

# INVESTIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

## CALIDAD DEL SUELO

VALORES  
INDICATIVOS DE  
EVALUACIÓN  
(VIE-A, VIE-B, VIE-C)



EUSKO JAURLARITZA  
GOBIERNO VASCO

LEY 1/2001 DE  
SISTEMAS DE  
EVALUACIÓN DE  
RISGO



**IHOBE**  
Instituto Vasco de  
Ornamentación Ambiental

Eusko Jauriaritzak lurzoru poluituen alorrean hamar-kada honen hasieran obiarazi duen politika lehenetsu-nezkoa da gaur egun, hiri-berreskurapenerako prozesu geldiezinari ari garen herri honetan. Zeren prozesu horrek segurtasun-bermeak eskatzen ditu, bai pertsonen osasunerako bai ingurugirorako, poluitzaile izan zitezkeen ihardueretarako erabiltzen ziren lurak laster batean erabilera sentikorretarako berreskuratzeraokan.

Politika honen diseinu eta garapenaren hasiera beretik argi izan genuen gidabide metodologikoak eta prozedurak prestatu behar zirela berez nahiko gai korapilotsua den lurzoruaren kalitatea aztertzeko eta ebaluatzeko. Kezka horri erantzun nahias, gidaliburu metodologiko zenbait argitaratu dira eta azken urteotan frogaturik gelditu da aipatu eginkizunerako irizpide teknikoak boteratzeko ezin ukatzeko balioa izan dutela.

Horrezkeroztik kokagune poluituen azterketa eta kudeaketan hartutako esperientziak baliatu gara idatzi tekniko horiek aberasteko eta Euskal Autonomi Erki-degoaren beharretara eta larozuaren poluzioaren ondoriozko arazoetara modu eraginkorrean heltzeko diseinatu den estrategia globalera egokitzeko.

Bakoitzari jarritako helburuak betetzeko lanketa-maila nahikoa dutela uste izan den lehenagoko gidaliburuaz gain, oraingoan idatzi berriak argitaratu ditugu, batzuk aurrekoen garapenaren emaitza direnak eta beste batzuk orduan antz eman ez zitzaizkien premia zenbaiti erantzuteko sortuak. Eusko Jauriaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saila lurzoru poluituen politikaren alde apustu egiten jarraitzeko prest dago eta espero dugu argitalpen honek gaiaren alderdi teknikoak finkatzen laguntzea.

La política de suelos contaminados iniciada por el Gobierno Vasco a principios de esta década, se ha convertido en estos momentos en una prioridad para un país embarcado en un proceso imparable de regeneración urbana que exige una garantía de seguridad tanto para la salud humana como para el medio ambiente ante la inminente reutilización para usos sensibles de terrenos anteriormente destinados a actividades potencialmente contaminantes.

Ya en los primeros estadios de diseño y desarrollo de esta política se comprendió la necesidad de elaborar directrices metodológicas y procedimientos cuyo objetivo no fuera otro que facilitar la ya en sí difícil tarea de investigar y evaluar la calidad del suelo. Esta inquietud se materializó con la publicación de una serie de guías metodológicas que han demostrado en los últimos años una innegable validez en la unificación de los criterios técnicos que deben regir esta tarea.

La experiencia adquirida desde entonces en la investigación y gestión de emplazamientos contaminados ha sido utilizada para enriquecer y ajustar estos documentos técnicos a las necesidades de la Comunidad

Autónoma del País Vasco y a la estrategia global diseñada para abordar de una manera eficaz la problemática originada por la contaminación del suelo.

Junto a la edición de las guías metodológicas ya publicadas cuyo grado de elaboración se ha considerado suficiente para alcanzar los objetivos que cada una de ellas tenía marcados, se presentan en esta serie nuevos documentos surgidos bien de la evolución de las ya existentes, bien de exigencias no identificadas en aquel momento, que espero contribuyan a reforzar los aspectos técnicos de esta política de suelos contaminados por la que el Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco está dispuesto a seguir haciendo una apuesta firme.



E. J. Ormazabal  
Lehendakaria  
Euzko Legeburuak  
Euzko Legeburuak  
Consejero del Departamento de Ordenación del Territorio,  
Vivienda y Medio Ambiente

Euskal Autonomia Erkidegoan lurzorua babesteko politikaren esparruan, lurzoruaren kalitatea ikuspegi bikoitzarekin ebaluatu da. Alde batetik, lurzoruaren dauden substantzia jakin batzuen kontzentrazioak eta kalitate estandar batzuk (ebaluaziorako balore adierazle deiturikoak) alderatu dira. Eta bestetik, ebaluazio orokorraren emaitzek hori egitea eskatzen zuten kasuetan arrisku-azterketa zehatza egin da.

Lurzoruaren poluzioa, lurzoruaren substantzia jakin batzuen edukia areagotzen duen giza jardueraren zuzeneko ondorio dela eta lurzoru horretan berez ez leudekeen substantziak daudela kontuan hartuz, lurzoruaren hasierako egoera, alegia jarduera horrek eragin aurrekoa, nolakoa zen jakitea ezinbestekoa da.

Beraz, balioak ondorioztatzeko lehen urratsa, hasierako maila edo erreferentzi maila (ebaluazioko balio adierazlea EBA-A) zehaztea da.

Hemen aurkezten ari garen agiriak hirurogeita hamalau parametrorentzako erreferentzi maila proposatzen du eta balio horiek ondorioztatzeko erabilitako ikerketa-metodologia ere bai.

Horrekin lurzoruaren kalitatea aztertzeke konparazio-esparrua ezarrita dago. Gainditzen ez badu, lurzorua eragin gabe dagoela esan nahi du, eta beraz, edozertarako erabili behar izanda ere, ez duela inolako arriskurik.

En el ámbito de la política para la protección del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco la evaluación de la calidad del suelo se ha establecido en base a un enfoque mixto, es decir mediante la comparación de las concentraciones de determinadas sustancias presentes en el suelo con unos estándares de calidad (denominados valores indicativos de evaluación) y la realización de un análisis de riesgos específico para aquellos casos en los que los resultados de la evaluación genérica así lo determinen.

Considerando que la contaminación del suelo es consecuencia directa de la actividad humana, que da lugar a un incremento de los contenidos de determinadas sustancias en el suelo, así como a la presencia en el mismo de sustancias que no aparecen naturalmente, se hace inevitable determinar la situación inicial del suelo, esto es, aquella que no se ha visto afectada por dicha actividad.

Así la determinación del nivel inicial o nivel de referencia (valor indicativo de evaluación VIE-A) constituye el primer paso en la derivación de los valores.

El documento que aquí se presenta propone el nivel de referencia para sesenta y cuatro parámetros diferentes, además de exponer la metodología de investigación seguida en la derivación de estos valores.

Con ello queda establecido un marco de comparación para las investigaciones de la calidad del suelo que si no se sobrepasa indica que el suelo no está afectado y consecuentemente no representa ningún riesgo para el uso o usos al que sea destinado.



Esther Larralde  
Ingenieria Informatika  
Wizkainaketa de Maitu Antzina

IHOBE, S.A.k, Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saileko Ingurugiroa Kudeatzeko Sozietate Publikoak, LURZORUAREN KALITATEA: ERREFERENTZI MAILA (EBA-A) agiria aztertu du, gai horri dagokionez dauden beharrei erantzun nahian.

Jose Luis Aurrekoetxea IHOBE, S.A.ko Zuzendari Nagusiak lehen agiriaren egileei eta hori aztertzen lagundu eta parte hartu duten honakoei eskerrak eman nahi dizkie:

- Juan Karlos Iturrondobeitia, Euskal Herriko Unibertsitateko Zoologia eta Animalien Dinamika Zeularra Sailekoari.
- Jose Javier Castillo, IHOBE, S.A.koari.

Agiriaren zuzendaritza eta koordinazioa Jose Javier Castillo-ren ardura izan da, IHOBE, S.A.ko Ana Alzolak koordinazio teknikoa eta Ignacio Quintanaren zuzendaritza teknikoa beren gain izan dutelarik.



IHOBE, S.A., Sociedad pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y medio Ambiente del Gobierno Vasco ha revisado el documento sobre: CALIDAD DEL SUELO: NIVEL DE REFERENCIA (VIE-A), con el fin de dar respuesta a las necesidades existentes en la materia.

El director General de IHOBE, S.A., José Luis Aurrecoechea, agradece expresamente a todos aquellos participantes en la elaboración del primer documento, su colaboración y su participación en la revisión del mismo a :

- Juan Carlos Iturrondobeitia del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco.
- José Javier Castillo, de IHOBE, S.A.

La dirección y coordinación del documento ha sido llevada a cabo por José Javier Castillo, bajo la coordinación técnica de Ana Alzola y la dirección técnica de Ignacio Quintana de IHOBE, S.A.



## INDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	5
2. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN .....	7
2.1. INTRODUCCIÓN .....	7
2.2. CRITERIOS PARA LA ELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO .....	7
2.3. SECUENCIA DE MUESTREO .....	10
2.4. TOMA DE MUESTRAS .....	15
2.5. MÉTODOS DE LABORATORIO .....	19
2.6. MÉTODOS ESTADÍSTICOS .....	20
3. RESULTADOS .....	23
3.1. CONSIDERACIÓN PRELIMINAR .....	23
3.2. DIFERENCIAS ENTRE EL NIVEL «A» Y EL «B» .....	23
3.3. COMPONENTES PRINCIPALES .....	24
3.4. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA .....	25
3.5. CORRELACIÓN Y REGRESIÓN .....	27
4. DISCUSIÓN .....	29
5. CONCLUSIONES .....	31
6. BIBLIOGRAFÍA .....	35
ANEXO I: RELACIÓN DE LOS PUNTOS DEL PRIMER Y SEGUNDO MUESTREOS Y RESULTADOS ANALÍTICOS OBTENIDOS .....	37
ANEXO I: RELACIÓN DE LOS PUNTOS DEL TERCER MUESTREO Y RESULTADOS ANALÍTICOS OBTENIDOS .....	43



## 1. INTRODUCCIÓN

El suelo constituye un recurso natural escaso, renovable en periodos de tiempo largos (se necesitan entre 100 y 1000 años para que se formen 30 cm de suelo). Sin embargo, esta capa de la litosfera tan delgada comparativamente y que sostiene la mayor parte de la producción primaria mundial está siendo cada vez más afectada por la actividad antropogénica. Esta actividad perturba las características físicas, químicas y biológicas del suelo, llegando en algunas ocasiones a alterarlo totalmente. En todo caso las modificaciones del medio se pueden deber a una actividad constante, lenta y suave que produce efectos acumulativos a lo largo de periodos de tiempo relativamente largos y que afectan a grandes extensiones de terreno dando lugar a una situación nueva que denominamos nivel de fondo. Por otro lado, también se producen acciones puntuales de gran impacto que conciernen a espacios reducidos pero que afectan al suelo profundamente, que se observan con facilidad y que tienen gran repercusión social. Es el caso de suelos urbanos que han soportado actividades industriales o el vertido y/o la deposición de sustancias tóxicas. Precisamente para poder determinar la calidad del suelo y saber que grado de alteración o contaminación presenta debe conocerse la situación natural o inicial del suelo, es decir se debe conocer como estaba un suelo no afectado por la actividad humana.

Este trabajo tiene como objetivo, precisamente, conocer la situación natural de los suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco, o sea, conocer las concentraciones de los diferentes compuestos inorgánicos de los suelos y su variabilidad espacial en el ámbito geográfico definido. Esto se define como Nivel de Referencia. Si se supera este nivel puede afirmarse que el suelo está afectado, mientras que en caso contrario debe suponerse que no existe tal afección y, por consiguiente, es un suelo natural capaz de soportar cualquier uso, porque no entraña riesgo alguno.

El conocimiento obtenido con este trabajo es suficiente para cumplir con el objetivo de definir y suministrar los niveles de referencia, si bien, debe tenerse en cuenta que la variabilidad litológica, edafológica y de vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco es elevada. Esta heterogeneidad da lugar a que el sistema edáfico sea lo suficientemente complejo como para poder abordarlo en profundidad de una forma definitiva.

Establecidos estos valores de referencia es conveniente marcar futuras líneas de investigación que se pueden tener en cuenta. A priori parece de

interés conocer qué cantidad de la concentración del elemento natural en el suelo está en disponibilidad de pasar a las cadenas tróficas vegetal y animal. Otro aspecto relevante es conocer las concentraciones de estas sustancias en áreas urbanas y periurbanas afectadas por la denominada contaminación difusa procedente de las emisiones atmosféricas y que están dando lugar a los denominados niveles de fondo.

## 2. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

### 2.1. INTRODUCCIÓN

Para llevar a cabo la determinación del nivel de referencia de la Comunidad Autónoma del país Vasco se ha partido de la obtención de la composición química de los diferentes suelos desarrollados en la misma, con el objetivo de establecer cuál es el contenido de una serie de elementos y compuestos inorgánicos y orgánicos de los suelos que no están afectados por la actividad humana o, como realmente sucede, que la influencia de dicha actividad sea la menor posible.

Para ello se ha procedido a la toma de muestras, a lo largo y ancho de la Comunidad Autónoma del País Vasco, en 58 puntos representativos de la variedad pedológica de la misma, a su posterior caracterización química y finalmente al tratamiento estadístico de los resultados obtenidos.

### 2.2. CRITERIOS PARA LA ELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

La elección de los puntos de muestreo se ha realizado en base a una serie de criterios, previamente establecidos, con el objeto de garantizar la adecuación de los mismos a los objetivos perseguidos en la investigación. Tales criterios han sido:

- Los puntos de muestreo deben representar a la totalidad de los tipos de suelos desarrollados en la Comunidad Autónoma del País Vasco.
- Los puntos de muestreo se tienen que corresponder con áreas o zonas en las que el medio natural no está prácticamente modificado y/o alterado por la actividad humana.

Debe tenerse en cuenta que en la Comunidad Autónoma del País Vasco se dan una serie de circunstancias naturales que le confieren una gran variedad de suelos.

A grandes rasgos destaca la abundancia de litologías diferentes: la orla del macizo Paleozoico de Cinco Villas, las facies del Cretácico Inferior, el complejo volcano-sedimentario del Cretácico Superior y las

facies del Flysch Paleoceno-Eoceno entre otras, que junto con las numerosas mineralizaciones de carbonatos de hierro (siderita), hidróxidos (goethita), sulfuros de zinc (esfalerita) y plomo (galena), etc. ampliamente diseminadas, constituyen un material litológico de partida o roca madre para la formación de diferentes suelos.

Así mismo la fuerte tectonización que tuvo lugar durante la fase Pirenaica de la orogenia Alpina, ha conformado un relieve muy accidentado en el que destacan las grandes estructuras del anticlinorio y sinclinorio de Bilbao que se hallan alineadas en dirección ONO-ESE.

Estas formas han condicionado la presencia de dos dominios climáticos distintos, de tal manera que la denominada cadena montañosa septentrional y los montes intermedios sirven de divisoria a ambos dominios climáticos. Así al norte queda la vertiente Cantábrica de clima Atlántico, elevada pluviosidad y predominio de suelos y vegetación ácidos y al sur la vertiente Meridional de clima Mediterráneo y pluviosidad baja en la que se han desarrollado diferentes suelos.

Todo ello ha recomendado que los criterios para la elección de los puntos de muestreo se hayan basado en la litología, la morfología y la vegetación conjuntamente.

### **Litología**

Se han seleccionado los puntos de muestreo sobre las litologías principales, aquellas que están ampliamente desarrolladas tanto en extensión como en potencia.

Para ello se ha utilizado la cartografía geológica a E 1:200000 (EVE 1991) y la cartografía geológica del mapa de España a E 1:500000 (IGME). A esta escala también se han distinguido litologías complejas o diferencias locales de facies que aparecen englobadas a escala menor.

A continuación en la tabla nº 1 se indican las litologías sobre las que se han tomado muestras de suelo, así como el nombre de las formaciones geológicas cuando existe y el del lugar o localidad más cercana al punto de muestreo.

**Tabla nº 1. Litologías sobre las que se han tomado muestras de suelo**

EDAD	LITOLOGIA	FORMACION	LUGAR
CUATERNARIO	Cuaternario indiferenciado	-	OROZCO, ARTEA, AXPE, MARURI, ARTZINIEGA, GARAGALZA, ZAMBRANA, LAPIDANA
MIOCENO	Arenas, areniscas calcáreas y arcillas Conglomerados, areniscas, limolitas, margas y calizas	- -	LABASTIDA, LEZA MANZANOS
OLIGOCENO	Limolitas, areniscas y arcillas	-	TUYO
EOCENO	Conglomerados calizos Areniscas y lutitas Margas, calizas, areniscas y calcarenitas	- FLYSCH TERCIARIO	POBES UMBE, MENDIZORROTZ, LOROÑO
PALEOCENO	Dolomías y calcarenitas	-	AZACETA
MAASTRICHTIENSE	Calizas arenosas, margas y areniscas	FLYSCH CRETACICO SUP.	GATICA, ELGETA
CAMPANIENSE	Margas arenosas, lutitas, y microconglomerados	-	CORRES
SANTONIENSE	Margas y margocalizas	MARGAS DE OSMA	CIRIANO, MENDIBIL
CONIACIENSE	Calizas y calizas margosas Volcanitas básicas	CALIZAS DE SUBIJANA COMPLEJO VOLCANOSEDIMENTARIO	UNZA, ORMIJANA ERRIGOITI, PLACENCIA
TURONIENSE	Margas y margocalizas	MARGAS DE ZUAZO	UNZAGA, STA. EULALIA
CENOMANIENSE	Margas y margocalizas Margas y calizas arcillosas	FLYSCH CALCAREO FLYSCH DE BOLAS	MORGA, GAINZA RESPALDIZA, LAS CASERIAS
ALBIENSE	Lutitas, areniscas y conglomerados Margas, lutitas, areniscas y calizas Lutitas y areniscas Areniscas y limolitas	FORMACION DEVA FORMACION ZUFIA FM. DURANGO FM. VALMASEDA	MENDARO, MEÑAKA OLABERRIA EUBA, APATAMONASTERIO OÑATI, OLLERIAS, LEGAZPIA, SARRIA
APTIENSE	Calizas margosas, lutitas y areniscas Calizas arrecifales y calcarenitas Lutitas, margas y areniscas	COMPLEJO URGONIANO	MATIENZO, GORDEXOLA, HERBOSA I Y II ISPASTER, DEBA, ARTAUN GALDAMES, ARANZAZU
BARREMIENSE / PORTLANDIENSE	Lutitas, margas, areniscas y calizas	WEALD/PURBECK	ARAMAIONA, ZEANURI-URIBE
MALM DOGGER LIAS	Margas, margocalizas y calizas bioclásticas Margas, limolitas y arenas	JURASICO MARINO	LARRAUL
KEUPER	Arcillas abigarradas y yesos	-	SALINAS
BUNTSANDSTEIN PERMICO	Areniscas, limolitas y conglomerados	-	ELDUA, ANDOAIN
CARBONIFERO DEVONICO	Pizarras y grauvacas con pasadas de conglomerados silíceos	PALEOZOICO DE CINCO VILLAS	OIARTZUN, ARDITURRI

### **Morfología**

Debido a que el relieve de la Comunidad Autónoma del País Vasco es muy accidentado, principalmente en la mitad norte del territorio, se ha tenido en cuenta la pendiente de las áreas en las que se han ubicado los puntos de muestreo, puesto que el desarrollo y la evolución de los suelos dependen en gran medida de este aspecto morfológico.

En términos generales puede afirmarse que la propia división administrativa delimita territorios con pendientes diferentes. Así en Araba las pendientes predominantes son bajas y medias, en Bizkaia medias y altas y en Gipuzkoa altas y muy altas.

Con el fin de determinar la variabilidad espacial de un perfil bien desarrollado a lo largo de una pendiente suave se realizó una catena. Para ello se eligió la localidad de Herbosa (Bizkaia) por la relevancia de la litología de la formación subyacente. Sin embargo los resultados obtenidos no presentaron diferencias entre los puntos de la catena, razón por la que se desestimó la realización de otras

### **Vegetación**

El conocimiento de la vegetación autóctona ha permitido que la ubicación de los puntos de muestreo se haya podido realizar «*in situ*» en aquellos lugares en los que estaba presente. Como gran parte de la superficie arbórea del País Vasco se halla ocupada por especies exóticas introducidas (Pino, Eucaliptus...etc.), también se han tenido que tomar muestras en estos sitios.

Así mismo debido a la amplia distribución de pequeñas zonas de pasto, que en la vertiente septentrional suelen ser colindantes a pequeñas masas boscosas de exóticas, también se han tomado muestras en estos lugares e incluso, en ocasiones, la mitad de las submuestras recogidas en cada punto se tomaron en la parte de la masa boscosa y la otra mitad en la zona de pastos.

