010	0,009	nd	0,000
Molinos 02	0,035	0,057	0,001	0,002	0,010	0,011	0,003	0,004
Molinos 03	0,081	nd	0,002	0,025	0,017	0,005	0,001	0,002
Molinos 04	0,051	0,001	0,002	0,029	0,013	0,013	nd	0,004
Molinos 05	0,032	nd	0,001	0,007	0,010	0,021	0,002	0,000
Montero 01	0,018	0,010	nd	0,003	0,020	0,007	0,003	0,009
Montero 02	0,068	0,036	0,003	0,030	0,013	0,022	0,012	0,006
Montero 03	0,013	0,001	nd	0,002	0,003	0,021	0,001	nd
Montero 04	0,151	0,006	0,003	0,016	0,033	0,031	0,004	0,003
Montero 05	0,040	nd	0,002	0,009	0,017	0,005	0,002	nd
Parras 01	0,067	0,022	0,006	0,186	0,004	0,018	nd	nd
Quejigos 01	0,099	0,090	0,010	0,233	0,008	0,006	nd	0,001
Quejigos 02	0,053	0,003	0,002	0,012	0,020	0,026	0,009	0,003
Real 01	0,127	nd	0,001	0,005	0,014	0,034	0,011	0,003

nd: no detectado

Anexo 7.5 Concentración de metales pesados extraídos con EDTA contenidos en los suelos (mg kg⁻¹)

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Botillo 01	43,650	0,051	1,175	0,654	3,953	1,742	0,016	2,691
Cañas 01	36,912	0,224	16,632	63,097	1,511	0,965	0,032	1,850
Castillejo 01	35,104	0,039	2,244	0,615	1,207	1,098	0,019	2,722
Castillejo 02	36,856	0,068	6,347	2,158	3,051	0,997	0,054	1,881
Hoyo del Bote 01	38,274	0,485	40,234	122,800	3,359	2,391	0,042	1,855
Hoyo del Bote 02	42,313	0,438	69,379	216,700	3,874	2,404	0,031	3,355
Hoyo del Bote 03	5,255	0,076	0,099	0,387	0,738	0,570	0,015	2,352
Hoyo del Bote 04	32,523	0,210	3,171	8,412	0,732	0,468	0,010	0,314
Hoyo del Bote 05	5,427	nd	0,556	1,609	0,027	0,077	0,001	0,022
Hoyo del Bote 06	2,548	nd	0,235	1,261	0,001	0,001	0,001	0,004
Molinos 01	40,533	0,188	13,270	56,010	2,630	1,320	0,046	1,233
Molinos 02	28,183	0,047	0,598	0,612	1,037	1,917	0,048	2,849
Molinos 03	41,364	0,077	0,881	3,920	3,541	4,237	0,020	3,839
Molinos 04	16,666	0,062	0,201	2,415	0,877	1,792	0,014	2,479
Molinos 05	25,858	0,042	0,212	0,692	1,512	0,341	0,020	1,445
Montero 01	27,614	0,051	2,978	0,850	6,464	11,072	0,292	25,153
Montero 02	11,656	0,118	0,460	1,075	1,203	0,780	0,119	2,253
Montero 03	13,755	0,064	0,245	0,956	1,094	1,659	0,035	1,299
Montero 04	20,271	0,025	0,211	0,232	0,571	0,356	0,018	0,561
Montero 05	14,214	0,064	0,232	0,953	0,705	0,748	0,027	1,116
Parras 01	36,055	0,370	24,536	101,300	1,709	0,639	0,012	0,464
Quejigos 01	45,009	0,318	34,491	93,240	2,974	1,436	0,030	1,044
Quejigos 02	23,802	0,127	0,722	2,047	1,380	0,882	0,047	1,947
Real 01	38,835	0,075	0,628	1,156	3,574	2,479	0,457	4,235

nd: no detectado

Anexo 7.6 Concentración de metales pesados totales presentes en los sedimentos
(mg kg⁻¹)