## **2.3. SECUENCIA DE MUESTREO**

En base a los criterios establecidos para cumplir con el objetivo previsto se planteó el muestreo de los diferentes suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco en dos fases de muestreo consecutivas. Sin embargo ante la insuficiencia de datos para determinar los valores de algunos metales se procedió a la realización de una fase más de muestreo.

En la primera fase del muestreo se tomaron muestras de suelos desarrollados a partir de las principales litologías o formaciones en 29 localidades. La segunda fase de muestreo, complementaria a la anterior, consistió en la toma de muestras en otras 29 localidades diferentes. Parte de las muestras se recogieron de tipos de suelos ya muestreados y otras de suelos desarrollados a partir de litologías menos representativas de la variedad litológica del ámbito geográfico.

Finalmente se realizó una tercera fase de muestreo diseñada con el fin de cubrir las carencias detectadas en las dos fases anteriores en relación a cuatro metales, concretamente al arsénico, cadmio, mercurio y molibdeno. Esta tercera fase consistió en la recogida de muestras en 15 localidades de las ya muestreadas anteriormente. La elección de dichas localidades se llevó a cabo en función del contenido de arcilla, pues según se había comprobado en las fases anteriores es precisamente el contenido en arcilla el componente edafogenético más ligado a los metales.

En las tablas siguientes, numeradas correlativamente del 2 al 4, se puede observar para cada uno de los Territorios Históricos y para cada una de las fases de muestreo la localidad muestreada y la descripción de los aspectos (litología, pendiente y vegetación) en los que se han basado los criterios establecidos.

**Tabla 2. Puntos de muestreo en el Territorio Histórico de Araba**1<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
AZAZETA	35	139.Eulate	Baja	Robles y barbecho
SALINAS DE AÑANA	7	137.Miranda de Ebro	Alta	Espino
LEZA	55	170.Haro	Baja	Carrasco, barbecho y pino
CIRIANO	31	112.Vitoria	Nula	Quejigo con sotobosque de juníperas
SARRIA	16	112.Vitoria	Media	Roble, helechos, argoma y brezo
POBES	49	137.Miranda de Ebro	Nula	Encina, carrasco, quejigo, pino silvestre, ciprés, lavanda, borto, brezo rojo y madroño.
STA. EULALIA	29	111.Orduña	Media	Pino silvestre, encina y roble.
ORMIJANA	30	111.Orduña	Media	Encinar
TUYO	52	138.La Puebla de Arganzón	Alta	Carrasco
RESPALDIZA	28	86.Landaco	Media	Pino, quejigo, zarza y acebo

2<sup>o</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
ARAMAIONA	12	87.Elorrio	Alta	Pino, roble, zarza
ZAMBRANA	58	169.Casalarreina	Nula	Barbecho de cereal
MANZANOS	53	137.Miranda de Ebro	Baja	Pino, quejigo, lavanda, ulex, brezo
LABASTIDA	55	170.Haro	Nula-baja	Enebro, lavanda, tomillo, romero
UNZA	30	111.Orduña	Baja	Hayas, roble, zarzas
UNZAGA	29	111.Orduña	Baja	Roble
ARCENIEGA	58	86.Landaco	Nula	Pastizal
LAS CASERIAS	28	86.Landaco	Alta	Roble, encina, zarza
CORRES	33	139.Eulate	Media	Roble
LAPIDANA	58	112.Vitoria	Nula	Barbecho
OLLERIAS	16	112.Vitoria	Baja	Roble
MENDIBIL	31	112.Vitoria	Baja-nula	Quejigo

3<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
SARRIA	16	112.Vitoria	Media	Roble, helechos, argoma y brezo
ARAMAIONA	12	87.Elorrio	Alta	Pino, roble, zarza
ARCENIEGA	58	86.Landaco	Nula	Pastizal
LAS CASERIAS	28	86.Landaco	Alta	Roble, encina, zarza

<sup>1</sup> E.V.E., 1991. Mapa geológico del País Vasco. E 1:200000

<sup>2</sup> I.G.M.E. Mapa geológico de España. E 1:50000

**Tabla 3. Puntos de muestreo en el Territorio Histórico de Bizkaia**1<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
CEANURI (URIBE)	12	87.Elorrio	Media	Pastizal, avellano, acebos, y castaño
ARANZAZU	13	87.Elorrio	Media	Pinos y helechos
OROZKO	58	86.Landaco	Nula	Pastizal
MEÑAKA	20	38.Bermeo	Media-baja	Pinos
ERRIGOITI	23	62.Durango	Alta	Pino y pastizal
HERBOSA-I	15	60.Valmaseda	Media-catena	Pino y pastizal
HERBOSA-II	15	60.Valmaseda	Baja-catena	Pastizal (antiguo robledal)
ARTEA	58	87.Elorrio	Nula	Abetos y pastizal
ARTAUN	14	87.Elorrio	Alta-media	Pinos y encinas
LOROÑO	26	61.Bilbao	Media	Robledal
APATAMONASTERIO	18	87.Elorrio	Media	Pinar
AXPE	58	87.Elorrio	Nula	Pastizal

2<sup>o</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
ISPASTER	14	38.Bermeo	Media	Pino, eucaliptus, borto, encina, argoma
MORGA	22	62.Durango	Media	Pino, helechos
MATIENZO	15	60.Valmaseda	Media	Roble, pastizal
EUBA	18	62.Durango	Baja	Pino, zarzas, helechos
UMBE	27	37.Algorta	Media	Eucaliptus, zarzas, helechos
MARURI	58	37.Algorta	Nula	Pastizal
GATICA	24	37.Algorta	Baja	Pino, zarza
GALDAMES	13	61.Bilbao	Baja	Pino, borto, pastizal
GORDEXOLA	15	61.Bilbao	Alta-media	Pino, helecho, zarza

3<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
CEANURI (URIBE)	12	87.Elorrio	Media	Pastizal, avellano, acebos, y castaño
ARANZAZU	13	87.Elorrio	Media	Pinos y helechos
HERBOSA-I	15	60.Valmaseda	Media-catena	Pino y pastizal
HERBOSA-II	15	60.Valmaseda	Baja-catena	Pastizal (antiguo robledal)
ARTAUN	14	87.Elorrio	Alta-media	Pinos y encinas
MORGA	22	62.Durango	Media	Pino, helechos
EUBA	18	62.Durango	Baja	Pino, zarzas, helechos
GATICA	24	37.Algorta	Baja	Pino, zarza
GALDAMES	13	61.Bilbao	Baja	Pino, borto, pastizal

<sup>1</sup> E.V.E., 1991. Mapa geológico del País Vasco. E 1:200000<sup>2</sup> I.G.M.E. Mapa geológico de España. E 1:50000

**Tabla 4. Puntos de muestreo en el Territorio Histórico de Gipuzkoa**1<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA	Nº HOJA IGME	PENDIENTE	VEGETACION
GAINZA	22	89.Tolosa	Baja	Pinos y pastizal
ELDUA	5	89.Tolosa	Muy alta	Pinos, robles, hayas y helechos
MENDIZORROTZ	27	64.San Sebastian	Alta-media	Argoma, roble silvestre, brezo
OIARTZUN	3	65.Vera de Bidasoa	Alta-media	Pastizal, castaños y hayas
MENDARO	20	63.Eibar	Alta	Pinos y pastizal
PLACENCIA	23	63.Eibar	Muy Alta	Pinos y pastizal
ELGETA	24	87.Elorrio	Alta	Pinos y alerce japonés

2<sup>o</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA <sup>1</sup>	Nº HOJA IGME <sup>2</sup>	PENDIENTE	VEGETACION
OÑATI	16	88.Vergara	Baja	Pino, roble, castaño
GARAGALZA	58	88.Vergara	Nula	Pastizal
LARRAUL	11	64.San Sebastian	Muy alta	Castaño, roble, fresno
ANDOAIN	5	64.San Sebastian	Muy alta	Roble, haya, helechos
ARDITURRI	3	65.Vera de Bidasoa	Alta	Helecho, argoma
OLABERRIA	19	88.Vergara	Media	Pino, roble, castaño, acacia, pastizal
DEBA	14	63.Eibar	Muy alta	Acacia, pastizal
LEGAZPIA	16	88.Vergara	Media	Haya, castaño, acebo

3<sup>er</sup> MUESTREO

LUGAR	LITOLOGÍA <sup>1</sup>	Nº HOJA IGME <sup>2</sup>	PENDIENTE	VEGETACION
ELGETA	24	87.Elorrio	Alta	Pinos y alerce japonés
GARAGALZA	58	88.Vergara	Nula	Pastizal

<sup>1</sup> E.V.E., 1991. Mapa Geológico del País Vasco. E 1: 200000.<sup>2</sup> IGME. Mapa Geológico de España. E 1: 50000.

## 2.4. TOMA DE MUESTRAS

La toma de muestras se llevó a cabo bajo la hipótesis de la distribución homogénea de los diferentes elementos presentes en el suelo, para cada una de las áreas en las que se realizó el muestreo. En consonancia con la hipótesis de partida la localización de los puntos en los que se tomaron muestras en cada localidad siguió un modelo aleatorio.

Para determinar la variabilidad vertical de los suelos se procedió a la toma de muestras a dos alturas o niveles diferentes en todos los puntos en los que se recogieron muestras. Así se tomaron muestras superficiales y profundas, denominadas niveles A y B respectivamente entre 0 – 25 cm la superficial (A) y entre 50 – 100 cm la profunda (B).

De esta manera se procedió en las dos primeras fases de muestreo. Sin embargo en la tercera fase sólo se recogió la muestra superficial, pues a tenor de los resultados obtenidos en las muestras de las fases anteriores se había comprobado que no existen diferencias significativas entre ambos niveles.

Durante las dos primeras fases del muestreo se recogieron un total de 109 muestras (54 y 55 respectivamente), no pudiéndose tomar muestras profundas, por falta de desarrollo del suelo, en siete localidades Azazeta, Ormijana, Santa Eulalia y Axpe en la primera toma de muestras y Unza, Unzaga y Gatika en la segunda y en la tercera se tomaron quince muestras más, lo que hace un total de 124 muestras.

Como se ha expuesto en las tablas nºs 2, 3 y 4 la distribución de los puntos de muestreo quedó repartida de la siguiente manera, 22 puntos en Araba, 21 en Bizkaia y 15 en Gipuzkoa, como así mismo se observa en el mapa.

Considerando que la Comunidad Autónoma del País Vasco está dividida en dos dominios geológicos diferentes (EVE, 1991) denominados septentrional y meridional respectivamente, la distribución de los puntos de muestreo quedó repartida en 39 puntos elegidos del dominio septentrional y 19 del meridional.

En la primera fase de muestreo se tomaron 10 submuestras al azar en cada una de las localidades y por cada una de las profundidades. Sin embargo, la media aritmética de submuestras de la muestra profunda (nivel «B») fue de 6 aproximadamente, debido a que en zonas de elevada pendiente el desarrollo del suelo es escaso. Por esta razón se decidió que fueran 6 las submuestras que se tomaran en cada punto y para cada profundidad en el segundo muestreo.

Aunque en alguna ocasión sólo pudieron recogerse 5 submuestras profundas, a pesar de realizarse varios intentos. En el tercer muestreo se tomaron 10 submuestras en cada punto, pues a pesar de que se había adoptado el criterio de tomar 6, la necesidad de detectar con mayor seguridad la presencia de los metales Mo, Cd, As y Hg determinó que fueran 10 las submuestras a tomar. En la Tabla nº 5 se presenta un resumen del total de las submuestras recogidas.

**Tabla 5. N° de submuestras recogidas en cada muestreo y para cada profundidad**

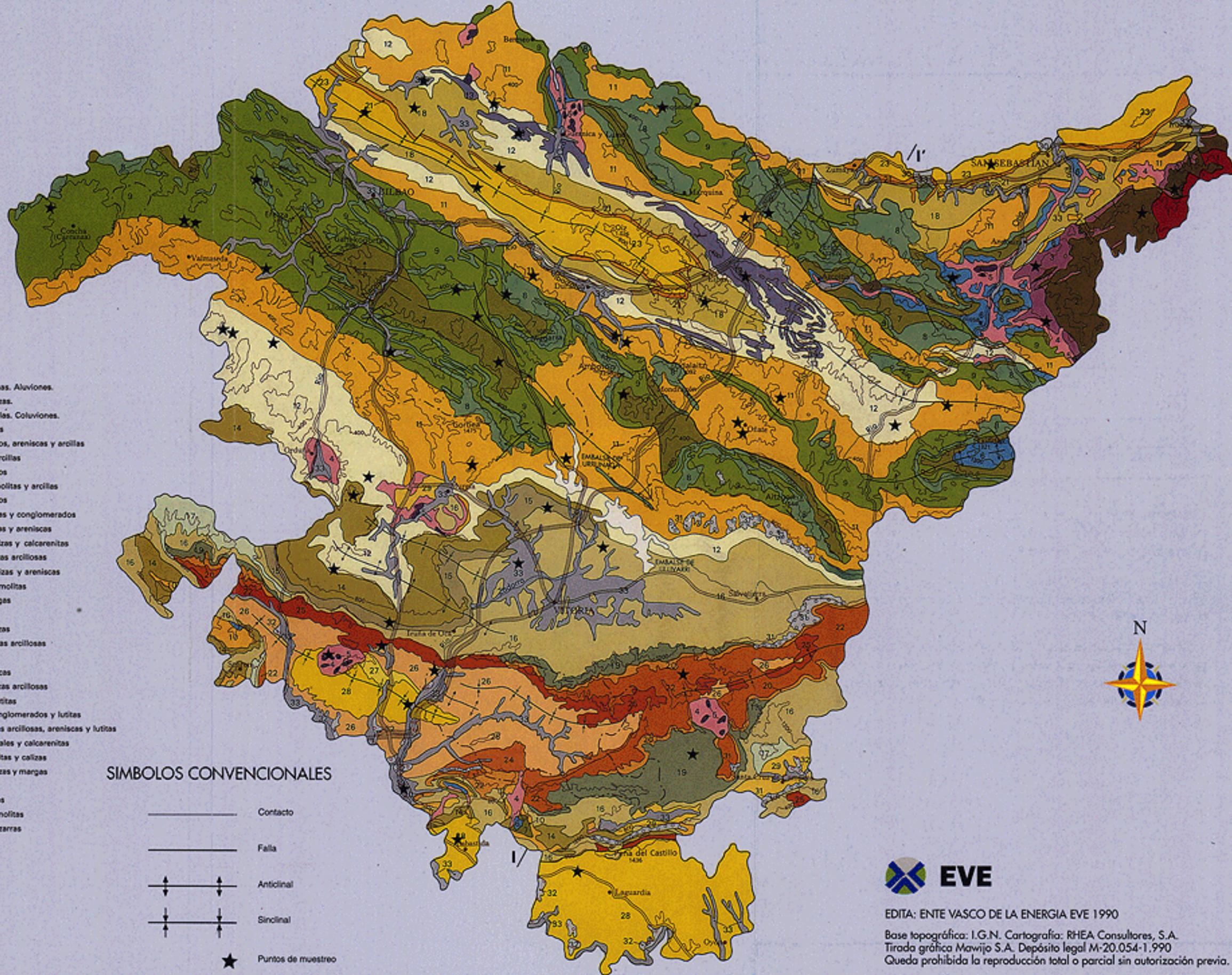
<b>Nivel</b>	<b>1<sup>er</sup> Muestreo</b>	<b>2<sup>o</sup> Muestreo</b>	<b>3<sup>er</sup> Muestreo</b>	<b>TOTAL</b>
<b>A</b>	290	168	150	608
<b>B</b>	174	143	0	317
<b>TOTAL</b>	464	311	150	925

La toma de muestras en cada punto se realizó mediante una sonda manual de tipo Edelman, retirando previamente la capa vegetal (mulch) para evitar su influencia en la determinación del contenido de la materia orgánica.

Sólo en dos puntos, Leza y Gainza, se usó una sonda acanalada reforzada que se abandonó posteriormente por su falta de versatilidad para trabajar en puntos de difícil acceso.

En la recogida de muestras se tomaron todas las precauciones necesarias para evitar contaminaciones exógenas (limpieza de herramientas con agua destilada, recogida de la muestra con guantes desechables, preservación de la muestra en frascos de cristal herméticos, etc.).

# MAPA GEOLOGICO SIMPLIFICADO DEL PAIS VASCO



## LEYENDA

MILLONES DE AÑOS	PERIODO	Subperíodo	Unidad
0 - 1.8	CUATERNARIO		30, 31, 32, 33
1.8 - 5	TERCIARIO	NEOG.	PLIOCENO: 29
5 - 22.5			MIOCENO: 27, 28
22.5 - 37.5	PALEOG.	NEOG.	OLIGOCENO: 25, 26
37.5 - 65			PALEOCENO-EOCENO: 22, 23
65 - 100	CRETACICO	SUPERIOR	19, 20, 21
100 - 106			12, 13
106 - 112			14, 15, 16, 18
112 - 141			17
141 - 195	INFERIOR	ALBIENSE	10, 11
195 - 212		APTIENSE	8, 9
212 - 224		PURBECK-WEALD	7
224 - 280	JURASICO		6
280 - 290	TRIASICO	KEUPER	4
		PERMO-BUNT	3
	PALEOZOICO		1, 2, 5

- 33 Gravos y arenas. Aluviones.
- 32 Gravos. Terrazas.
- 31 Cantos y arcillas. Coluviones.
- 30 Arenas. Playas
- 29 Conglomerados, areniscas y arcillas
- 28 Areniscas y arcillas
- 27 Conglomerados
- 26 Areniscas, limolitas y arcillas
- 25 Conglomerados
- 24 Margas, arcillas y conglomerados
- 23 Calizas, margas y areniscas
- 22 Dolomías, calizas y calcarenitas
- 21 Calizas y calizas arcillosas
- 20 Dolomías, calizas y areniscas
- 19 Areniscas y limolitas
- 18 Calizas y margas
- 17 Calcarenitas
- 16 Margas y calizas
- 15 Calizas y calizas arcillosas
- 14 Calizas
- 13 Rocas volcánicas
- 12 Margas y calizas arcillosas
- 11 Areniscas y lutitas
- 10 Areniscas, conglomerados y lutitas
- 9 Margas, calizas arcillosas, areniscas y lutitas
- 8 Calizas arrecifales y calcarenitas
- 7 Areniscas, lutitas y calizas
- 6 Dolomías, calizas y margas
- 5 Ofitas
- 4 Arcillas y yesos
- 3 Areniscas y limolitas
- 2 Areniscas y pizarras
- 1 Granitos

## SIMBOLOS CONVENCIONALES

- Contacto
- Falla
- ↕ Anticlinal
- ↕ Sinclinal
- ★ Puntos de muestreo

ESCALA 1:400.000

0 4 8 12 16 20km.  
 Altitudes referidas al nivel medio del mar en Alicante.  
 Elipsoide Hayford. Datum europeo.  
 Equidistancia de las curvas 400m. Proyección U.T.M.



EDITA: ENTE VASCO DE LA ENERGIA EVE 1990

Base topográfica: I.G.N. Cartografía: RHEA Consultores, S.A.  
 Tirada gráfica Mawijo S.A. Depósito legal M-20.054-1.990  
 Queda prohibida la reproducción total o parcial sin autorización previa.

## 2.5. MÉTODOS DE LABORATORIO

Una vez realizada la toma de muestras éstas se llevaron el mismo día al laboratorio para su análisis, conservándose en cámara frigorífica a 4° C hasta su preparación.

Cada una de las submuestras recogidas se introdujo en campo, en un frasco de cristal de 720 cc. de capacidad, llenándolo hasta su enrase. En el laboratorio se llevó a cabo la homogenización de la muestra mediante el mezclado de todas las submuestras de cada profundidad. Una vez obtenida la muestra mezclada se secó y tamizó y se tomó una parte de la misma para su análisis posterior.

En las muestras de la primera fase se analizaron 70 parámetros incluidos en 7 grupos: metales (12), compuestos inorgánicos (5), compuestos aromáticos (5), hidrocarburos policíclicos (10), hidrocarburos clorados (17), pesticidas organoclorados (14), y otros compuestos (7).

En las de la segunda fase se analizaron 16 parámetros correspondientes al grupo de los metales (excepto Sn), EOX, fenoles totales, materia orgánica, arcilla y pH.

En la tercera fase se analizaron 7 parámetros correspondientes al grupo de los metales (As, Cd, Hg, Mo), materia orgánica, arcilla y pH.

A continuación se indican las técnicas utilizadas y para que se han usado:

- Espectrometría de Emisión Atómica de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP/AES)  
Determinación de Metales Pesados y Azufre Total.
- Cromatografía Líquida de Alta Resolución con Detector de Conductividad (HPLC/DEC).  
Determinación de Fluoruros y Bromuros.
- Cromatografía de Gases con Detector de Ionización de Llama (GC/FID).  
Determinación de Compuestos Aromáticos Volátiles, Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos, Estireno y Aceites Minerales.
- Cromatografía de Gases con Detector de Captura de Electrones (GC/ECD)  
Determinación de Hidrocarburos Alifáticos Volátiles, Clorobenzenos, Pesticidas Organoclorados y Policlorobifenilos (PCB's)
- Cromatografía de Gases con Detector de Masas (GC/MS)

- Determinación de Compuestos Fenólicos.
- Métodos Colorimétricos según Standard Methods (7ª Ed.).  
Determinación de Cianuros Totales y Libres por el Método de la Cloramina T.  
Determinación de Fenoles Totales por el Método de la 4-aminoantipirina.
- Métodos Coulombimétricos  
Determinación de EOX.
- Métodos Potenciométricos.  
Determinación de pH en suspensiones 1:2,5 de Suelo en Agua Destilada.
- Métodos Volumétricos.  
Determinación de Carbono Orgánico y de Materia Orgánica según Nelson y Sommers (1.982). Oxidación en Medio Sulfocrómico
- Método del Densímetro de Bouyoucos  
Análisis Textural

Con el fin de asegurar la calidad de los resultados de los análisis químicos realizados se estableció un protocolo de control, consistente en la repetición de los análisis efectuados sobre la misma muestra en otro laboratorio. Este segundo laboratorio que efectuaba el contraste poseía una acreditación internacional (Sterlab). Como conclusión principal del control de calidad establecido para el aseguramiento de los resultados cabe mencionar que las diferencias apreciadas fueron las habituales para la analítica que se realizó.

## 2.6. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

Dentro de los cálculos matemáticos realizados con los datos obtenidos, merecen atención especial aquellos que hacen referencia a los procedimientos estadísticos que nos proporcionan parámetros que posteriormente servirán para hacer comparaciones.

Los procedimientos más elementales que nos sirven para conocer la naturaleza de los datos son los exploratorios y descriptivos. Dentro de la estadística descriptiva de las variables e histograma de frecuencias de los valores se calculan estadísticos como tamaño de muestra (número de casos: se descuentan los valores perdidos en cada descriptor), media, desviación típica, error típico de la media, valores mínimo y máximo, amplitud (o rango), sesgo y sesgo

estandarizado, kurtosis y kurtosis estandarizada, y coeficiente de variación muestral en %. De esta manera se tiene un primer contacto con las variables, que permite detectar algún posible error o anomalía en ellas y caracterizar la variabilidad. Así mismo, se puede observar el tipo de ajuste a diferentes modelos de distribución siguiendo los métodos de la Ji-cuadrado o de Kolmogorov-Smirnov. Las más frecuentes son la log-normal, a causa de la gran frecuencia de valores próximos a 0 en muchas de las muestras (por ejemplo, los correspondientes a las concentraciones de bastantes metales) y la normal (por ejemplo arcilla).

Con los metales que dan correlación (Pearson) significativa ( $p < 0,05$ ) con la arcilla y/o la materia orgánica se ha realizado el análisis de regresión con el objeto de cuantificar la dependencia de los metales y las variables arcilla y/o materia orgánica y obtener las rectas de regresión correspondientes.

Los valores llamados geogénicos, procedentes de suelos con procesos pedogénicos particulares, especialmente altos son detectados y analizados igualmente mediante las técnicas anteriores. Estos suelos con enriquecimientos naturales en algunas sustancias son tenidos en cuenta de una manera independiente con el objeto de distinguir la variabilidad natural extraordinaria de la ordinaria o normal y de la debida a una posible contaminación.



## 3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos de los análisis de los parámetros de las muestras que se han detectado aparecen en los anexos nº 1 (1<sup>er</sup> y 2<sup>o</sup> muestreos) y nº 2 (3<sup>er</sup> muestreo).

### 3.1. CONSIDERACIÓN PRELIMINAR

En las 54 primeras muestras correspondientes a la primera fase del muestreo no se ha detectado la presencia de compuestos de carácter orgánico lo que confirma el supuesto inicial de que estábamos muestreando suelos no contaminados. Este hecho supuso obviar el análisis de dichos componentes en la segunda fase del muestreo, si bien con el fin de comprobar que los nuevos puntos de muestreo estaban elegidos en sitios igualmente no contaminados se analizaron también unos parámetros indicadores como ya se ha puesto de manifiesto anteriormente. En el tercer muestreo, complementario, se analizaron sólo los parámetros que no habían suministrado suficientes datos. Por lo tanto, las consideraciones que a continuación se van a hacer sobre el nivel de fondo se ciñen al estudio de los metales, los cuales son importantes no solo porque son elementos naturalmente constituyentes del suelo y esenciales para las plantas, sino que muchos de ellos, también, son tóxicos en concentraciones superiores a las naturales.

### 3.2. DIFERENCIAS ENTRE EL NIVEL 'A' Y EL 'B'

No se han hallado diferencias significativas entre ambos niveles para los metales, arcilla y pH. Sin embargo, y como cabía esperar, la materia orgánica es más abundante en el nivel superficial 'A' que en el profundo 'B'. Esta ausencia de diferencias se observa incluso gráficamente. No obstante, se han realizado las correspondientes comprobaciones numéricas usando el contraste de hipótesis de la media. A partir de aquí se decide continuar el estudio con los datos del nivel superior o 'A' solamente, debido, fundamentalmente, a que otros trabajos de referencia también se centran en la parte de arriba del estrato edáfico. Por lo tanto, se puede afirmar, aunque algunos casos puedan requerir matización, que lo que se diga para la parte superior 'A' se puede aplicar a la 'B', excepto para la materia orgánica.

### 3.3. COMPONENTES PRINCIPALES

Para detectar la estructura de los datos y las relaciones entre los distintos elementos se ha usado la técnica multivariante de Componentes Principales, con los datos de las dos primeras fases de muestreo. Después de estandarizar los datos con el objeto de poner a la misma escala todos los factores, observamos que casi un 40% (eje I) está explicado por la relación que existe entre la mayoría de los metales y la cantidad de arcilla, lo que también va a quedar reflejado en el análisis de la regresión (coeficiente de correlación). El segundo eje explica un 15% de la varianza y está definido por la materia orgánica y el pH. Ambos factores están en lados opuestos del eje lo que significa que cuando uno crece el otro disminuye y viceversa, lo que está de acuerdo con los procesos edafológicos. Dentro de este segundo eje y ligado a la materia orgánica aparece el molibdeno, lo cual se debe a la abundancia 'anormal' de este elemento en el punto de Ciriano. El tercer eje está definido por el contenido en cadmio y explica un 9 %. Los datos del tercer muestreo demuestran definitivamente que la materia orgánica sólo aparece ligada al plomo.

De la representación de los puntos de muestreo sobre estas componentes, se deduce que hay unos emplazamientos que destacan por su alto contenido en metales y que después de examinar sus litologías, se corresponden con valores geogénicos naturales. Estos puntos se presentan en la tabla nº 6.

**Tabla 6. Correspondencia metales-litología**

LUGAR	METALES	LITOLOGIA-EDAD
Placencia	Cr, Co, Ni, Cu, Ba	Coladas volcánicas Cretácico Superior
Errigoiti	Co, Cu	Coladas volcánicas Cretácico Superior
Artaun	Zn, Pb	Calizas arrecifales Cretácico Inferior
Larraul	Ni, Cu	Calizas y margocalizas Jurásico
Andoain	Ba	Arcillas y areniscas Buntsandtein
Arditurri	Zn, Pb	Macizo cinco villas Paleozoico

Se da la circunstancia de que en el análisis de la regresión los valores de los metales de estas zonas, que en algunos casos han sido o son zonas de explotación minera, quedan fuera de los límites de predicción y por tanto se excluyen del cálculo, lo cual mejora el ajuste.

### 3.4. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA

Con objeto de conocer mejor los datos del trabajo se han calculado los descriptivos poblacionales: medias, intervalos, y comprobaciones de normalidad. En las tablas nº 7 y 8 se dan algunos de ellos como el tamaño de muestra (t.m.), media aritmética (xa), media geométrica (xg), desviación standard (s), valor mínimo (min) y valor máximo (max).

**Tabla 7. Descriptivos poblacionales, primer y segundo muestr** eos

ELEMENTO	DATOS					
	t.m.	xa	xg	s	min	max
Cromo	58	28,5	24,1	21,1	6,1	157
Cobalto	57	9,6	5,8	10,6	0,27	57,7
Níquel	57	17	12,1	17,1	1,99	101,48
Cobre	58	13,3	10,3	9,9	2,76	38,92
Zinc	58	64	48,2	44,1	3,56	218,4
Molibdeno	5	1,25	0,67	1,64	0,27	4,11
Cadmio	10	0,35	0,27	0,27	0,12	0,91
Bario	58	97,1	81	60	13,9	336,12
Mercurio	6	0,23	0,22	0,08	0,1	0,32
Plomo	56	25,4	16	30,3	2,2	159,2
Arcilla	58	28,2	27,1	7,5	12,5	45,3
Mat. Org.	58	4,5	4,1	1,9	0,99	10
pH	58	6	5,7	1,3	4,2	8,4

Llama la atención la concentración del molibdeno, cadmio y mercurio que han proporcionado en la mayor parte de los puntos de muestreo valores por debajo del nivel de detección analítico. Además, no se han obtenido datos para el tratamiento del arsénico, mientras que el resto de los metales presentan datos válidos cercanos a 58 que es el número total de localidades muestreadas. Los coeficientes de variación son altos, lo que se muestra de acuerdo con la gran diversidad litológica de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Los ajustes de normalidad basados en la Ji cuadrado, Kolmogorov y la observación de la kurtosis y el sesgo de la curva de distribución de frecuencias, nos indican que las distribuciones son log-normales para los metales, siendo por lo tanto aconsejable tomar la media geométrica como medida de la media muestral. Sin embargo, la arcilla, el pH y, en menor grado, la materia orgánica, siguen distribuciones normales.

El contenido de arcilla varía entre 12 y 40 %, siendo la media cercana a 30%, lo que indica el carácter arcilloso de nuestros suelos, bastante superior al de Holanda que es uno de los ejemplos que nos está sirviendo como referencia metodológica. La materia orgánica, que según la literatura es importante en la distribución de los metales en el suelo y que junto a la arcilla forma el complejo de cambio, es inferior al del país mencionado, aún siendo importante en comparación con los suelos del resto de la Península Ibérica, presenta una media del 4.5% y el rango de variación entre 1-10%. La materia orgánica no presenta un ajuste tan bueno con la normal como la arcilla y se aproxima a una log-normal.

**Tabla 8. Descriptivos poblacionales, tercer muestreo**

ELEMENTO	DATOS					
	t.m.	xa	xg	s	min	max
Molibdeno	15	0,63	0,51	0,37	0,11	1,45
Cadmio	14	0,24	0,16	0,27	0,05	1,13
Mercurio	12	0,045	0,033	0,041	0,01	0,16
Arsénico	15	11,32	9,83	5,88	2,95	21
Arcilla	15	26,8	23,8	11,56	7,1	45,3
Materia orgánica	15	4,6	4,25	1,71	1,14	7,42
pH	15	5,6	5,53	1,08	4,3	8

A la vista de los resultados, se constata el alto número de valores válidos los cuales se aproximan al número total de localidades. Debe significarse que los valores para la arcilla, materia orgánica y pH son casi similares a los de la tabla nº 7, lo que confirma que los puntos elegidos para el tercer muestreo representan al conjunto total de puntos muestreados.

### 3.5. CORRELACIÓN Y REGRESIÓN

A partir de lo expuesto anteriormente se establecen las relaciones de los metales con la arcilla y la materia orgánica, ya que se sabe que las concentraciones de aquéllos dependen de éstos, a pesar de que en nuestro caso se haya revelado que la materia orgánica no juega un papel tan importante como cabía esperar lo que probablemente sea debido a su rápida mineralización. Esto está de acuerdo con la naturaleza 'mull' o 'moder' del humus de bastantes suelos estudiados en Bizkaia y Araba. El grado y el tipo de relación se puede establecer también con la correlación y la regresión.

En la tabla nº 9 se presentan los valores de correlación con la arcilla, su significación ( $p=0.001$ :\*\*\*,  $p=0.01$ :\*\*,  $p=0.05$ :\*, ns=no significativo) y la recta de regresión lineal.

**Tabla 9. Valores de correlación con la arcilla, significación y recta de regresión**

METAL	CORRELACION	SIGNIFICACION	RECTA DE REGRESION
Cromo	0,479	***	4,3 + 0,78 L
Cobalto	0,437	***	-4,7 + 0,45 L
Níquel	0,71	***	-11,6 + 0,93 L
Cobre	0,408	***	-0,4 + 0,42 L
Zinc	0,43	***	0,56 + 2,1 L
Bario	0,40	**	24,4 + 2,3 L
Plomo	0,348	*	-15,2 + 1,4 L
Molibdeno	0,55	*	0,15 + 0,018 L
Cadmio	0,50	* (casi significativa)	-0,13 + 0,013 L
Mercurio	0,33	ns	---
Arsénico	0,49	* (casi significativa)	2,83 + 0,25 L

Para el cálculo de cada una de las rectas se han eliminado los valores altos (geogénicos, ver Tabla nº 12) que quedan fuera del límite de predicción, observándose una mejora en las correlaciones, y cuyos valores son los de la tabla anterior. La significación para Cr, Co, Ni, Cu, Zn y Ba es alta, para el Pb y el Mo es una significación normal, para el Cd y As son casi significativas, lo que supone una dependencia de ellos con la arcilla y para el Hg no es significativa.

La materia orgánica no presenta correlación significativa con ninguno de los metales excepto con el Plomo:  $cor=0.273$  que está rozando la significación para una  $p=0.05$ . La recta de regresión para el plomo sería:  $Pb = 5 + 4.3 H$ .

Se ha hecho el ajuste a modelos de regresión no lineal como la multiplicativa o la exponencial. En algunos casos se ha mejorado la significación para la ordenada en origen y pendiente pero sin resultados espectacularmente diferentes, por lo que es razonable mantener el modelo lineal de la regresión.

## 4. DISCUSION

Se hacen a continuación algunas reflexiones sobre cómo se pueden plantear algunas propuestas sobre los valores de referencia. En primer lugar, como ya se ha comentado, se da una lista de esas concentraciones altas que quedan fuera de la distribución de la mayoría de los suelos, y que son debidas a los propios procesos de formación del suelo sobre litologías extraordinarias y que se han llamado valores geogénicos altos, pero que sin embargo su presencia en un suelo normal podría indicar un cierto grado de contaminación.

Para el resto de los valores se pueden seguir varios caminos. Uno de ellos, que podríamos calificarlo de convencional, es seguir el criterio de tomar como valor de referencia a no sobrepasar a aquél que resulte de sumarle a la media 'n' veces la desviación típica, usualmente  $n=2$  ( $x+2s$ ). Este criterio es simple y sencillo de aplicar y podríamos decir hasta económico. Sin embargo, no parece que es demasiado fiable para suelos muy diversos donde las desviaciones típicas respecto a la media son altas, como el caso que nos ocupa, en cuyo caso se podría optar por definir varios niveles de referencia para cada familia de suelos que presenten cierta homogeneidad, lo cual no parece práctico en este momento.

Otro método posible es analizar la dependencia observada en la correlación y la regresión de los elementos con la arcilla y/o la materia orgánica, cuantificar esta dependencia y dar el valor de referencia variable según el grado de esta dependencia. En nuestro caso se dan coeficientes de variación altos puede decirse que 7 metales, de entre los 11 examinados, dependen exclusivamente de la arcilla, y otros 2 casi exclusivamente, el plomo es el único dependiente tanto de la arcilla como de la materia orgánica, si bien es cierto que la relación no es muy fuerte y finalmente para el mercurio no se ha observado ninguna relación ni con arcilla ni con la materia orgánica. Según este criterio el valor de referencia puede tener esta fórmula:

$$VR = VP + a * \text{arcilla}(L) + b * \text{materia orgánica}(H)$$

VR= valor de referencia

VP= valor de partida

a y b son los coeficientes de dependencia derivadas de las pendientes de las rectas de regresión.

Parece conveniente que el valor de partida VP se haga coincidir con la media aritmética o geométrica, dependiendo del tipo de distribución del elemento en cuestión, como ya se ha establecido en otros países como Holanda. Mientras que los coeficientes a y b son las pendientes de las rectas de regresión obtenidas de los suelos para la arcilla y para la materia orgánica. Los suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco muestreados hasta el momento no están en esa situación puesto que son sólo dependientes de la arcilla, con la única salvedad del plomo. Para este metal se pueden conservar las pendientes de regresión correspondientes a la arcilla y la materia orgánica, pero divididas por dos, puesto que el elemento es dependiente a partes iguales de las dos componentes, es decir, que es bastante similar la variabilidad explicada por uno y por otro (correlación con la arcilla 0.34 y con la materia orgánica 0.27).

## 5. CONCLUSIONES

A partir de lo dicho anteriormente se presenta la propuesta de los VALORES DE REFERENCIA, los cuales se dan en la tabla nº 10, conjuntamente con los valores que aparecen en la tabla de Holanda y otros de estudios en Alemania.

**Tabla 10. Propuesta de valores de referencia para la C.A.P .V. y su comparación con los de otros Países.**

	HOLANDA		ALEMANIA			C.A.P .V.	
	Fórmula	Suelo standar d	Mult.	Agri.	x+2s	x+2s	VP+aL+bH
Metales		L25;H10					
Cromo	50+2L	100	-	100	-	66	25+L
Cobalto	20	20	-	-	-	28	6+0,5L
Níquel	10+L	35	-	50	-	46	12+L
Cobre	15+0,6(L+H)	36	-	-	-	31	10+0,5L
Zinc	50+1,5(2L+H)	140	120	200	-	136	50+2L
Molibdeno	10	10	-	-	-	2	0,6+0,018L
Cadmio	0,4+0,007(L+3H)	0,8	0,6	1,5	1 1,5	0,8	0,17+0,013L
Bario	200	200	-	-	-	200	80+2,5L
Mercurio	0,2+0,0017(2L+H)	0,3	0,3	1	-	0,3	-
Plomo	50+L+H	85	50	100	50 60 70	76	16+0,7L+2,1H
Arsénico	15+0,4(L+H)	29	20	40	15 20 35	23	11+0,25L

Donde 'x' es la media y 's' la desviación típica. L25 y H10 son los valores correspondientes a un suelo llamado estandar en Holanda con 25% de arcilla y 10% de materia orgánica. 'Mult' y 'Agri' son los términos multifuncional y agrícola de los suelos. 'L' y 'H' son los contenidos de arcilla y materia orgánica.

De las dos propuestas que se pueden hacer y después de discutir los dos criterios posibles ( $x+2s$  y de regresión) comentados anteriormente, se toman como valores de referencia definitivos los derivados del criterio de regresión por su buena relación con la arcilla y/o la materia orgánica, en los casos del Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ba y Pb, para el caso del Cd, Hg y As se adopta el criterio de  $x+2s$ , porque o bien no hay correlación o ésta no es suficientemente significativa. Para los parámetros analizados y no detectados no se han derivado valores, por lo que se ha optado por establecerlos situándolos en los mismos niveles que se han utilizado como límites de detección. A la vista de esto los valores de referencia para la Comunidad Autónoma del País Vasco son los que se adjuntan a continuación en la tabla nº 11.