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Albornoque 11	450,39	87,35	15,99	69,92	23,85	78,82	11,10	22,38
Albornoque 12	414,20	173,60	21,63	215,92	28,20	75,58	11,08	22,32
Algarrobal 11	700,26	321,37	40,58	497,69	29,86	110,73	8,86	21,60
Algarrobal 12	839,91	716,54	72,01	1191,80	25,87	84,16	5,81	15,34
Botillo 11	1013,33	488,56	62,01	779,11	30,95	88,64	6,69	21,56
Botillo 12	772,53	348,98	38,64	507,87	30,35	99,84	5,22	18,50
Cañas 11	1473,67	1513,70	155,34	2529,61	22,26	56,81	4,17	9,09
Castillejo 11	300,44	47,26	10,46	43,54	14,55	99,52	9,44	93,37
Castillejo 12	486,21	129,60	24,13	230,66	18,91	109,12	12,06	108,00
Castillejo 13	486,21	129,60	24,13	230,66	18,91	109,12	12,06	18,62
Hoyo del Bote 11	1167,93	531,74	57,12	942,46	29,82	103,73	10,16	46,64
Molinos 11	504,79	125,04	21,66	113,08	30,40	106,42	13,51	67,12
Molinos 12	448,32	142,37	21,23	162,21	24,67	300,45	10,74	30,83
Molinos 13	345,27	129,96	18,99	186,32	18,40	133,09	8,60	66,05
Montero 11	660,63	80,91	19,81	40,36	38,49	111,44	52,85	26,36
Montero 12	1015,26	484,73	60,96	915,78	34,34	88,02	15,63	8,05
Parra 11	1441,77	1182,45	148,59	2176,76	20,22	57,87	3,63	5,24
Parra 12	1456,00	1382,02	154,45	2552,58	21,69	55,58	2,48	20,87
Quejigos 11	645,18	451,50	59,34	952,37	14,46	32,42	2,66	7,92
Quejigos 12	1086,84	1082,91	114,73	2163,44	18,45	51,84	2,53	28,07
Quejigos 13	164,78	46,94	9,62	46,57	13,28	46,53	6,85	27,82
Real 11	1551,33	1491,64	161,58	2414,59	25,38	67,42	4,04	14,95
Verde 01	1173,79	977,54	107,89	1748,97	20,70	58,53	4,99	13,15
Verde 02	984,84	857,76	85,12	1433,51	20,83	54,68	4,97	16,11
Verde 03	697,05	549,19	64,04	1025,76	12,77	34,92	3,10	11,28
Verde 04	1236,88	1165,81	123,73	1950,71	17,94	49,63	4,75	13,66
Verde 05	533,40	371,94	39,02	489,60	17,61	51,74	11,49	17,50
Verde 07	727,10	531,66	49,59	778,71	23,14	80,33	4,83	20,32
Verde 08	637,23	341,52	36,03	483,39	26,08	79,67	8,20	16,76
Verde 09	744,63	487,60	46,43	733,34	18,31	75,13	6,72	21,71
Verde 10	591,52	362,36	37,19	538,59	16,44	86,34	7,65	17,70
Verde 11	1035,59	585,32	58,78	930,75	25,11	80,29	5,58	23,01
Verde 18	728,74	126,17	22,70	156,44	31,01	89,75	15,99	46,14
Verde 19	2083,11	260,05	46,18	490,52	58,12	124,54	34,68	27,65
Verde 19.A	1110,74	184,81	32,95	323,57	32,73	85,33	12,79	34,62
Verde 19.B	827,97	167,15	27,04	243,39	34,22	106,95	22,33	33,22

Anexo 7.7 Concentración de metales pesados solubles en agua presentes en los sedimentos (mg kg^{-1})

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Albornoque 11	3,421	0,402	0,130	0,900	1,052	0,629	0,361	0,210
Albornoque 12	0,840	0,000	0,052	0,596	0,850	0,464	0,305	0,074
Algarrobal 11	4,319	3,198	0,352	6,416	0,815	1,088	0,278	0,407
Algarrobal 12	12,297	6,200	1,047	17,843	1,133	0,978	0,186	0,238
Botillo 11	2,427	1,396	0,182	4,222	1,061	0,373	0,248	0,238
Botillo 12	6,901	1,290	0,403	3,660	1,111	0,905	0,274	0,215
Cañas 11	30,933	24,692	3,100	60,023	1,035	1,442	0,333	0,370
Castillejo 11	6,800	0,367	0,098	0,694	0,914	1,647	0,226	2,312
Castillejo 12	7,939	1,070	0,214	2,634	0,938	1,532	0,338	2,168
Castillejo 13	1,872	0,062	0,080	0,614	1,014	0,473	0,233	0,267
Hoyo del Bote 11	3,428	1,438	0,289	4,256	1,145	0,089	0,479	0,125
Molinos 11	0,232	0,046	0,009	0,073	0,036	0,053	0,016	0,027
Molinos 12	3,124	0,423	0,135	1,235	1,251	2,066	0,214	0,396
Molinos 13	4,474	1,614	0,251	4,380	0,648	0,461	0,415	0,250
Montero 11	1,906	0,384	0,105	1,450	1,083	1,100	0,328	0,231
Montero 12	2,142	0,119	0,085	0,334	1,031	0,814	0,590	0,391
Parra 11	3,793	2,381	0,403	6,128	0,491	0,000	0,166	0,036
Parra 12	8,697	5,109	0,940	17,328	0,674	3,572	0,122	0,118
Quejigos 11	4,517	2,120	0,385	7,086	0,787	0,682	0,185	0,258
Quejigos 12	4,330	2,769	0,750	10,007	1,285	0,580	0,295	0,078
Quejigos 13	2,562	0,000	0,063	0,404	0,817	0,323	0,131	0,481
Real 11	6,602	2,428	0,630	10,420	0,831	0,398	0,050	0,153
Verde 01	9,004	2,761	0,766	9,073	0,632	0,302	0,161	0,168
Verde 02	11,471	3,892	0,861	10,635	0,819	0,710	0,130	0,239
Verde 03	10,374	3,137	0,797	10,645	0,769	0,837	0,209	0,324
Verde 04	17,990	5,858	1,730	19,031	0,677	0,640	0,465	0,272
Verde 05	4,332	0,950	0,358	5,332	0,763	0,483	0,269	0,168
Verde 07	2,660	1,750	0,244	4,903	0,901	0,503	0,181	0,152
Verde 08	5,072	2,122	0,329	5,786	2,039	1,092	0,597	0,303
Verde 09	4,395	0,999	0,298	3,795	1,046	0,447	0,574	0,200
Verde 10	9,353	2,210	0,332	5,183	1,716	1,185	0,820	0,689
Verde 11	3,712	1,175	0,238	3,998	0,976	1,019	0,398	0,235
Verde 18	4,266	1,218	0,243	4,319	1,094	0,226	0,341	0,141
Verde 19	4,973	0,982	0,205	1,560	0,946	0,914	0,615	0,327
Verde 19.A	2,951	0,390	0,114	1,026	0,693	0,219	0,248	0,154
Verde 19.B	11,323	1,452	0,338	3,094	1,311	1,477	0,775	0,632