**Tabla 11. Valores de referencia para la Comunidad Autónoma del País Vasco.**

CONTAMINANTES	VIE-A
<b>Metales</b>	
Arsénico	23
Bario	$80 + 2,5L$
Cadmio	0,8
Cobalto	$6 + 0,5L$
Cobre	$10 + 0,5L$
Cromo	$25 + L$
Estaño	—
Mercurio	0,3
Molibdeno	$0,6 + 0,018L$
Níquel	$12 + L$
Plomo	$16 + 0,7L + 2,1H$
Zinc	$50 + 2L$
<b>Otros compuestos inorgánicos</b>	
Bromuros	1
Fluoruros	0,5
Cianuros (libre)	0,1
Cianuros (total)	0,1
Sulfatos	—
<b>Compuestos aromáticos</b>	
Benceno	0,01
Etilbenceno	0,05
Tolueno	0,05
Xileno	0,05
Fenoles (total)	0,05

<b>CONTAMINANTES</b>	<b>VIE-A</b>
<b>Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs)</b>	
Antraceno	0,1
Benzo(a)antraceno	0,1
Benzo(a)pireno	0,05
Benzo(ghi)perileno	0,1
Benzo(k)fluoranteno	0,1
Criseno	0,1
Fenantreno	0,1
Fluoranteno	0,1
Indeno (1,2,3-cd)pireno	0,1
Naftaleno	0,1
<b>Hidrocarburos clorados</b>	
Diclorometano	0,1
Triclorometano	0,1
Tetraclorometano	0,1
Dicloroetano	0,1
Tricloroetano	0,1
Tricloroetileno	0,1
Tetracloroetileno	0,1
Monoclorobenceno	0,05
Diclorobenceno	0,05
Triclorobenceno	0,05
Tetraclorobenceno	0,05
2,4,4-Triclorobifenilo	0,05
2,2,5,5-Tetraclorobifenilo	0,05
2,2,4,5,5-Pentaclorobifenilo	0,05
2,2,3,4,4,5-Hexaclorobifenilo	0,05
2,2,4,4,5,5-Hexaclorobifenilo	0,05
<b>Pesticidas</b>	
Aldrin	0,05
Dieldrin	0,05
DDT	0,05
DDE	0,05
DDD	0,05
Endosulfan sulfato	0,05
Endrin	0,05
Endrin aldehido	0,05
Heptacoloro	0,05
Heptacoloro epóxido	0,05
$\alpha$ -HCH	0,05
$\beta$ -HCH	0,05
$\gamma$ -HCH	0,05
$\delta$ -HCH	0,05
<b>Otros compuestos orgánicos</b>	
Estireno	0,1
EOX	0,1
Aceite mineral	100

L= contenido en arcilla; H= contenido en materia orgánica

Nota: los valores se dan en gramos por kilogramo (ppm)

Como VALORES GEOGENICOS propios de suelos con litologías extraordinarias o de procesos mineralógicos particulares podríamos considerar los que aparecen en la tabla nº 12:

**Tabla 12. Valores geogénicos**

METAL	Min - Max.	Lugar	Litología
Cromo	90 - 160	Placencia	Basaltos
Cobalto	37 - 60	Placencia Errigoiti Larraul	Basaltos Basaltos Calizas bioclásticas
Níquel	80 - 100	Placencia Larraul	Basaltos Calizas bioclásticas
Cobre	34 - 40	Placencia Errigoiti Larraul	Basaltos Basaltos Calizas bioclásticas
Zinc	170 - 220	Artaun Arditurri	Calizas arrecifales Pizarras y grauvacas
Bario	300 - 340	Placencia Andoain	Basaltos Conglomerados, areniscas y limolitas
Plomo	115 - 160	Artaun Arditurri	Calizas arrecifales Pizarras y grauvacas

Por lo tanto habrá que poner atención especial en aquellos suelos que se desarrollen sobre estas litologías puesto que, seguramente, proporcionarán concentraciones de metales sensiblemente más altas que en suelos normales.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- ARENDT, F.; HINSELVELD, M. and DERBRINK, W.J. (Eds) 1990: «Contaminated Soils», Kluwer Ac, Pub., The Netherlands.
- BACHMANN, G. 1993: «Soil values in German soil protection». Proc. Conf. Int. «Cleanup levels for soil and groundwater», Washington, January 1993.
- CUADRAS, C.M. 1981: «Métodos de análisis multivariante». Ed. Universitaria de Barcelona, 642 pp.
- DPTO. ECONOMIA, PLANIFICACION Y MEDIO AMBIENTE, GOBIERNO VASCO. 1992. Comunicación de las «Jornadas sobre suelos contaminados». Marzo 1992.
- EDELMAN, Th. 1983: «Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem». Staatsuitgeverij's - Gravenhage. The Netherlands.
- EVE, ITGE, 1991: «Mapa Geológico del País Vasco a escala 1:200.000». Editado por EVE (Ente Vasco de Energía) e ITGE (Instituto Tecnológico Geominero de España).
- FRAISORO. 1994. Análisis de los suelos remitidos el 29/06/94 por IHOBE.
- GAIKER. 1993. Análisis de muestras del Nivel Cero. Informe nº 92207 para IHOBE.
- IGME: «Mapa Geológico de España a escala 1:50.000» (Diversas Hojas). Editado por IGME (Instituto Geológico y Minero de España).
- ITURRONDOBEITIA, J.C. 1993 y 1994. Análisis estadístico de los datos del nivel de fondo de los suelos no contaminados de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informes realizados para IHOBE.
- NEN 5740, Sep. 1991. Investigation strategy for exploratory survey. Netherland Normalisatie-institut.
- NICOLAS, A. 1965. «Apuntes de edafología». Ed. E.T.S. de Ingenieros de Montes. Madrid.
- SOKAL, R.R., ROHLF, F.J. 1969: «Biometría». Editorial Blume, 832 pp.
- U.P.Na. 1993 y 1994. Análisis de materia orgánica, pH y arcilla en los suelos de la C.A.P.V. Informes para IHOBE.

- VICECONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE, 1992: «Mapa de Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Escala 1:25.000». (Diversas Hojas)
- WOLF, K.; W. VAN DER BRINK; COLON, F.J. 1988: «Contaminated soils», Kluwer Ac, Pub., The Netherlands.

**ANEXO I: RELACIÓN DE LOS PUNTOS DEL PRIMER  
Y SEGUNDO MUESTREOS Y RESULTADOS  
ANALÍTICOS OBTENIDOS**



Anexo 1: Relación de los puntos del primer y segundo muestreos y resultados analíticos obtenidos

Registro	Estación	Localidad	Cr	Cd	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Ba	Hg	Pb	Arc	Mat	pH
1.	A1a	Leza	7.630	3.580	6.570	2.910	24.310	0.380	0.000	21.620	0.000	5.180	25.060	2.460	8.380
2.	A1b	Leza	7.660	3.320	7.280	5.290	29.910	0.390	0.000	26.980	0.000	2.490	31.180	0.610	7.720
3.	A2a	Salinas	28.680	13.900	20.430	23.940	26.040	0.270	0.000	119.680	0.000	2.370	32.780	3.260	6.970
4.	A2b	Salinas	30.810	11.730	19.420	11.140	19.630	0.820	0.000	224.990	0.000	0.000	41.630	0.770	6.910
5.	A6a	Azaceta	19.430	2.260	8.650	3.110	19.320	1.230	0.000	18.810	0.000	6.370	37.930	5.960	6.860
6.	G5a	Eldua	17.730	22.050	8.470	6.370	19.710	0.000	0.000	123.960	0.000	10.280	18.960	5.250	5.310
7.	G5b	Eldua	12.960	13.110	7.570	5.410	23.910	0.000	0.000	117.390	0.330	8.290	21.860	1.180	5.060
8.	G6a	Gainza	16.210	14.630	21.670	12.720	87.570	0.000	0.000	39.190	0.000	28.940	32.620	4.880	8.030
9.	G6b	Gainza	14.310	13.270	25.160	17.150	64.760	0.140	0.000	23.590	0.290	17.310	29.100	0.490	8.310
10.	G7a	Oiartzun	30.070	14.910	17.480	19.310	106.530	0.000	0.000	41.770	0.320	48.080	27.000	9.980	4.670
11.	G7b	Oiartzun	35.160	22.190	26.090	22.740	121.460	0.000	0.000	79.420	0.330	24.340	28.290	3.100	5.130
12.	G8a	Mendizorrotz	15.870	1.590	2.860	5.590	15.420	0.000	0.150	13.910	0.000	11.220	17.340	7.340	4.820
13.	G8b	Mendizorrotz	24.940	10.290	5.810	6.080	23.020	0.000	0.000	18.270	0.000	6.240	23.460	2.040	4.920
14.	B1a	Aranzazu	32.590	15.550	22.360	15.310	56.710	0.000	0.000	142.620	0.000	30.120	32.780	4.060	5.810
15.	B1b	Aranzazu	30.640	6.110	20.080	18.790	92.150	0.000	0.000	126.970	0.000	16.250	35.200	0.960	6.080
16.	B2a	Ceanuri	33.620	6.480	16.720	22.840	53.970	0.000	0.000	103.370	0.000	23.820	31.180	4.090	7.540
17.	B2b	Ceanuri	33.410	6.730	18.880	22.090	55.850	1.570	0.000	260.570	0.000	15.520	39.220	0.950	7.180
18.	G9a	Placencia	157.360	57.730	101.480	38.920	126.330	0.000	0.000	336.120	0.000	0.000	25.550	2.870	6.880
19.	G9b	Placencia	208.890	69.590	130.520	45.370	84.380	0.000	0.000	435.110	0.000	0.000	25.390	0.610	7.040
20.	G10a	Mendaro	18.890	0.280	4.930	5.030	3.790	0.000	0.120	72.810	0.000	10.700	18.320	4.020	5.340
21.	G10b	Mendaro	18.410	6.910	5.740	8.030	10.370	0.000	0.000	56.210	0.000	2.540	20.240	1.100	6.080
22.	A8a	Sarria	15.420	0.270	2.610	6.380	3.560	0.000	0.000	99.130	0.000	5.030	16.220	7.030	4.660
23.	A8b	Sarria	6.270	5.710	1.990	8.910	6.850	0.000	0.000	29.010	0.000	14.090	23.140	1.210	4.740
24.	A9a	Ciriano	25.380	2.780	6.920	8.550	4.310	4.110	0.000	58.810	0.000	9.020	29.420	9.160	7.260
25.	A9b	Ciriano	13.810	0.840	4.630	8.950	20.360	1.710	0.000	24.810	0.000	0.960	25.060	1.650	7.540
26.	B3a	Orozko	20.810	6.330	9.510	10.970	46.430	0.280	0.000	125.780	0.000	22.710	18.320	2.570	7.070
27.	B3b	Orozko	20.210	5.790	9.370	7.030	30.250	0.000	0.000	107.270	0.000	12.060	23.780	0.570	6.110
28.	B4a	Meñaka	47.280	8.630	11.700	12.910	263.580	0.000	0.000	114.130	0.000	7.590	20.730	3.360	5.730
29.	B4b	Meñaka	91.660	5.640	18.580	23.380	30.810	0.000	0.000	126.190	0.000	1.710	22.180	1.170	5.580
30.	B5a	Errigoitia	61.570	36.030	31.570	34.260	119.570	0.000	0.180	154.940	0.000	5.190	24.740	2.450	6.010
31.	B5b	Errigoitia	77.150	53.980	57.690	44.130	72.690	0.000	0.000	164.120	0.000	0.000	30.220	0.560	5.450

VALORES INDICATIVOS DE EVALUACIÓN. NIVEL DE REFERENCIA

Registro	Estación	Localidad	Cr	Cd	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Ba	Hg	Pb	Arc	Mat	pH
32.	B6a	Herbosa-1	11.670	8.010	2.560	4.530	62.850	0.000	0.000	65.310	0.000	9.180	24.580	4.550	5.030
33.	B6b	Herbosa-1	25.810	3.410	18.110	14.910	86.980	0.000	0.000	110.450	0.000	13.910	32.780	0.880	5.120
34.	B7a	Herbosa-2	15.950	5.190	1.990	6.990	38.010	0.000	0.000	72.430	0.000	12.970	19.920	5.230	5.010
35.	B7b	Herbosa-2	25.140	6.030	9.010	9.230	50.490	0.000	0.000	108.810	0.290	0.080	26.360	0.690	5.270
36.	A10a	Pobes	19.360	2.050	6.560	3.760	38.780	0.000	0.190	43.760	0.000	10.290	29.900	4.990	7.520
37.	A10b	Pobes	12.510	6.890	4.310	2.970	29.890	0.000	0.000	29.480	0.000	1.440	31.980	0.780	8.110
38.	A11a	Tuyo	23.490	8.440	4.680	2.760	35.890	0.000	0.160	50.740	0.000	6.220	24.740	4.680	7.650
39.	A11b	Tuyo	17.790	4.250	6.290	2.570	31.190	0.000	0.120	29.110	0.000	2.940	20.730	1.120	8.160
40.	A12a	Ormijana	48.730	6.090	12.020	7.510	80.590	0.000	0.180	107.920	0.000	21.110	29.580	10.080	6.680
41.	A13a	Eulalia	13.920	7.490	5.560	3.380	43.350	0.000	0.000	28.570	0.000	5.790	28.770	6.880	7.740
42.	B8a	Artaun	37.230	24.840	23.610	14.970	218.420	0.000	0.510	125.430	0.000	126.260	37.600	6.280	6.060
43.	B8b	Artaun	56.290	19.030	40.810	25.340	352.180	0.000	0.840	148.260	0.000	126.780	52.880	1.600	6.910
44.	B9a	Artea	16.890	19.930	13.130	23.170	82.610	0.000	0.000	108.850	0.310	35.590	26.360	4.150	6.620
45.	B9b	Artea	17.810	18.040	14.850	14.850	76.290	0.000	0.000	121.360	0.000	11.850	32.780	0.950	7.370
46.	B10a	Loroño	46.630	10.990	12.280	19.450	73.230	0.000	0.000	70.710	0.000	21.980	30.220	3.030	4.790
47.	B10b	Loroño	63.460	16.910	25.170	28.530	97.320	0.000	0.000	83.140	0.000	10.420	39.220	0.780	4.970
48.	A14a	Respaldiza	26.220	5.720	8.890	9.840	40.780	0.000	0.000	96.610	0.000	9.890	29.100	3.140	7.780
49.	A14b	Respaldiza	26.610	6.580	11.060	9.140	43.230	0.000	0.000	82.620	0.000	2.480	26.360	0.770	8.120
50.	B11a	Apatamonasterio	36.960	1.520	8.910	10.460	63.970	0.000	0.910	109.980	0.000	16.960	22.180	3.900	4.910
51.	B11b	Apatamonasterio	29.610	5.820	9.560	18.510	70.700	0.000	0.000	89.980	0.000	16.850	29.580	1.090	5.320
52.	B12a	Axpe	25.080	11.390	14.820	35.340	98.470	0.000	0.710	128.560	0.000	26.680	18.320	3.160	6.280
53.	G11a	Elgeta	38.370	3.050	12.740	13.630	64.310	0.000	0.410	93.960	0.000	17.830	27.960	6.350	4.490
54.	G11b	Elgeta	42.150	3.110	11.730	10.890	69.870	0.000	0.000	94.340	0.000	8.150	31.500	2.500	4.910
55.	B13a	Ispaster	46.500	21.200	43.100	22.500	74.100	0.000	0.000	114.600	0.200	71.300	38.900	4.530	5.350
56.	B13b	Ispaster	53.400	20.200	54.100	25.900	80.500	0.000	0.000	131.100	0.300	68.800	41.470	1.500	5.750
57.	B14a	Morga	37.100	8.500	20.100	12.600	45.100	0.000	0.000	99.300	0.000	105.300	34.240	4.000	4.600
58.	B14b	Morga	42.100	13.100	32.200	13.700	73.700	0.000	0.000	94.500	0.000	11.400	37.410	1.680	5.200
59.	B15a	Matienzo	13.400	1.500	7.800	6.900	32.600	0.000	0.000	31.500	0.000	45.200	17.190	2.340	5.650
60.	B15b	Matienzo	17.500	2.600	10.500	3.700	39.300	0.000	0.000	40.700	0.000	56.900	17.350	0.850	7.100
61.	B16a	Euba	7.600	0.000	3.500	7.400	18.700	0.000	0.000	32.800	0.000	18.700	12.530	0.990	4.600
62.	B16b	Euba	7.800	0.000	2.300	5.600	12.800	0.000	0.000	33.200	0.000	17.800	11.720	0.560	4.950

Anexo II: Relación de los puntos del tercer muestreo y resultados analíticos obtenidos

Registro	Estación	Localidad	Cr	Cd	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Ba	Hg	Pb	Arc	Mat	pH
63.	A15a	Aramatona	22.900	4.200	16.900	28.800	45.100	0.000	0.000	71.400	0.000	24.900	29.420	4.500	4.200
64.	A15b	Aramatona	14.800	4.300	11.800	31.200	34.500	0.000	0.000	86.100	0.000	21.100	28.610	1.170	4.600
65.	G12a	Oñate	32.400	8.600	21.300	17.900	117.300	0.000	0.000	126.400	0.000	27.200	30.380	4.560	4.550
66.	G12b	Oñate	25.800	10.700	24.400	23.900	95.400	0.000	0.000	102.300	0.000	22.600	25.220	1.170	4.750
67.	G13a	Caragaiza	16.800	5.900	13.900	23.700	89.700	0.000	0.000	92.300	0.000	28.400	22.020	2.850	5.500
68.	G13b	Caragaiza	16.200	7.600	13.400	12.300	93.300	0.000	0.000	87.900	0.000	16.100	30.060	0.760	6.800
69.	A16a	Zambrana	21.600	3.100	11.500	8.500	56.600	0.000	0.000	86.700	0.000	10.100	29.260	2.080	8.250
70.	A16b	Zambrana	21.700	3.500	12.100	6.400	51.400	0.000	0.000	81.700	0.000	0.600	38.900	1.910	8.500
71.	A17a	Manzanos	19.100	2.300	11.200	4.300	49.900	0.000	0.000	38.800	0.000	2.200	27.640	2.240	8.050
72.	A17b	Manzanos	45.700	7.500	21.700	19.300	103.100	0.000	0.000	83.200	0.000	12.400	26.840	0.990	8.450
73.	A18a	Labastida	15.200	2.400	8.800	5.500	61.500	0.000	0.000	49.800	0.000	10.500	23.940	2.530	7.950
74.	A18b	Labastida	15.700	2.400	9.800	4.600	18.500	0.000	0.000	46.900	0.000	2.500	18.160	0.850	8.400
75.	A19a	Urza	45.700	6.700	20.300	4.100	114.600	0.000	0.000	70.100	0.100	21.800	37.600	5.740	6.250
76.	A20a	Urza	30.600	5.100	13.700	4.200	69.100	0.000	0.000	102.400	0.000	13.500	37.280	4.300	4.900
77.	B17a	Umbe	31.200	4.100	11.700	12.600	54.100	0.000	0.000	83.500	0.000	12.400	31.660	3.730	4.200
78.	B17b	Umbe	37.700	2.700	15.600	4.400	66.600	0.000	0.000	56.900	0.000	0.800	36.640	1.510	4.350
79.	B18a	Maruri	41.300	5.300	17.700	4.800	49.900	0.000	0.000	90.600	0.000	15.200	28.610	3.500	6.050
80.	B18b	Maruri	50.300	15.800	31.100	19.200	66.300	0.000	0.000	141.200	0.000	10.600	31.820	1.300	7.050
81.	B19a	Gatika	34.200	18.900	32.100	33.100	122.300	0.000	0.000	205.500	0.000	25.600	45.320	5.370	5.850
82.	G14a	Larraul	27.800	41.100	79.900	37.500	106.800	0.000	0.000	114.600	0.000	48.500	38.410	3.110	4.850
83.	G14b	Larraul	33.200	27.700	82.300	29.400	107.800	0.000	0.000	116.100	0.000	21.700	40.020	0.830	5.550
84.	G15a	Andoain	29.200	7.600	20.200	13.900	135.300	0.000	0.000	297.600	0.300	84.300	35.040	4.920	4.400
85.	G15b	Andoain	31.100	18.300	37.800	18.800	166.500	0.000	0.000	393.300	0.400	47.900	43.240	1.620	4.600
86.	G16a	Arditurri	35.300	12.400	27.900	24.200	173.600	0.000	0.000	167.700	0.200	159.200	33.430	8.070	4.950
87.	G16b	Arditurri	36.100	15.400	36.700	24.800	149.200	0.000	0.000	117.300	0.100	75.600	34.400	2.330	4.600
88.	G17a	Olaberria	31.800	10.400	18.400	16.500	153.400	0.000	0.000	201.900	0.000	33.800	34.400	4.380	4.650
89.	G17b	Olaberria	29.100	9.400	27.300	17.600	114.200	0.000	0.000	189.100	0.000	12.400	33.590	1.650	4.600
90.	B20a	Galdames	40.700	19.700	42.600	30.900	104.100	0.000	0.000	112.100	0.000	20.300	39.860	3.020	5.600
91.	B20b	Galdames	14.700	15.900	44.600	28.500	87.300	0.000	0.000	9.500	0.100	16.600	4.240	1.700	5.850
92.	B21a	Gordjuela	15.400	5.400	11.900	9.900	60.500	0.000	0.000	89.400	0.000	21.300	22.180	4.170	4.850
93.	B21b	Gordjuela	19.500	7.400	18.300	18.500	67.300	0.000	0.000	89.600	0.000	15.400	21.780	1.340	4.750

Registro	Estación	Localidad	Cr	Cd	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Ba	Hg	Pb	Arc	Mat	pH
94.	A21a	Arceñiega	15.100	3.500	10.300	6.900	38.500	0.000	0.000	55.700	0.000	8.100	22.180	2.720	7.900
95.	A21b	Arceñiega	13.500	3.600	9.800	7.400	34.200	0.000	0.000	50.700	0.000	6.200	23.140	1.130	8.300
96.	A22a	Las caserías	18.100	3.700	11.900	10.400	47.900	0.000	0.000	64.400	0.000	4.800	28.700	3.630	7.850
97.	A22b	Las caserías	16.900	3.500	9.400	5.700	36.100	0.000	0.000	67.100	0.000	2.800	32.780	1.150	8.350
98.	A23a	Corres	6.100	2.500	4.500	4.100	18.300	0.000	0.000	33.200	0.000	2.400	13.500	2.390	4.550
99.	A23b	Corres	13.700	7.700	12.100	5.900	45.500	0.000	0.000	38.800	0.000	4.600	21.380	0.500	5.400
100.	G18a	Deba	35.100	14.500	35.700	11.100	74.300	0.000	0.000	150.700	0.000	31.700	41.630	4.450	5.900
101.	G18b	Deba	35.400	14.500	38.600	11.900	70.800	0.000	0.000	157.200	0.000	22.400	46.450	1.890	6.800
102.	G19a	Legazpia	10.700	2.100	2.700	6.100	27.700	0.000	0.000	87.900	0.000	15.500	21.540	4.010	4.400
103.	G19b	Legazpia	10.800	6.100	9.500	6.900	37.400	0.000	0.000	67.200	0.000	7.100	22.980	1.650	4.600
104.	A24a	Lapidana	16.700	4.600	18.200	7.100	38.600	0.000	0.000	122.700	0.000	8.200	33.590	4.890	7.950
105.	A24b	Lapidana	0.000	2.100	8.600	3.400	13.700	0.000	0.000	37.900	0.000	2.900	22.980	0.660	8.500
106.	A25a	Ollerías	15.500	0.500	0.000	7.700	16.100	0.000	0.000	97.900	0.000	5.400	40.820	4.930	4.550
107.	A25b	Ollerías	17.900	0.000	5.100	13.100	0.000	0.000	0.000	87.300	0.000	0.000	45.480	0.990	4.600
108.	A26a	Mendibil	19.900	2.200	8.900	5.700	30.200	0.000	0.000	49.600	0.000	0.000	27.960	6.820	7.900
109.	A26b	Mendibil	19.100	2.100	9.800	4.400	16.700	0.000	0.000	35.800	0.000	0.000	27.160	1.430	8.400

## **ANEXO II: RELACIÓN DE LOS PUNTOS DEL TERCER MUESTREO Y RESULTADOS ANALÍTICOS OBTENIDOS**



Registro	Estación	Localidad	Mo	Cd	Hg	As	Arc	Mat	Ph
1.	B1	Aranzazu	0.570	0.255	0.025	13.500	32.800	4.660	5.100
2.	B2	Ceanuri	1.450	0.425	0.075	19.500	33.400	4.290	5.500
3.	B8	Artaun	1.040	1.135	0.060	20.500	45.300	6.670	5.750
4.	B16	Euba	0.560	0.210	0.040	7.500	11.900	3.130	7.800
5.	G11	Elgeta	0.500	0.095	0.020	15.500	34.400	6.870	4.300
6.	A15	Aramaiona	1.130	0.070	0.020	15.500	26.400	4.400	4.450
7.	G13	Garagalza	0.215	0.130	0.020	7.400	10.300	2.470	5.700
8.	A21	Arceniega	0.110	0.050	0.020	5.850	16.100	1.140	5.150
9.	A22	Las Caserías	0.660	0.125	0.000	4.800	26.400	4.230	8.000
10.	B6	Herbosa-1	0.510	0.160	0.000	10.500	29.300	4.020	5.300
11.	B7	Herbosa-2	0.470	0.085	0.000	9.300	27.600	5.490	5.300
12.	B20	Galdames	0.860	0.250	0.030	21.000	21.500	3.660	5.600
13.	A8	Sarria	0.140	0.000	0.050	2.950	7.100	7.420	4.450
14.	B14	Morga	0.490	0.125	0.160	7.700	39.900	4.840	5.300
15.	B19	Gatika	0.805	0.230	0.010	8.300	40.500	6.250	6.600

Ikerketak edota berreskurapenak egiten diren lurzoruetako poluzioak edota kokaguneeen ugarietasunak eta horiek egiteko erabiltzen diren erreminta, ekipamendu, etab. en aniztasunak, lan horiek egiteko baldintzek hainbat arrisku sortzen dituztela agerian uzten dute. Arriskuak lan horietan aritzen diren langileen segurtasun eta osasunarentzat izaten dira gehienbat eta, neurri txikiagoan bada era, ingurugiroarentzat eta bertako ekipamendu eta ondasun materialentzat ere bai.

Lehen ikerketak egin zirenetik nabarmendu eta gerora egindako lurzoru-berreskurapenetan egiaztatutako gertaera hauek "Lurzoru poluitatuak ikerketu eta berreskuratzeko segurtasun-gidaliburu teknikoa" deituriko gidaliburu hau egitera eraman gaituzte. Lan horietan sortzen diren arriskuak minimizatzea eragingo duten segurtasun-planak egiten lagunduko duen protokoloa eskaintzea du helburu.

Gidaliburua praktikoa da, jakina. Segurtasunarekin erlazionaturiko alderdi desberdinak egoki neurtzeko oinarriak jarri eta segurtasun-planak (gidaliburu hau egin arte uniformetasunik izan ez duten planak) definitu eta martxan jartzeko ikuspegi homogeneoa ematen du.

Gidaliburua ez da jarduera desberdin guztiak eta kokagune-mota generiko guztiak hartzen dituzten jardunbideen bilduma; are gehiago, Euskal Autonomia Erkidegoan hedatuak dauden poluitzaileek poluitutako lurzoruetan berreskuratzeko teknika nagusiak baino ez ditu aurreikusten. Horregatik, zenbait kasu jakinetan, lehenago ere aipatutako gidaliburu honen azken helburua den segurtasun-plana egiteko beste eskuliburu batzuk ere aztertu beharko dira.

La contaminación de los suelos en los que se llevan a cabo investigaciones y/o recuperaciones, así como la heterogeneidad de sus ubicaciones y la diversidad de herramientas, equipos, etc., que se utilizan durante la ejecución de las mismas, ponen de manifiesto que las condiciones en las que se desarrollan estos trabajos entrañan diferentes riesgos, principalmente para la seguridad y la salud de los trabajadores implicados en ellas y en menor medida para el medio ambiente y los equipos y bienes materiales presentes.

Estos hechos constatados desde que se efectuaron las primeras investigaciones y refrendados recientemente con las recuperaciones de suelos contaminados efectuadas, han motivado la realización de esta guía que lleva por título "Guía técnica de seguridad para la investigación y recuperación de suelos contaminados", cuyo objetivo primordial es facilitar un protocolo que permita elaborar los planes de seguridad que garantizan la minimización de los riesgos que conllevan estos trabajos.

La guía, evidentemente práctica, sienta las bases para la consideración adecuada de los diferentes aspectos relacionados con la seguridad y suministra un enfoque homogéneo para la definición y puesta en práctica de los planes de seguridad, planes que hasta la realización de la presente guía han carecido de uniformidad.

tra un enfoque homogéneo para la definición y puesta en práctica de los planes de seguridad, planes que hasta la realización de la presente guía han carecido de uniformidad.

Debe entenderse que la guía no es un compendio de actuaciones que abarquen todas y cada una de las diferentes actividades y tipos de emplazamientos genéricos, es más solo se centra en las principales técnicas de recuperación de suelos contaminados por los contaminantes más extendidos en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Por ello para determinados casos concretos se deberá acudir además a otros manuales, que ayuden a completar la elaboración del plan de seguridad, que como ha quedado dicho constituye el fin último de esta guía.



Esther Larraboga  
Departamento de Medio Ambiente  
Vicesecretaria de Medio Ambiente

Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saileko IHOBE, S.A.k, Ingurugiro Kudeaketarako Sozietate Publikoak honako dokumentua egin du arlo horretan dauden premiei erantzuteko: LURZORUAREN KALITATEA: EBALUAZIORAKO BALIO ADIERAZGARRIAK (EBA-B, EBA-C) EKOSISTEMAK BABESTEKO.

IHOBE, S.A.ko Zuzendari Nagusiak, Jose Luis Aurrekoetxea Jn.ak, dokumentu hau egiten eta erredaktatzen parte hartu duten honakoei eskerrak eman nahi dizkie:

- Eduardo Angulo Dk.ari (Euskal Herriko Unibertsitateko Zoologia eta Animalien Dinamika Zelularra Sailekoa).
- Milagros Vega Dk.ari (Euskal Herriko Unibertsitateko Zoologia eta Animalien Dinamika Zelularra Saileko kolaboratzailea).
- Arantzazu Urzelai Dk.ari (IHOBE, S.A.koa).

Gidaliburu honen zuzendaritza eta koordinazio lanak Arantzazu Urzelaik egin ditu, IHOBE, S.A.ko Ignacio Quintanaren zuzendaritza teknikoaren pean.



IHOBE, S.A., Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco ha elaborado el documento sobre: CALIDAD DEL SUELO: VALORES INDICATIVOS DE EVALUACIÓN (VIE-B, VIE-C) PARA LA PROTECCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS, con el fin de dar respuesta a las necesidades existentes en la materia.

El Director General de IHOBE, S.A., José Luis Aurrecoechea, agradece expresamente la participación en la elaboración de esta guía a:

- Dr. Eduardo Angulo del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco (UPV / EHU).
- Dra. Milagros Vega, colaboradora del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco (UPV / EHU).
- Dra. Arantzazu Urzelai de IHOBE, S.A.

La dirección y coordinación de la guía ha sido llevada a cabo por Arantzazu Urzelai, bajo la dirección técnica de Ignacio Quintana de IHOBE, S.A.



## INDICE

<b>RESUMEN</b> .....	5
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	7
1.1. MARCO GENERAL .....	7
1.2. DEFINICIÓN Y OBJETIVOS DE LA PROTECCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS .....	11
<b>2. ENFOQUE CONCEPTUAL DE LA EVALUACIÓN</b> .....	13
2.1. PARÁMETROS DE EVALUACIÓN .....	14
2.2. PARÁMETROS DE MEDIDA .....	16
2.3. LIMITACIONES DEL ENFOQUE ADOPTADO .....	18
<b>3. DEFINICIÓN DE LOS NIVELES DE RIESGO PARA LOS ECOSISTEMAS</b> .....	21
<b>4. ASPECTOS METODOLÓGICOS</b> .....	23
4.1. PRINCIPIO DEL MÉTODO .....	23
4.2. PROTOCOLO DEL MÉTODO .....	24
4.2.1. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LOS VALORES DE TOXICIDAD .....	27
4.2.2. AJUSTE DE LOS VALORES DE TOXICIDAD A DIVERSOS PARÁMETROS EDÁFICOS .....	30
<b>5. CÁLCULO DE LOS VALORES INDICATIVOS DE EVALUACIÓN</b> .....	31
5.1. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN .....	31
5.2. SELECCIÓN Y ESTANDARIZACIÓN DE LOS DATOS A UTILIZAR EN EL CÁLCULO .....	32

<b>5.3. APLICACIÓN DEL PROCESO DE CÁLCULO A LOS DATOS SELECCIONADOS</b> .....	34
<b>5.4. DISCUSIÓN DE LOS VALORES OBTENIDOS Y PROPUESTA DE VALORES VIE-B Y VIE-C PARA SU APLICACIÓN EN LA C.A.P.V.</b> .....	42
5.4.1. DISCUSIÓN DE LOS VALORES HC50 Y HC90 CALCULADOS PARA EL SUELO ESTÁNDAR DE LA C.A.P.V. ...	42
5.4.1.1. Metales .....	42
5.4.1.2. Otros compuestos inorgánicos .....	45
5.4.1.3. Compuestos aromáticos .....	45
5.4.1.4. Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs) .....	46
5.4.1.5. Pesticidas .....	48
5.4.1.6. Disolventes clorados .....	49
5.4.1.7. Otros compuestos clorados .....	52
5.4.1.8. Otros compuestos orgánicos .....	52
5.4.2. PROPUESTA DE VALORES VIE-B Y VIE-C Y ÁMBITO DE APLICACIÓN DE LOS MISMOS .....	53
 <b>6. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	 57
 <b>ANEXO: TABLAS DE DATOS UTILIZADOS EN EL CÁLCULO DE LOS VIEs</b> .....	 67
<b>METALES</b> .....	69
<b>COMPUESTOS AROMATICOS VOLATILES</b> .....	86
<b>HIDROCARBUROS POLICICLICOS AROMATICOS (PAHs)</b> .....	88
<b>PESTICIDAS</b> .....	93
<b>DISOLVENTES CLORADOS</b> .....	95
<b>OTROS COMPUESTOS CLORADOS</b> .....	103

## RESUMEN

Este informe forma parte del conjunto de documentos que describen tanto los criterios y asunciones como la metodología adoptados para la investigación y evaluación de la calidad del suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco. En el mismo, se describen diversos aspectos relacionados con la derivación de los estándares de calidad del suelo, los cuales constituyen uno de los instrumentos básicos para la evaluación de la calidad de los suelos de acuerdo al protocolo adoptado.

Los estándares de calidad, reciben el nombre de Valores Indicativos de Evaluación (VIE), distinguiéndose tres niveles diferentes. El primero de ellos, el VIE-A, define el concepto de alteración perjudicial del suelo mientras los dos restantes, VIE-B y VIE-C, están estrechamente ligados a la determinación de la contaminación del suelo, término que se define como toda alteración perjudicial de la calidad del suelo que, por su naturaleza, dimensión o duración en el tiempo, resulte incompatible con sus funciones debido a que suponga o pueda suponer un *riesgo* inaceptable para la salud pública y/o el medio ambiente. En este contexto, la principal función de los valores VIE-B y VIE-C es la de asistir, o servir de ayuda, en el proceso de análisis de dichos riesgos, al corresponderse con unos valores de concentración total del contaminante en el suelo que establecen diferentes rangos de aceptabilidad del riesgo para escenarios de uso predeterminados y receptores de riesgo específicos. Permiten, por tanto, una evaluación de carácter genérico útil a nivel de la fase exploratoria de la investigación de la calidad del suelo de un emplazamiento potencialmente contaminado. La superación de dichos valores determinaría la necesidad de proseguir con la fase detallada de la investigación, en el marco de la cual se llevaría a cabo un análisis de riesgos específico en el que se tendrían en cuenta las particulares condiciones del emplazamiento. Además, estos valores también pueden ser utilizados para el desarrollo de los objetivos de la recuperación o la evaluación de los resultados de la misma, en el caso de que de la investigación detallada realizada se desprendiera la necesidad de este tipo de actuación.

Debe resaltarse que la función de los valores VIE-B y VIE-C se circunscribe a la evaluación y gestión de los suelos contaminados (en el marco de la política de recuperación de emplazamientos contaminados) y que los valores VIE-B para los distintos usos nunca pueden interpretarse como valores límite por debajo de los cuales está permitido el aumento de la concentración total de contaminante en el suelo para dicho uso. Esta interpretación sería opuesta a toda política preventiva respecto de la contaminación del suelo.

Los tipos de uso para los que se ha considerado la derivación de Valores Indicativos de Evaluación son los siguientes: vivienda con jardín (con y sin producción propia de hortalizas), vivienda sin jardín propio, parque público, uso comercial/ industrial y uso natural. Para los cinco primeros escenarios, el cálculo de los estándares se basa en la protección de la salud pública mientras que en el caso del uso natural el ecosistema es el receptor del riesgo considerado, englobándose en esta denominación de uso todos aquellos escenarios o funciones particulares que se sustentan en el funcionamiento de la componente biótica de los ecosistemas terrestres.

La definición de estos escenarios de uso se ha ajustado a las especiales condiciones en cuanto a exposición, características de los suelos y otros factores del medio físico y humano de la C.A.P.V., por lo que los estándares derivados se consideran adecuados y aplicables a la mayoría de los emplazamientos de la C.A.P.V. Sin embargo, no debe olvidarse que, al tratarse de valores genéricos, en determinados emplazamientos las condiciones o los contaminantes esperados pueden ser tales que los valores no resulten directamente aplicables. En estos casos, la evaluación de la posible contaminación del suelo a nivel de la fase de investigación exploratoria requerirá la realización de un análisis de riesgos específico (con un enfoque “worst-case”).

En este informe se presentan los Valores Indicativos de Evaluación de aplicación en los suelos cuyo uso implica la protección del funcionamiento de los ecosistemas. De las 46<sup>1</sup> sustancias inorgánicas y orgánicas consideradas en base a la tradición industrial de la C.A.P.V. como contaminantes prioritarios de los emplazamientos con suelos contaminados (metales pesados, cianuros, HCH, fenoles, BTEX, PAHs, PCBs, dioxinas, disolventes clorados y aceite mineral), se han podido derivar valores para 31 de ellas. La ausencia de información relevante no recomienda el establecimiento de valores para el resto de las sustancias.

Se exponen igualmente los criterios y metodología adoptados en la derivación. Desde el punto de vista metodológico, aunque los valores son científicamente defendibles de acuerdo a los conocimientos actuales en las disciplinas implicadas, las incertidumbres y lagunas existentes son todavía importantes por lo que deberá preverse la revisión periódica de los mismos. Debe así mismo tenerse en cuenta que los estándares han sido calculados separadamente para los contaminantes individuales sin que se hayan considerado las posibles interacciones de éstos con otros compuestos presentes en el medio.

---

<sup>1</sup> Se ha asimismo calculado el valor VIE-C para el carbofurano que no está considerado como contaminante prioritario en la CAPV.

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. MARCO GENERAL

El enfoque adoptado en la prevención y recuperación de los suelos contaminados de la C.A.P.V. incluye la protección del funcionamiento de los ecosistemas como uno de los criterios que definen la calidad del suelo. Es una opción ineludible surgida de la constatación, de forma cada vez más explícita, de que la supervivencia de la sociedad humana a medio-largo plazo implica el mantenimiento del equilibrio global de la naturaleza, a través de una gestión adecuada.

La política medioambiental que se está desarrollando desde el Gobierno Vasco, y muy en concreto, la política relativa a la protección del suelo es un reflejo de estas nuevas tendencias en la concepción de la relación del hombre con su entorno. El objetivo es bien claro: garantizar la sustentabilidad en el uso de los recursos naturales. Desde esta perspectiva se otorga a la protección de los ecosistemas una importancia pareja a la que posee la protección de la salud humana, reconociéndose el papel clave que la interconexión entre ambos elementos desempeña en la consecución de una buena calidad de vida.

La opción anterior implica la necesidad de desarrollar unos instrumentos técnicos, en base a criterios ecotoxicológicos, adecuados al protocolo adoptado en la C.A.P.V. para abordar la investigación y evaluación de los suelos potencialmente contaminados. Dichos instrumentos comprenden unos estándares de calidad del suelo genéricos, que dada su función reciben el nombre de Valores Indicativos de Evaluación, y una guía metodológica para el análisis específico de los riesgos derivados de la exposición a la contaminación del suelo, los cuales se aplicarán respectivamente en la evaluación de los resultados de las fases exploratoria y detallada de la investigación de la calidad de un suelo (Fig. 1).

Dado que el enfoque adoptado en la evaluación y recuperación de los suelos contaminados es de tipo funcional (adecuación al uso), estos instrumentos serán de aplicación en aquellos emplazamientos cuyo uso (actual o futuro) se sustenta en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres.