Anexo 7.8 Concentración de metales pesados extraídos con EDTA contenidos en los sedimentos (mg kg⁻¹)

Muestras	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
Albornoque 11	44,663	0,057	0,647	1,135	2,748	3,564	0,056	1,981
Albornoque 12	23,200	0,058	0,593	2,774	3,716	2,881	0,048	2,716
Algarrobal 11	38,520	0,141	15,510	25,324	5,813	4,581	0,057	3,915
Algarrobal 12	39,130	0,516	25,281	68,670	6,290	7,657	0,063	3,619
Botillo 11	41,925	1,255	11,546	40,929	6,164	2,926	0,048	5,054
Botillo 12	39,742	0,168	1,070	6,684	3,195	2,740	0,028	2,186
Cañas 11	39,838	0,458	46,407	109,300	5,171	2,578	0,040	2,067
Castillejo 11	7,061	0,046	0,088	1,049	1,204	1,552	0,011	17,061
Castillejo 12	13,731	0,066	0,198	2,323	1,201	2,426	0,020	21,056
Castillejo 13	17,446	0,041	0,243	2,001	6,195	2,988	0,031	11,380
Hoyo del Bote 11	43,323	0,198	1,475	10,736	5,383	2,358	0,044	2,881
Molinos 11	20,210	0,073	0,182	1,749	3,266	5,235	0,036	5,882
Molinos 12	42,977	0,063	0,952	2,162	3,232	29,479	0,025	12,661
Molinos 13	25,498	0,059	0,601	2,643	3,366	8,789	0,057	4,565
Montero 11	46,139	0,128	4,803	1,995	4,402	3,945	0,331	6,234
Montero 12	33,035	0,062	0,995	8,802	6,608	2,409	0,035	2,994
Parra 11	37,135	0,455	15,816	53,604	3,998	2,396	0,024	1,787
Parra 12	39,576	0,508	23,421	58,741	4,576	2,189	0,021	1,212
Quejigos 11	33,625	0,393	1,208	21,280	4,287	2,099	0,035	3,716
Quejigos 12	38,608	0,330	4,503	29,564	2,493	3,261	0,039	1,522
Quejigos 13	12,123	0,074	0,381	1,083	1,832	2,996	0,034	6,719
Real 11	38,386	0,403	45,998	173,000	7,252	5,574	0,031	6,207
Verde 01	16,893	0,138	0,564	12,804	2,557	1,655	0,015	1,115
Verde 02	40,772	0,552	2,358	28,990	5,258	2,784	0,027	2,591
Verde 03	29,144	0,275	0,881	15,821	1,883	1,204	0,025	2,074
Verde 04	43,991	0,505	6,876	37,770	3,021	1,920	0,031	2,456
Verde 05	25,143	0,108	0,697	7,158	2,484	1,574	0,041	1,443
Verde 07	39,249	0,110	1,920	13,004	4,131	2,738	0,022	2,358
Verde 08	44,366	0,107	1,474	8,079	4,389	2,643	0,064	2,638
Verde 09	19,514	0,109	0,521	5,914	2,015	1,379	0,067	1,421
Verde 10	17,779	0,073	0,405	5,419	1,889	3,244	0,046	2,017
Verde 11	38,427	0,119	0,716	12,776	4,368	1,995	0,041	2,362
Verde 18	18,846	0,071	0,320	2,241	2,430	1,983	0,037	2,226
Verde 19	39,301	0,110	1,451	14,602	15,377	5,752	0,095	12,972
Verde 19.A	20,139	0,081	0,229	1,962	3,403	1,704	0,033	2,843
Verde 19.B	29,290	0,093	0,268	2,809	3,779	3,895	0,057	3,418