En lo que a la aproximación utilizada para la definición de los valores, éstos no se establecen en base a los efectos sobre el receptor sino que valoran el potencial de perturbación del estrés (la concentración de contaminante

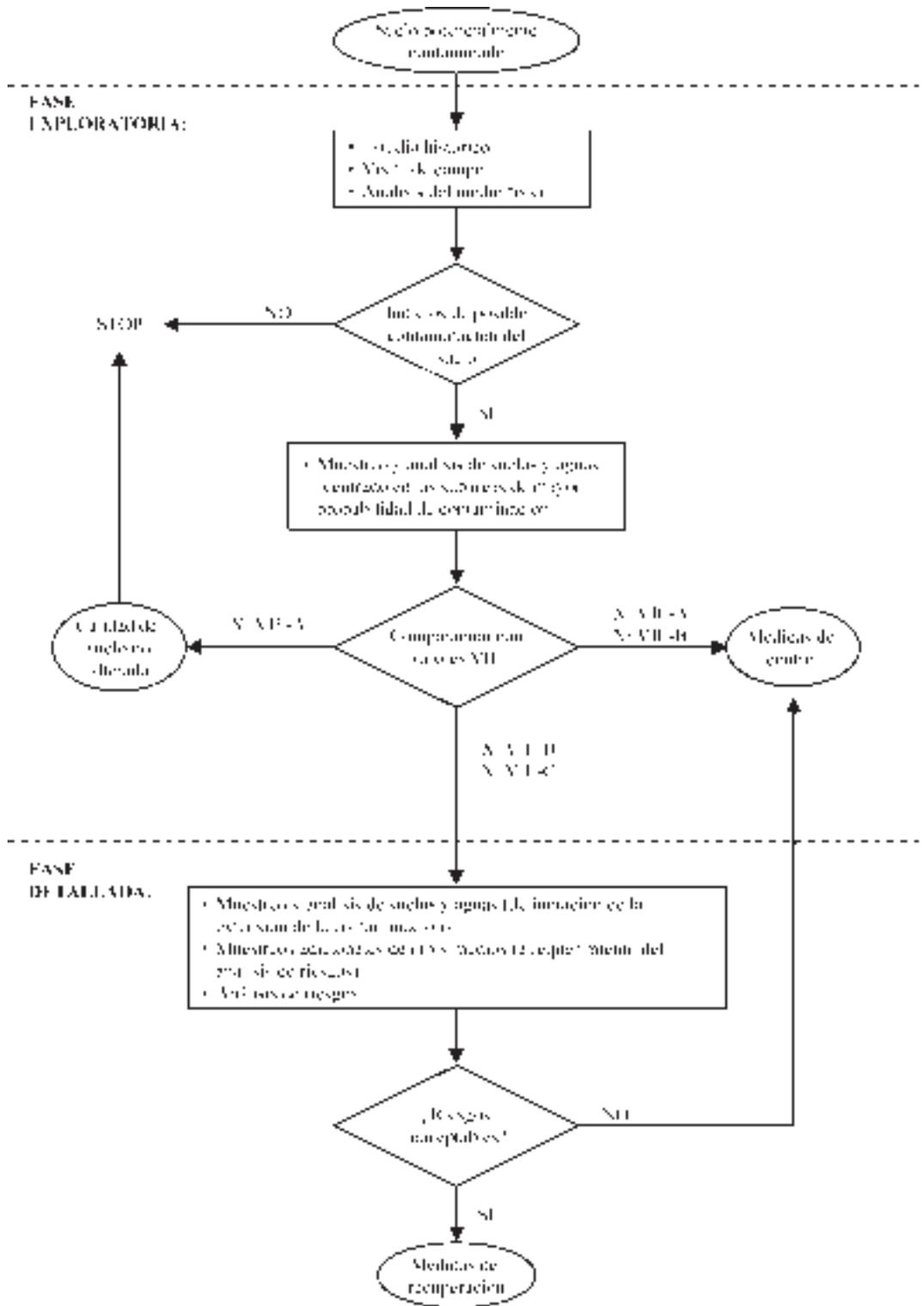


Figura 1. Esquema de investigación de la calidad del suelo: relación con el protocolo de evaluación de riesgos

en el suelo), es decir, el nivel de riesgo de afección al ecosistema que se asocia a cada nivel de perturbación.

En este documento se exponen los criterios y el enfoque metodológico adoptados para la derivación de los Valores Indicativos de Evaluación para la protección de los ecosistemas, así como los fundamentos teóricos que sustentan tales elecciones. Algunos de estos aspectos fueron ya expuestos y discutidos en documentos anteriores (Angulo y Urzelai, 1993, IHOBE, S.A., 1994a; Urzelai y Angulo, 1995) y muchos de los problemas, tanto de tipo conceptual como metodológico y de disponibilidad de datos, expresados en los mismos no han sido todavía resueltos. Existe en el ámbito científico una discusión general sobre la representatividad de los ensayos y modelos utilizados en la derivación de estos valores y sobre si reflejan realmente los efectos de los contaminantes sobre los ecosistemas. Dentro de esta discusión, el proyecto CARACAS (Ferguson *et al*, 1998) ha identificado las fuentes de incertidumbre y determinado las principales necesidades en I+D ligadas al empleo de estos instrumentos (valores, ensayos, modelos, etc.) como herramientas de gestión. Asumiendo la existencia de este debate abierto, la metodología adoptada con un enfoque probabilista, es a juicio del grupo de trabajo la más adecuada en base al estado actual del conocimiento en esta disciplina. Esta aproximación se corresponde con la recomendada por la O.C.D.E. (1991) y la utilizada en otros países como Dinamarca (Danish EPA, 1995a,b), Holanda (Van Straalen y Denneman, 1989; Denneman y van Gestel, 1990a,b; van de Plassche, 1994; Crommentuijn *et al*, 1994, 1995b) y Canadá (CCME, 1996).

Los valores calculados son finalmente evaluados en relación a las incertidumbres que implican y contrastados con valores comparables existentes en otros países. El factor de fiabilidad asociado a cada valor es un reflejo de las carencias encontradas tanto en aspectos teóricos como prácticos, las cuales suponen en algunos casos un importante obstáculo para la aplicabilidad de los valores. La propuesta de Valores Indicativos de Evaluación (VIE-B y VIE-C) que se presenta en este documento, correspondiente a la lista de contaminantes prioritarios del suelo establecida en la C.A.P.V. (ver tabla 1), es el resultado de dicha evaluación científico-técnica y deberá posteriormente ser ratificada desde un punto de vista normativo.

Dado el carácter normativo de estos valores y en base a las dificultades expuestas se recomienda la revisión periódica de los mismos, tarea que debe compaginarse con la derivación de los valores para el resto de las sustancias que sean paulatinamente consideradas como contaminantes importantes del suelo. En este sentido, hay que resaltar la urgente necesidad de promover la investigación, tanto básica como aplicada, que permita el desarrollo del marco necesario para el sustento de las distintas aplicaciones de tipo predictivo que se requieren hoy en día de la ecotoxicología (Forbes y Forbes, 1994; Van Straalen, 1993).

<b>1. METALES</b>	<b>5. PESTICIDAS</b>
arsénico cadmio cobalto cobre cromo (III) mercurio molibdeno níquel plomo zinc	lindane ( $\gamma$ -HCH) $\alpha$ -HCH $\beta$ -HCH
<b>2. OTROS COMPUESTOS INORGÁNICOS</b>	<b>6. DISOLVENTES CLORADOS</b>
cianuro (total) cianuro (libre)	clorobencenos (total) monoclorofenoles diclorofenoles triclorofenoles tetraclorofenoles pentaclorofenoles <b>diclorometano</b> triclorometano tetraclorometano tricloroetileno tetracloroetileno dicloroetano cloruro de vinilo
<b>3. COMPUESTOS AROMÁTICOS</b>	<b>7. OTROS COMPUESTOS CLORADOS</b>
benceno etilbenceno tolueno xileno fenoles	dioxinas, furanos (como TCDD) PCBs (total)
<b>4. HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS</b>	<b>8. OTROS COMPUESTOS ORGÁNICOS</b>
antraceno benzo(a)antraceno benzo(a)pireno benzo(ghi)perileno benzo(k)fluoranteno criseno fenantreno fluoranteno indeno (1,2,3-cd)pireno naftaleno	aceite mineral

Tabla 1. Lista de contaminantes prioritarios del suelo de la C.A.P.V.

## 1.2. DEFINICIÓN Y OBJETIVOS DE LA PROTECCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS

*¿Qué queremos proteger cuando protegemos los ecosistemas?* Son varias las alternativas que se presentan al definir el objetivo de la protección de los ecosistemas. Tradicionalmente los esfuerzos en conservación se han dirigido mayoritariamente a la protección de especies de interés por su valor económico, recreativo, estético o cultural. Sin embargo, tales estrategias de conservación no parecen resultar efectivas a largo plazo ya que no tienen en cuenta, en la mayoría de los casos, los procesos dinámicos del sistema del que forma parte la especie protegida (Alper, 1992).

En contrapartida, las tendencias actuales en relación a la protección de los ecosistemas centran su atención en el mantenimiento del funcionamiento global y evolución de los mismos (Forbes y Forbes, 1994). Este es el enfoque adoptado, para su aplicación genérica, en el ámbito de la C.A.P.V. Esta elección se traduce en la enunciación de la **protección del funcionamiento de los ecosistemas** como uno de los criterios definitorios de la calidad del suelo, asumiendo que dicho criterio supone de forma concomitante la protección de los niveles inferiores de organización (comunidades, poblaciones, etc.). El objetivo es garantizar la **sustentabilidad de los diferentes bienes y servicios que los ecosistemas proporcionan al ser humano**, algunos de los cuales explotamos de forma selectiva y consciente a través de un manejo adecuado del sistema.



## 2. ENFOQUE CONCEPTUAL DE LA EVALUACIÓN

La protección de los ecosistemas, entendida como la protección del funcionamiento global de los mismos, implica la preservación del sistema de interacciones entre los elementos bióticos y abióticos, que constituye el soporte de su funcionamiento y evolución. Refiriéndose a la componente biótica, Westman (1985) utilizó, para designar este concepto, el término de «*integridad biológica*» que definió como la capacidad o habilidad de las especies que conforman un ecosistema de interactuar y mantener su estructura y función de forma homeostática en el medio en el que viven. Esta capacidad de autorregulación se refiere a tres procesos (mantenimiento, recuperación y evolución) que son el fundamento de dicho funcionamiento.

En este contexto, la contaminación del suelo supone para los ecosistemas terrestres una alteración, preferentemente de naturaleza química, de la componente abiótica frente a la cual el sistema puede experimentar o no efectos adversos dependiendo de las características de la perturbación (intensidad, duración y frecuencia) y del ecosistema afectado (capacidad de respuesta frente al estrés). Esta capacidad de respuesta es el resultado de dos propiedades ecosistémicas bien diferentes: (i), la resiliencia o capacidad para volver desde un estado perturbado al estado anterior a la perturbación, y (ii), la resistencia o capacidad para hacer frente a las perturbaciones sin que se produzca un cambio de estado. Cuando ambos umbrales se superan puede decirse que el ecosistema se ve muy seriamente afectado. En estas condiciones la recuperación del funcionamiento del sistema requerirá de una actuación de descontaminación (drástica desde el punto de vista biológico) que normalmente conllevará la pérdida del subsistema suelo como tal, especialmente de su componente biótica, materia orgánica y estructura física, y el inicio del proceso de sucesión primaria a partir de los “materiales edáficos” resultantes.

Por consiguiente, la medida de la capacidad de autorregulación y de respuesta frente al estrés deben constituirse en elementos clave de la evaluación de los riesgos de la contaminación del suelo sobre el funcionamiento del ecosistema. El enfoque es similar tanto en el caso de ecosistemas naturales, o no directamente explotados, como en aquellos con una intervención antrópica directa. En estos últimos, en los que se explota selectivamente un recurso o función, la protección del sistema debe asegurar tanto aquellos componentes y procesos necesarios para una adecuada explotación sin una excesiva pérdida de rendimiento, como aquellos que sin ser objeto de explotación directa contribuyen al funcionamiento del sistema. Por lo tanto, aunque la protección se enfoca sobre unas determinadas especies o funciones, es necesario igual-

mente la protección del sistema en su totalidad (en este caso simplificado y más o menos autorregulado) para asegurar el mantenimiento de las especies objeto de protección.

**Podemos concluir que la protección de los ecosistemas debe perseguir la protección de su capacidad de autorregulación que asegure su adecuado funcionamiento (mantenimiento, recuperación y evolución) y del que se derivan las distintas funciones que los ecosistemas y en concreto el subsistema suelo desempeñan.**

## 2.1. PARÁMETROS DE EVALUACIÓN

La capacidad de autorregulación del sistema, siendo el elemento clave de la evaluación, no permite, dado el conocimiento actual sobre los procesos ecológicos que lo sustentan y desarrollo de la teoría ecotoxicológica, su empleo directo en la cuantificación de la relación causa-efecto entre la presencia de los agentes estresantes que estudiamos y los cambios en el ecosistema. Por tanto, es necesario definir otros parámetros que permitan desde una perspectiva ecológica realizar predicciones y evaluar los cambios experimentados por los componentes del ecosistema como consecuencia de la presencia de un tóxico.

Un enfoque lógico debería descubrir las lesiones primarias a partir del conocimiento del modo de acción de los compuestos, para posteriormente llegar a medir la intensidad de los efectos a nivel de organismo y sus consecuencias a niveles superiores de organización, a través de la exploración de las ramificaciones en términos de procesos bioquímicos y fisiológicos, de interacciones entre poblaciones, etc. Dado que dicho enfoque no es factible, es necesario establecer los correspondientes parámetros de evaluación y medida a aplicar en el proceso (Suter, 1993). Los parámetros de evaluación son expresiones formales de los valores ambientales o ecológicos que son o deben ser protegidos mientras que los parámetros de medida son respuestas medibles y cuantificables que se relacionan con el atributo ecológico valorado. Los parámetros de evaluación y de medida raramente son coincidentes ya que mientras los primeros son definidos a niveles de organización superiores (ecosistema, comunidad, población), los parámetros de medida se definen a nivel de individuo.

Por tanto, la cuestión primera es: *¿cuáles son los signos visibles y a la vez fácilmente cuantificables de los efectos sobre el funcionamiento de los ecosistemas?* Estudios realizados en ecosistemas sometidos a diferentes tipos

de estrés permiten establecer un conjunto de síntomas característicos de sistemas seriamente perturbados, entre los que destacan los siguientes:

- En lo que concierne a los atributos estructurales, se produce una simplificación de la estructura que se traduce en una pérdida de las especies más sensibles con prevalencia de las especies más tolerantes o de mayor capacidad de recuperación (estrategias tipo r frente a las tipo K), que dominarán la biota. En consecuencia la diversidad biológica disminuye considerablemente. En el caso de la vegetación se producen además cambios en el espectro de tamaños de las especies presentes, favoreciéndose las formas biológicas más pequeñas. Este fenómeno o síndrome de declinamiento espacial de los estratos verticales de la vegetación recibe el nombre de «*peeling*» (Gorham y Gordon, 1963) y supone una alteración importante del hábitat.
- En lo que concierne a los atributos funcionales, el incremento en la pérdida de nutrientes y una disminución de la productividad primaria y de la tasa de descomposición de la materia orgánica son algunos de los efectos más habituales. El ecosistema funciona como un sistema más abierto con tasas relativamente bajas de reciclaje interno.
- A nivel del funcionamiento global del ecosistema, la sucesión se detiene y retrocede incluso a estados sucesionales más tempranos (“retrogresión”).

De entre estas características, se ha optado por establecer como parámetro de evaluación para la derivación de los Valores Indicativos de Evaluación de la C.A.P.V, los efectos sobre la estructura cualitativa y cuantitativa de los ecosistemas. Esta elección es aconsejable dada la mayor disponibilidad de información y la facilidad de estudio que ofrece la estructura frente a la función ya que, en relación a su sensibilidad para la detección de efectos, hay opiniones divergentes (Schindler, 1987; Cairns y Mount, 1990).

Tal aproximación, que desde el punto de vista práctico es la más adecuada, se fundamenta en las siguientes afirmaciones:

- (a) Todo ecosistema se caracteriza por una estructura y una función. Dado que los componentes del sistema y sus interacciones son los que soportan las funciones del ecosistema, se puede asumir de forma simplificada que si no hay efectos sobre la estructura del ecosistema tampoco los habrá sobre la función del mismo y por tanto sobre el ecosistema en su totalidad. En consecuencia, se podrán evaluar los efectos sobre los ecosistemas en base a los efectos sobre la estructura de los mismos.

- (b) Los componentes estructurales de un ecosistema incluyen tanto elementos bióticos como abióticos. Sin embargo, son los elementos bióticos los responsables directos de las funciones y además los sensibles al estrés. Por tanto, los efectos sobre la estructura del ecosistema se podrán evaluar por los efectos sobre la componente biótica del mismo.
- (c) En los ecosistemas terrestres, a diferencia de los ecosistemas acuáticos, no es factible la identificación de “*especies-clave*” en las que basar la evaluación (Mills *et al.*, 1993), definido este concepto como aquella especie o especies cuya conservación asegura la mantenimiento de la comunidad y por ende del ecosistema. Por tanto la protección del ecosistema debe basarse en la protección de todas las poblaciones, es decir, la comunidad en general.

**Los riesgos sobre el funcionamiento del ecosistema serán evaluados a través de los efectos sobre la estructura del mismo.**

## 2.2. PARÁMETROS DE MEDIDA

Los parámetros de medida son, como ya se ha mencionado, respuestas medibles y cuantificables que se relacionan con el atributo ecológico valorado. Su definición, acorde a la aproximación adoptada en la evaluación, se ha basado en las consideraciones siguientes:

- (a) En un ecosistema se distinguen distintos niveles de organización, para cada uno de los cuales la presencia de un contaminante o estresor tiene distintos efectos. Dado que las interacciones a nivel poblacional son las responsables de las funciones del ecosistema, desde el punto de vista de la protección de su funcionamiento global, las poblaciones y niveles superiores de organización constituyen el foco de atención en la evaluación mientras los efectos a nivel de los organismos individuales se consideran de menor significación. Por tanto, el efecto de la presencia de los contaminantes sobre los ecosistemas será valorado en base a sus interferencias en la dinámica de poblaciones, a través de las cuales se refleja el significado de los mismos como agentes de selección, determinantes de la estructura y función de los ecosistemas.
- (b) Ahora bien, aunque los efectos sobre el ecosistema derivan de los efectos sobre las poblaciones de las especies que lo conforman, las perturbaciones actúan sobre éstas a través de sus efectos sobre los

organismos individuales que se constituyen en detectores tempranos de la perturbación. De los diferentes efectos que puede tener un estresor sobre un individuo (cambios morfológicos, fisiológicos o etológicos), sólo aquéllos que incidan sobre parámetros importantes de la dinámica de poblaciones, como la reproducción y el crecimiento, tendrán repercusiones a nivel poblacional. En consecuencia, los efectos sobre las poblaciones serán evaluados a través de los efectos sobre parámetros poblacionales medidos en organismos individuales.

- (c) Muchos de los efectos de los agentes estresantes sobre los organismos se deben a efectos indirectos sobre su hábitat que incluyen, entre otros, los efectos debidos a las afecciones a otras poblaciones con las que interactúan. El estado actual del conocimiento sólo permite una aproximación cualitativa en la evaluación de los efectos indirectos, por lo que la evaluación de los riesgos para los ecosistemas se basará únicamente en los efectos directos de los contaminantes sobre las poblaciones.

Dado que los efectos directos afectan preferentemente a los organismos en contacto con el contaminante, en el caso de la contaminación del suelo sólo los organismos cuyo ciclo vital se desarrolla total o parcialmente en el suelo y los vegetales cuyas raíces penetran en el suelo son los directamente afectados en mayor grado y la evaluación de los efectos de los contaminantes sobre los ecosistemas se centrará en los efectos sobre los organismos aludidos. Dicha consideración agrupa en el caso de los ecosistemas terrestres, tanto a productores primarios como a descomponedores, ya que en climas templados ambos procesos se llevan a cabo fundamentalmente en el compartimento suelo. De este modo, se evalúan las posibles afecciones sobre procesos fundamentales del flujo de materia y energía en el ecosistema, lo que valida el enfoque.

Para las especies que viven sobre la superficie del suelo la exposición al contaminante tiene lugar preferentemente a través de la cadena trófica, aunque no pueden descartarse otras vías de exposición como el contacto dérmico o la ingestión directa de suelo durante su actividad (caza, pasto,...). El análisis y evaluación de dicha exposición, cuando se requiera, será abordada a través de un análisis de riesgos específico. Para el resto de las situaciones se acepta, de forma general, que la protección de las especies en contacto directo con el suelo supone la protección de las especies que se ven afectadas de forma indirecta.

**Los efectos en la estructura del ecosistema se evaluarán en función de los efectos sobre la reproducción y el crecimiento de aquellas especies del ecosistema en contacto permanente y directo con el suelo (vegetales, fauna edáfica y microorganismos del suelo).**

### 2.3. LIMITACIONES DEL ENFOQUE ADOPTADO

Se comentan a continuación las principales limitaciones del enfoque adoptado y las consecuentes restricciones que se imponen al uso de los valores de calidad derivados:

- Los fenómenos de *bioacumulación* de los compuestos a través de la cadena trófica, que afectan preferentemente a especies que habitan en la superficie, no son tenidos en cuenta. Si bien esta bioacumulación no siempre tiene efectos sobre los organismos, cuando éstos se presentan sus consecuencias ecológicas son muy graves pues al ascender en la cadena trófica, las poblaciones son más reducidas en número por lo que afecciones sobre unos pocos individuos pueden tener mayores efectos sobre la población. Dichos efectos deberán ser evaluados a través de un análisis de riesgos ecológicos específico.
- No se considera la pérdida en *diversidad genética*, cuando este atributo es uno de los factores que asegura el mantenimiento de la capacidad autorreguladora de los ecosistemas. Esta pérdida en variabilidad genética, se produce como consecuencia del pequeño tamaño de las poblaciones adaptadas al estrés, lo que implica un reservorio genético de base reducido. En poblaciones con tales características los procesos normales de la dinámica de poblaciones, como la endogamia o la deriva genética al azar, son más probables y conducen a esa pérdida en variabilidad.
- Todas las especies del ecosistema son consideradas como *ecológicamente equivalentes*. Aunque como ya hemos indicado en los ecosistemas terrestres el enfoque de las especies-clave no es adecuado, es también inadecuado el aceptar que la importancia de las distintas especies es similar. Dependiendo del número de interacciones con el resto de especies y el papel que desempeñan en procesos importantes a nivel del ecosistema, determinadas especies pueden tener mayor relevancia ecológica y su afección por tanto mayores consecuencias. En el caso de sistemas manejados, esta circunstancia es particularmente notable, normalmente por razones económicas, y debe ser considerada en la evaluación de riesgos específica del emplazamiento.

- Es necesario desarrollar métodos que evalúen de forma cuantitativa los *efectos sobre el hábitat*, entre otros los efectos sobre una población que interactúa con otras que han sido afectadas directamente. La utilización de tests de campo así como los tests en mesocosmos parecen interesantes en esta línea y podrán ser incluidos en los estudios específicos de los emplazamientos a nivel de la fase detallada de la investigación.



### 3. DEFINICIÓN DE LOS NIVELES DE RIESGO PARA LOS ECOSISTEMAS

Delimitados los objetivos de la no afección a los ecosistemas y el enfoque a adoptar en su evaluación, es necesario establecer una relación cuantitativa, con valor predictivo, entre la presencia y la concentración de los contaminantes en el suelo y los riesgos para el ecosistema.

Como ya hemos indicado, el daño irreversible sobre la composición de especies del ecosistema es el criterio elegido para la medida del grado de afección, y por tanto para el establecimiento de la calidad del suelo desde un punto de vista ecológico. En este contexto, los distintos niveles de calidad se deben definir en base al porcentaje de especies del ecosistema que no está afectado. La pregunta es: *¿qué porcentaje de especies de un ecosistema puede sufrir efectos en su supervivencia, reproducción y crecimiento sin que por ello existan posibilidades de perjuicio de la capacidad de mantenimiento, recuperación y desarrollo del ecosistema?*

De momento no existe una base científica sólida para poder contestar adecuadamente a esta pregunta. El porcentaje crítico depende de la importancia ecológica de las especies afectadas y puede diferir de un ecosistema a otro. De acuerdo a la definición de los VIES en función del riesgo que representan, se ha optado de manera pragmática por los criterios siguientes:

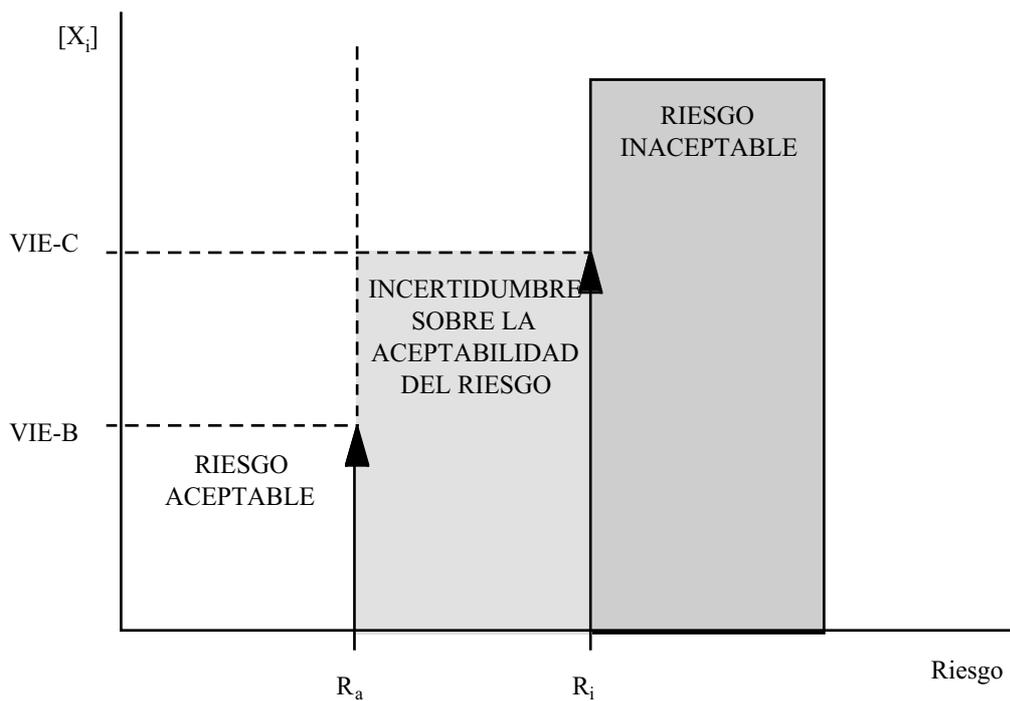
- *nivel VIE-B*: marca el límite superior del rango de concentración total de contaminantes en el suelo que se corresponde con un nivel de riesgo aceptable. Por debajo de este valor puede considerarse, con cierta fiabilidad, que la calidad del suelo no supone un riesgo para el receptor considerado y por tanto dicho suelo puede catalogarse como no contaminado de acuerdo a la definición que de contaminación se realiza en la C.A.P.V.

Cuando el receptor de riesgo considerado es el ecosistema, dicho valor se define como aquél que se corresponde con la protección de al menos el 90% de las especies del ecosistema. Su establecimiento asume que la protección de este porcentaje asegura una suficiente protección de la función ecológica, asunción que se basa en la capacidad de estabilidad y recuperación de los ecosistemas ya comentada, por la cual pequeñas perturbaciones en la estructura pueden ser compensadas. Se corresponde además con el valor de porcentaje de similitud empleado por

diversos autores para evaluar la recuperación como resultado de la capacidad de resiliencia de los ecosistemas (Westman, 1978, 1985).

- *nivel VIE-C*: representa una concentración límite de contaminante en el suelo por encima de la cual el riesgo resulta inaceptable. Su superación indica un peligro grave para el objeto protegido e implica una necesidad imperiosa de actuar.

En el caso de los ecosistemas como objetivo de protección, dicho valor se ha definido como el nivel de contaminante en el suelo que produce efectos en el 50% de las especies del ecosistema (Denneman y van Gestel, 1990; van den Berg y Roels, 1991; van den Berg *et al.*, 1993), siendo éste un valor porcentual también aplicado en la evaluación de la resistencia de los ecosistemas (Westman, 1978; Hill, 1987).



$[X_i]$  = Concentración del contaminante en el suelo

Figura 2. Definición de los Valores Indicativos de Evaluación VIE-B y VIE-C

## 4. ASPECTOS METODOLÓGICOS

### 4.1. PRINCIPIO DEL MÉTODO

Considerando las asunciones ya mencionadas, es decir, la protección del funcionamiento de los ecosistemas a partir de la protección de la estructura, medida como los efectos directos sobre las especies individuales, el método se basa en una nueva asunción según la cual las sensibilidades de las especies que conforman el ecosistema a cada uno de los agentes estresantes presentan una distribución simétrica en forma de campana de Gauss. Esta es una opción muy asumible desde el punto de vista científico, ya que el ajuste a este tipo de estructura es muy frecuente refiriéndose a la variabilidad natural de los sistemas biológicos con respecto a algún parámetro.

Conocido el modelo de distribución se puede estimar para cada nivel de contaminante el porcentaje esperado de especies que se verán afectadas, y calcular en consecuencia el riesgo que supone para el funcionamiento del sistema, o en sentido inverso, es decir establecido el porcentaje de especies a proteger calcular la concentración de contaminante en el suelo a la que se corresponde. Esta segunda vía es la empleada en la derivación de los valores de calidad.

Entre los modelos de distribución que, ajustándose a las especificaciones expuestas, han sido utilizados para el fin propuesto por diversos autores se encuentran la función logística (Van Straalen y Denneman, 1989) y la función normal (Wagner y Lokke, 1991). Se ha optado por el primero de ellos en base a criterios matemáticos y de celo en la protección. La función logística permite una resolución matemática sencilla y al mismo tiempo es más conservadora para un número pequeño de datos, puesto que presenta unas colas mucho más extendidas. Sin embargo, ambas funciones son muy semejantes en cuanto a forma espacial y las diferencias en las estimaciones son casi nulas para un número de datos relativamente grande (Wagner y Lokke, 1991).

El enfoque se aleja bastante de los métodos basados en técnicas de regresión, muy aplicados en los sistemas acuáticos (Blanck, 1984; Suter *et al.*, 1985; Slooff *et al.*, 1986), los cuales requieren para su utilización un número muy elevado de datos de toxicidad. La ausencia tanto de datos de toxicidad en organismos terrestres como de una base teórica que soporte estos modelos ha sido la causa de su abandono. Por otro lado, el método de extrapolación propuesto, que fue inicialmente desarrollado para elaborar criterios de calidad ambiental para suelos ha comenzado a utilizarse también en aguas continen-

tales (Van de Plassche y De Bruijn, 1992; Romijn *et al.*, 1993), y en el medio marino (Schobben y Scholten, 1993).

## 4.2. PROTOCOLO DEL MÉTODO

El método corresponde básicamente al desarrollado por Van Straalen y Denneman (1989), que tiene sus antecedentes en el método de Kooijman (1987). Para su discusión, ajuste y crítica pueden consultarse los trabajos de Denneman y van Gestel (1990), van der Berg y Roels (1991), Blok y Balk (1992), Hoekstra y van Ewijk (1993), Hopkin (1993) y Van Straalen (1993a).

El método se basa en el cálculo, a partir de los datos de toxicidad recopilados para una sustancia dada, de aquella concentración para la cual se considera que el  $p\%$  de las especies del ecosistema se ven afectadas, ya que la probabilidad de seleccionar al azar una especie con un índice de sensibilidad menor que esa concentración es igual al  $p\%$ . En otras palabras por encima de este valor, el  $(100-p)\%$  de las especies está relativamente a salvo mientras el  $p\%$  se verá afectado en su funcionamiento. Este valor recibe el nombre genérico abreviado de *HC<sub>p</sub>* (o concentración de peligro para el  $p\%$  de las especies del ecosistema).

El valor que toma  $p$  depende del valor VIE al que nos referimos, del nivel de riesgo ecotoxicológico que representa. En el caso de los valores VIE-B se establece que  $p=10$ , lo que supone que el 90% de las especies no se ven afectadas, mientras que para el valor VIE-C es igual a 50.

El modelo asume, como ya hemos comentado, que la distribución de las sensibilidades de las especies de un ecosistema a cada xenobiótico se ajusta a una función log-logística (los datos de sensibilidad son previamente transformados a la escala logarítmica) y que tales valores son variables aleatorias independientes con la misma distribución para las especies testadas que para todas las especies que conforman el ecosistema. Por lo tanto, conocidos los valores de sensibilidad de una muestra representativa de especies de ese ecosistema se pueden estimar los estadísticos que definen la distribución ( $a$ ,  $b$ ) y construir la función de densidad de sensibilidades de la comunidad para un determinado compuesto, de la cual se extrapolarán los valores correspondientes para cada nivel de riesgo (de acuerdo a su definición, basada en el porcentaje de especies afectadas).

Dependiendo del tamaño de la muestra (número de valores de toxicidad disponibles) el error en la estimación de los estadísticos puede variar, influyendo de manera importante en el valor extrapolado. El resultado es una

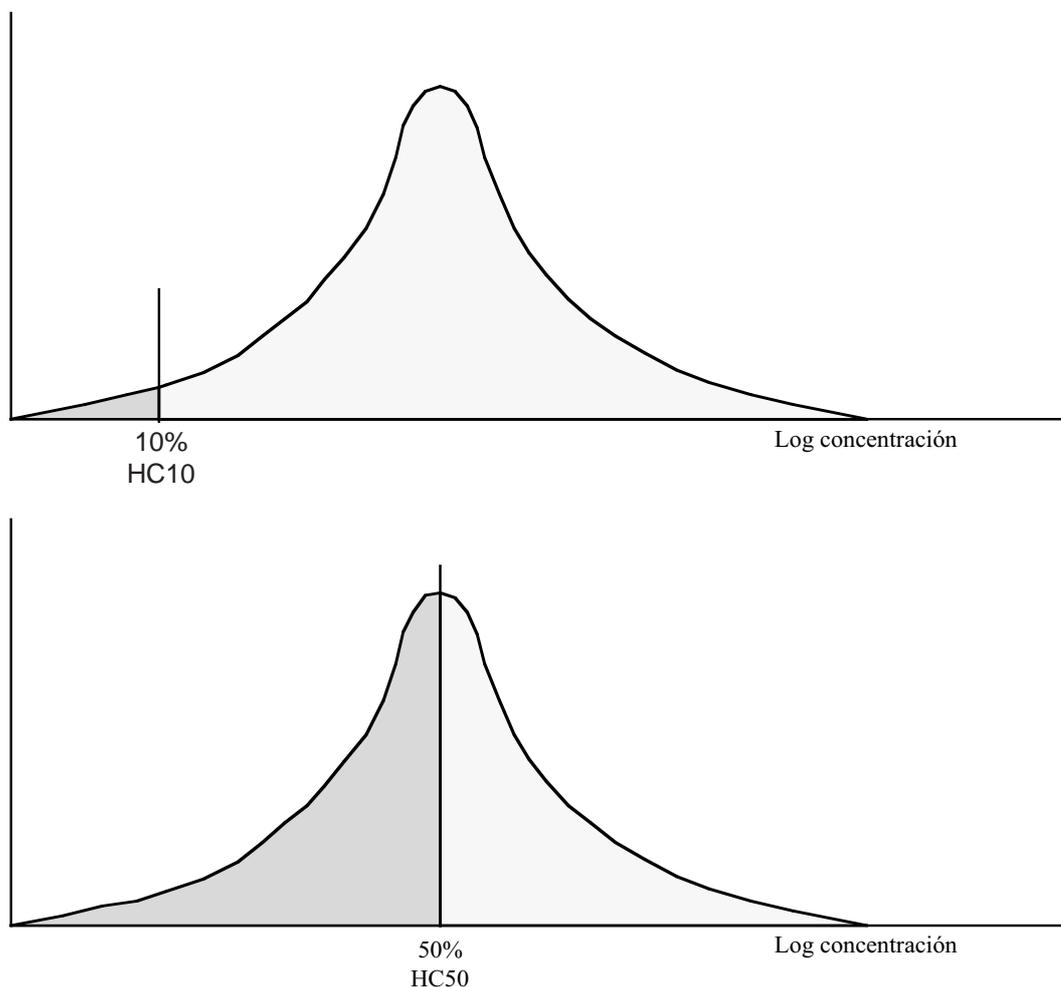


Figura 3. Función de densidad de los datos de toxicidad y definición de los valores

sobreestimación en el cálculo cuando el número de datos de toxicidad empleado es reducido. Con el fin de corregir esta desviación, el método ha sido adaptado por Aldenberg y Slob (1993) quienes incorporan un factor de corrección dependiente del número de datos disponibles (tabla 2). Tales factores, obtenidos mediante simulaciones por ordenador, permiten el cálculo del límite izquierdo del intervalo de confianza de una cola al 95% de la estimación del HCp. Se asegura así, con un grado de confianza del 95%, que el valor de calidad derivado protegerá al menos el porcentaje de especies que lo define.

número de especies ( $m$ )	factor de corrección ( $d_m$ )
2	27.70
3	8.14
4	5.49
5	4.47
6	3.93
7	3.59
8	3.37
9	3.19
10	3.06
11	2.96
12	2.87
13	2.80
14	2.74
15	2.68
20	2.49
30	2.28
$\infty$	1.62

*Tabla 2. Factor de corrección a aplicar en función del número de datos utilizados en el cálculo de los Valores Indicativos de Evaluación (tomado de Aldenberg y Slob, 1993)*

La ecuación general resultante para el cálculo de  $HCp$  es la siguiente:

$$HCp = \frac{\exp(\chi_m)}{T} \quad (1)$$

donde:

$HC_p$  = concentración que implica la protección del (100-p)% de especies

$\chi_m$  = media de los logaritmos neperianos de los valores de toxicidad incluidos

$T$  = factor de seguridad

El factor  $T$  se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$T = \exp \left[ \frac{3 \cdot s_m \cdot d_m}{\pi^2} \ln \left\{ \frac{1 - \delta_1}{\delta_1} \right\} \right] \quad (2)$$

donde:

$s_m$  = desviación estándar de los logaritmos neperianos de los valores de toxicidad incluidos

$d_m$  = factor de corrección para  $m$  datos de toxicidad (Aldenbergh y Slob, 1993)

$\delta_1$  = fracción de especies no protegida ( $p \times 10^{-2}$ )

Los valores de toxicidad que se emplean en el cálculo son previamente seleccionados y estandarizados de acuerdo a los criterios que a continuación se indican.

#### 4.2.1. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LOS VALORES DE TOXICIDAD

Los valores de toxicidad pueden referirse tanto a experiencias de campo como a datos obtenidos en ensayos de laboratorio. En el caso de los primeros la disponibilidad de datos es tan baja y la variabilidad de las condiciones del estudio tan elevada, que no se consideran en la derivación de valores genéricos, si bien en las investigaciones específicas pueden resultar de gran interés. En consecuencia la derivación de los valores VIE según el método propuesto se basará en datos obtenidos mediante ensayos de laboratorio con una sola especie, por otro lado mayoritarios dentro de la literatura científica.

Aún siendo la única opción viable en la actualidad, no se debe olvidar que la extrapolación de los resultados del laboratorio a las condiciones de campo presenta problemas relacionados con el hecho de que la exposición en el laboratorio suele ser homogénea y las condiciones de crecimiento y desarrollo las más adecuadas para la especie ensayada, mientras en el campo la exposición es fluctuante y las condiciones de vida, alimento y otros recursos

más limitadas. Además, no se tienen en cuenta la biodisponibilidad de los contaminantes para los distintos organismos, las interacciones con el resto de las especies o los procesos de adaptación fenotípica y genotípica que pueden amplificar o bien contrarrestar los efectos en condiciones reales.

No obstante, en un trabajo reciente (Emans *et al.*, 1993) en el que se comparan los valores críticos establecidos por distintos métodos de extrapolación a partir de datos de campo con valores obtenidos en experiencias de campo con múltiples especies, se concluye que los datos de toxicidad de ensayos con especies únicas pueden utilizarse para derivar valores de calidad en ecosistemas acuáticos, obteniendo la mejor correlación con el método corregido de Aldenberg y Slob (1993).

Dentro de los ensayos de laboratorio, la selección de los valores de toxicidad ha de considerar los siguientes criterios:

(a) Relevancia ecológica de las especies. Se propone el siguiente conjunto de criterios para asegurar y en su caso evaluar que el grupo de especies seleccionadas sea representativo de la comunidad:

- relación con el ciclo de materia y energía a través del ecosistema: se deben incluir productores primarios, consumidores y descomponedores, pues de esta forma se incluyen los grupos tróficos más importantes para la función ecológica.
- diseño anatómico: se deben incluir especies procedentes de distintos grupos taxonómicos, ya que la sensibilidad está a menudo correlacionada con la fisiología, la cual difiere entre los distintos taxones.
- vía de exposición al contaminante: se deben incluir especies que se vean expuestas a los compuestos químicos por diferentes vías (desde la solución del suelo, ingestión de suelo o inhalación de aire del suelo).

El problema práctico radica en que los organismos habitualmente empleados en los tests de laboratorio, son elegidos en base a criterios distintos de los anteriores (facilidad de manejo y mantenimiento en laboratorio, tasas de reproducción altas, etc.) y no cubren todo el rango de sensibilidades, sino que normalmente representan valores extremos de sensibilidad a los tóxicos. La representatividad desde el punto de vista ecológico de la muestra puede ser por tanto baja y la extrapolación a partir de estos datos puede producir sesgos en las estimaciones en uno u otro sentido.

(b) Relevancia ecológica de los efectos sobre el funcionamiento (*endpoints*) evaluados en los ensayos. Esto implica que los valores deben

corresponder a atributos relacionados con la dinámica de poblaciones (reproducción o crecimiento), pues es el nivel poblacional el nivel de organización inferior en el que los efectos tienen una influencia directa en el funcionamiento del ecosistema.

(c) Aspectos relacionados con las condiciones del ensayo. Se tendrá en cuenta:

- la duración del ensayo: se da prioridad a los ensayos de tipo crónico ya que la exposición a la contaminación del suelo es duradera.
- el tipo de valor de toxicidad: de los diferentes tipos de valores disponibles, se indican a continuación los parámetros recopilados y utilizados de acuerdo al orden de prioridad establecido.

De acuerdo a la aproximación metodológica adoptada se eligen preferentemente los valores NOEC(L), pues la definición de *HCP* implica la salvaguarda de un porcentaje dado de especies, para las que no se admite que puedan estar expuestas a efectos adversos. Los valores de toxicidad considerados son:

- NOEC (Non Observed Effect Concentration): la concentración más alta a la cual no se observa ningún efecto significativo.
- NOLC (Non Observed Lethal Concentration): la concentración más alta a la cual no se observa letalidad significativa en los individuos ensayados.
- EC50 (Effect Concentration 50%): la concentración a la cual el efecto medido es significativo para un porcentaje del 50% respecto del control.
- LC50 (Lethal Concentration 50%; también EC50-l): la concentración a la cual la letalidad alcanza el 50 % respecto del control.

Normalmente los datos disponibles son tan escasos que para muchos de los compuestos no se puede cumplir lo arriba especificado. Incluso, en algunas ocasiones, es necesario utilizar NOEC(L) correspondientes a especies acuáticas, o valores extrapolados a partir de ensayos de toxicidad aguda o a partir de otros parámetros (LC50,...). Por tanto, a los valores derivados se les asigna un índice de fiabilidad que refleja tanto el tipo de los datos a partir de los cuales se ha realizado la extrapolación (Denneman y van Gestel, 1990) como el número de datos disponible para ello.

#### 4.2.2. AJUSTE DE LOS VALORES DE TOXICIDAD A DIVERSOS PARÁMETROS EDÁFICOS

La existencia de factores edáficos que afectan a la biodisponibilidad de los compuestos en el suelo determina que, en condiciones reales, concentraciones totales semejantes pueden corresponder en distintos suelos a distintas dosis para los organismos vivos afectando a la magnitud de los efectos. Esta influencia ha de ser tenida en cuenta tanto en la comparación y uso de los datos de los ensayos como en la extrapolación de los valores calculados a los distintos suelos, por lo que previamente han de ser normalizados.

Por razones prácticas y con el fin de simplificar el protocolo de derivación de los valores estándar, para el ámbito geográfico de aplicación de los valores se define un suelo estándar, en base a cuyas características se realiza la normalización. Por tanto, los valores que se recogen en la propuesta de Valores Indicativos de Evaluación corresponden al suelo estándar de la CAPV y a partir de este dato se calcula el valor correspondiente para cada tipo de suelo.

Entre los factores que más afectan a esta disponibilidad biológica se encuentran:

- el porcentaje de arcilla, especialmente por su capacidad de intercambio catiónico y su capacidad para formar complejos con metales.
- el porcentaje de materia orgánica, que además de formar parte del complejo de cambio posee capacidad para formar complejos con metales y compuestos orgánicos.
- el pH, como factor que afecta a la especiación de los compuestos.
- la porosidad que afecta a la volatilización, aireación del suelo, y conductividad hidráulica entre otros.

Para llevar a cabo este ajuste se utilizan, en ausencia de métodos más precisos y a la vez generales, modelos empíricos establecidos a partir del estudio del comportamiento de los diferentes compuestos en suelos no contaminados del ámbito geográfico de aplicación de los valores. Se trata de la alternativa más plausible aunque no representa realmente una medida de la biodisponibilidad de los elementos en el suelo.

## 5. CÁLCULO DE LOS VALORES INDICATIVOS DE EVALUACIÓN

En este capítulo se describe la aplicación práctica de la metodología descrita a la derivación de los Valores Indicativos de Evaluación de la C.A.P.V. El proceso seguido es similar al descrito por otros autores (Denneman y van Gestel, 1990; van de Plassche y de Bruijn, 1992) y consta básicamente de cuatro fases: i) búsqueda bibliográfica de datos ecotoxicológicos, ii) posterior selección y estandarización de los datos de entrada de acuerdo a los criterios adoptados, iii) aplicación del proceso de cálculo a los datos seleccionados y iv) discusión científico-técnica de los valores obtenidos de la que surgirá la propuesta científica que podrá ser modificada, en algún caso, por factores externos socio-económicos.

Para la gestión de la base de datos y la automatización del proceso de cálculo se ha diseñado un útil informático basado respectivamente en los programas Access 7.0 y Excel 7.0 en entorno Windows95. El paquete se denomina BaseTox y permite una actualización continua de la base de datos a partir de nuevas revisiones, proporcionando el cálculo de los Valores Indicativos de Evaluación con las actualizaciones pertinentes.

En los siguientes apartados se describen en detalle cada una de estas fases, así como los resultados y problemas surgidos en su aplicación.

### 5.1. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

El proceso comienza con una recopilación bibliográfica extensiva de datos referentes a las relaciones dosis-efecto para aquellos organismos que se consideran ecológicamente relevantes de acuerdo al enfoque metodológico adoptado. En nuestro caso, nos hemos centrado en los invertebrados del suelo aunque hubiera sido posible, como hemos mencionado, incluir también datos sobre especies vegetales y/o procesos microbiológicos. Esta elección se ha basado en los siguientes criterios:

- la importancia de los invertebrados en los procesos relacionados con la ecología del suelo (Killham, 1994),
- la alta sensibilidad de este grupo de organismos a los contaminantes (capacidad de adaptación poco desarrollada) y por tanto su mayor riesgo,

- la existencia de ensayos de laboratorio y métodos de extrapolación conocidos (cuestión de tipo práctico).

Como punto de partida, se han utilizado revisiones anteriores ya publicadas (Denneman y van Gestel, 1990; Van Straalen, 1990, 1993a; IHOBE, S.A., 1994a) así como los fondos bibliográficos de la Universidad del País Vasco/ Euskal Herriko Unibertsitatea y de IHOBE, S.A. Además, se ha realizado una búsqueda bibliográfica desde 1990 hasta la actualidad en las bases de datos BIOSIS, Pollution Abstracts y Enviroline que ofrece DIALOG y en PASCAL. En la búsqueda se han utilizado como delimitadores del perfil de búsqueda: la toxicidad a las sustancias químicas y sus parámetros, los invertebrados y sus taxones, y la lista de sustancias contaminantes incluidos los diversos sinónimos.

Previamente a su inclusión en la base de datos de BaseTox, los artículos han sido revisados individualmente y en algunos casos se han recalculado los valores de toxicidad, de forma que resultasen más adecuados a las necesidades de nuestro estudio.

Actualmente la base contiene un total de 2070 entradas correspondientes a 208 compuestos (que incluyen los 31 compuestos cuyos VIEs hemos derivado) con sus efectos sobre 239 especies que incluyen especies terrestres, marinas y de agua dulce. La inclusión de las especies acuáticas fue considerada ante la ausencia total de datos referidos a especies terrestres para algunos de los contaminantes.

## **5.2. SELECCIÓN Y ESTANDARIZACIÓN DE LOS DATOS A UTILIZAR EN EL CÁLCULO**

De los parámetros recopilados, se han seleccionado con preferencia los datos referidos a efectos subletales en exposiciones de larga duración referidos a especies terrestres. Sólo ante la escasez de datos se han utilizado, en casos muy concretos, otro tipo de datos. En estos casos se han aplicado dentro del proceso de cálculo diversos factores de corrección con el objeto de soportar las incertidumbres asociadas a las diferentes extrapolaciones (de efectos letales a subletales, de medio acuático a medio terrestre, etc.).

Entre los efectos evaluados en los ensayos se priorizan, como ya se ha indicado, los referidos a parámetros que inciden sobre la reproducción y el crecimiento (número de juveniles, etc.). No hemos realizado ninguna transformación para obtener parámetros únicos por taxón (especie o grupo taxonómico mayor). En el caso de las especies, la imposibilidad de determinar el parámetro

de mayor significado ecológico para la población no lo aconseja, mientras que para divisiones taxonómicas superiores existen opiniones y evidencias opuestas en la literatura. Se ha optado por mantener todos los parámetros seleccionados en aras de una mayor robustez matemática en el cálculo. Los datos seleccionados e incluidos en el cálculo de los valores VIE para cada uno de los compuestos se recogen en el Anexo.

Previamente al proceso de cálculo, los datos de toxicidad seleccionados son estandarizados de forma que los valores VIE derivados se correspondan a un suelo que representa las características medias de los suelos de la C.A.P.V. Esta normalización afecta al porcentaje de materia orgánica y de arcilla del suelo como factores influyentes en la biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo. Los valores medios en estos parámetros se han establecido de acuerdo a IHOBE, S.A. (1994b) y corresponden a un contenido en materia orgánica del 4% y un porcentaje de arcilla del 28%.

La ecuación utilizada para la estandarización de los valores de toxicidad (NOEC o de otro tipo) es la siguiente:

$$NOEC_{st} = NOEC_{exp} (L, H) \frac{R(28, 4)}{R(L, H)}$$

donde:

$NOEC_{st}$  = valor NOEC normalizado

$NOEC_{exp}$  = valor NOEC experimental (tomado de la bibliografía)

$L$  = % arcilla, (en las condiciones de experimentación)

$H$  = % materia orgánica (en las condiciones de experimentación)

$R$  = ecuación utilizada para estimar la influencia de los parámetros edáficos en la biodisponibilidad de los elementos en el suelo (debe entenderse como un factor de ajuste más que como una estimación real de la biodisponibilidad)

$R(28,4)$  = valor que toma  $R$  para las condiciones de un suelo estándar

$R(L,H)$  = valor que toma  $R$  para los contenidos en arcilla y materia orgánica de las condiciones experimentales.

En el caso de los metales pesados, la ecuación de ajuste  $R$  se corresponde con las ecuaciones lineales de carácter empírico que relacionan los contenidos totales de estos elementos en los suelos naturales (no afectados por actividades contaminantes) con sus contenidos en arcilla y materia orgánica y

que definen el nivel de referencia de los suelos de la C.A.P.V. Los valores  $R(28,4)$  se corresponden a su vez con el valor de referencia de un suelo estándar. Estas ecuaciones y valores se han tomado de IHOBE, S.A. (1994b) y se recogen en la tabla 3. Este método de ajuste funciona de forma razonable para la extrapolación a partir de los invertebrados terrestres (Waarden, 1990).

En el caso de los compuestos orgánicos,  $R$  es la ecuación de van Gestel y Ma (1988). A efectos prácticos,  $R$  se equipara con la concentración de materia orgánica del suelo, al encontrarse el factor en numerador y denominador.

	<b>ECUACIONES LINEALES</b>	<b>VALOR DE REFERENCIA</b> (suelo estándar)
Arsénico	$11 + 0,25L$	23
Cadmio	$0,17 + 0,013L$	0,8
Cobalto	$6 + 0,5L$	20
Cobre	$10 + 0,5L$	24
Cromo (III)	$25 + L$	53
Mercurio	—	0,3
Molibdeno	$0,6 + 0,018L$	1
Níquel	$12 + L$	40
Plomo	$16 + 0,7L + 2,1H$	44
Zinc	$50 + 2L$	106

L: porcentaje de arcilla

H: porcentaje de materia orgánica

*Tabla 3. Ecuaciones y valores que definen el nivel de referencia de la Comunidad Autónoma del País Vasco (IHOBE, S.A., 1994b)*

### 5.3. APLICACIÓN DEL PROCESO DE CÁLCULO A LOS DATOS SELECCIONADOS

El método adoptado para el cálculo de los valores (método modificado de Van Straalen y Denneman (1989)) sólo es aplicable en el caso de que se disponga de más de 5 datos de toxicidad correspondientes al menos tres grupos taxonómicos representativos. En ausencia de un número suficiente de datos se han utilizado métodos de cálculo alternativos que presentan una

menor fiabilidad (Van den Berg y Roels, 1991). Se presenta a continuación el orden de prioridad en la elección del procedimiento de cálculo, establecido de acuerdo a Denneman y Van Gestel (1990) así como el índice de fiabilidad asociado a cada uno de los métodos (tabla 4).

Procedimiento	Fiabilidad	Índice de fiabilidad
1a	muy buena	10
1b-c	buena	9
2a	número de datos:	
	4	8
	3	7
2b-c	número de datos:	
	4	5
	3	4
2	3	
3	mala	2
4	mala	2

Tabla 4. Índice de fiabilidad de los procedimientos utilizados en el cálculo de los valores VIE. Fiabilidad deducida en base a criterios ecotoxicológicos (Van den Berg y Roels, 1991)

1. Cálculo según el método de Van Straalen y Denneman (1989):
  - 1a. Para **cinco o más NOE(L)C** para organismos de al menos **tres grupos** representativos. Los valores VIE se obtienen directamente como resultado del procesos de cálculo. Muy buena fiabilidad.
  - 1b. Para **cinco o más EC50** de al menos **tres grupos** representativos. Se determina el correspondiente HCp en base a los EC50 y a continuación se le aplica un factor de corrección de 5 (HCp/5). Buena fiabilidad.
  - 1c. Para **cinco o más LC50** de al menos **tres grupos** representativos. Se determina el correspondiente HCp en base a los valores LC50 disponibles y a continuación se le aplica un factor de corrección de 10 (HCp/10). Buena fiabilidad.
2. Cálculo basado en la media geométrica de los datos disponibles. Este

procedimiento sólo permite calcular valores tipo VIE-C.

2a. Cuando se dispone entre **dos y cinco NOE(L)C** de por lo menos **dos grupos**, el valor VIE-C se calcula como la media geométrica de los datos disponibles. Fiabilidad suficiente con 4 datos, razonable con 3 y muy moderada con 2.

2b. Cuando se dispone entre **dos y cinco EC50** de por lo menos **dos grupos**, se calcula la media geométrica y se divide por un factor de corrección igual a 5. Fiabilidad razonable con 4 valores, moderada con 3 e insuficiente con 2.

2c. Cuando se dispone entre **dos y cinco LC50** de por lo menos **dos grupos**, se calcula la media geométrica de los datos disponibles y se divide entre 10. Al igual que en el caso anterior la fiabilidad asociada es razonable con 4 valores, moderada con 3 e insuficiente con 2.

3. Otros métodos (Sólo permiten calcular el valor VIE-C):

3a. Si se dispone de **uno o varios NOE(L)C** de **un solo grupo**. El único dato o la media geométrica de los mismos se corresponde al valor VIE-C. Mala fiabilidad.

3b. Si se dispone de **uno o varios EC50 de un solo grupo**. El valor EC50 o la media geométrica de los datos dividido por un factor de 5 es el valor de evaluación VIE-C. Mala fiabilidad.

3c. Si se dispone de **uno o varios LC50 de un solo grupo**. El valor único LC50 o la media geométrica de estos valores dividido por un factor de corrección de 10 equivale al valor VIE-C. Mala fiabilidad.

4. Si **no hay datos** de toxicidad para especies terrestres, se utilizan en el cálculo datos de **toxicidad acuática**, siempre que se disponga por lo menos de **dos datos acuáticos** útiles y de acuerdo a los métodos propuestos. Previamente a su utilización en el cálculo, los valores de toxicidad en agua se transformarán en valores de toxicidad para el suelo, utilizando los coeficientes de partición suelo-agua de la sustancia en cuestión. Mala fiabilidad. Los datos basados en los efectos sobre procesos microbianos en suelo se utilizarán únicamente para chequeo por su baja sensibilidad (CCME, 1994).

En la tabla 5, se exponen los resultados obtenidos de la aplicación directa de los correspondientes métodos de cálculo. Se indican tanto los resultados numéricos obtenidos como el número de datos empleados, el procedimiento de cálculo seguido y el índice de fiabilidad correspondiente.

Tabla 5. Parámetros descriptivos de los procedimientos aplicados y resultados obtenidos en el cálculo de los valores HC50 y HC90. Datos actualizados a fecha de 1 de abril de 1997.

	HC50	HC90	nº datos	nº spp	nº grupos	método	fiabilidad	tipo parámetro	medio
<b>1. METALES</b>									
Arsénico	35.36	—	2	1	1	3	2	NOEC	suelo
Cadmio	18.27	0.41	61	14	7	1a	10	NOEC	suelo
Cobalto	10.68	—	4	3	2	2a	8	NOEC	suelo
Cobre	257.44	18.67	36	12	5	1a	10	NOEC	suelo
Cromo (III)	26.45	—	12	2	1	3	2	NOEC	suelo
Mercurio	3.27	0.00	5	3	2	1a	8	NOEC	suelo
Molibdeno	626.99	—	3	2	2	2a	7	NOEC	suelo
Níquel	286.95	—	6	2	1	3	2	NOEC	suelo
Plomo	336.78	4.39	27	10	6	1a	10	NOEC	suelo
Zinc	844.68	94.76	39	6	3	1a	10	NOEC	suelo
<b>2. OTROS COMPUESTOS INORGÁNICOS</b>									
Cianuro (total)			—						
Cianuro (libre)			—						
<b>3. COMPUESTOS AROMÁTICOS</b>									
benceno			—						
etilbenceno			—						
tolueno	65.56	—	4	1	1	3	2	NOEC	suelo
xileno			—						
fenoles	30.59	—	4	4	1	3	2	EC50	suelo

Tabla 5 (Continuación)

4. HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS										
Antraceno	89.67	—	—	2	1	3	2	NOEC	suelo	
Benzo(a)antraceno	73.77	—	11	2	1	3	2	NOEC	suelo	
Benzo(g,h,i)perileno										
Benzo(k)fluoranteno										
Criseno										
Fenantreno	177.21	56.20	8	4	3	1a	10	NOEC	suelo	
Fluoranteno	442.21	—	6	3	2	2a	8	NOEC	suelo	
Indeno(1,2,3-cd)pireno										
Naftaleno	0.46	—	13	8	3	4	2	EC50	agua	
5. PESTICIDAS										
Lindane ( $\gamma$ -HCH)	13.01	0.08	12	8	3	1a	10	NOEC	suelo	
$\alpha$ -HCH										
$\beta$ -HCH										
Carbofurano	0.01	—	3	1	1	3	2	NOEC	suelo	
6. DISOLVENTES CLORADOS										
Clorobenzenos	86.68	—	4	1	1	3	2	NOEC	suelo	
Monoclorofenoles	18.04	—	10	3	1	3	2	EC50	suelo	
Diclorofenoles	27.78	—	10	3	1	3	2	EC50	suelo	
Triclorofenoles	12.95	—	14	6	1	3	2	EC50	suelo	
Tetraclorofenoles	28.37	—	6	3	1	3	2	EC50	suelo	

Tabla 5 (Continuación)

Pentaclorofenoles	12.85	—	5	3	2	3	8	NOEC	suelo
Diclorometano		—	—						
Triclorometano		—	—						
Tetraclorometano		—	—						
Tricloroetileno		—	—						
Tetracloroetileno	33.97	—	3	1	1	3	2	NOEC	suelo
Dicloroetano	21.25	—	4	1	1	4	2	NOEC	agua
Cloruro de vinilo			—						
<b>7. OTROS COMPUESTOS CLORADOS</b>									
Dioxinas, furanos	6.93	—	4	1	1	3	2	NOEC	suelo
PCBs (total)	0.03	—	2	2	2	2a	6	NOEC	suelo
<b>8. OTROS COMPUESTOS ORGÁNICOS</b>									
Aceite mineral			—						

Como puede observarse, para 17 de los 32 valores calculados la fiabilidad del método de cálculo empleado es baja y en 15 de los casos no se han encontrado datos aplicables. La escasez de datos disponibles para la aplicación del modelo cuestiona la fiabilidad del valor extrapolado desde un punto de vista biológico. Debe además considerarse la estabilidad en términos matemáticos del valor calculado que, de acuerdo a diversos ensayos simulados realizados para aquellos elementos de los que se disponía un número elevado de datos (cadmio, cobre, plomo y zinc), se alcanza a partir de los 10 datos de toxicidad. A partir de este punto, las oscilaciones del valor calculado disminuyen considerablemente al ir añadiendo un nuevo dato de toxicidad de la bibliografía.

Otros problemas relacionados con la aplicación del método propuesto se refieren a la calidad de los datos de toxicidad. Muchos de los datos recopilados no han podido ser utilizados por una inadecuada descripción o incluso diseño del ensayo. La influencia de las condiciones experimentales o del número de réplicas para la significación estadística de los resultados son algunos de los problemas más comunes.

En el primer caso, la duración y tipo de exposición, además de factores tales como la alimentación, la temperatura, la edad inicial de la población que se prueba, etc., suponen una fuente de variación importante en los resultados, actuando a veces como efecto perturbador. Resulta por ello necesario la estandarización en los métodos de laboratorio, de forma que los datos obtenidos sean por un lado, equiparables y comparables, y por otro, permitan evaluar la influencia de otras variables (temperatura, luz,...) en el resultado de la experimentación. A su vez estas condiciones experimentales deberán ser establecidas en relación a las condiciones de campo y contrastados los resultados con experimentos de campo de forma que se obtengan factores de extrapolación válidos.

En el caso de la significación estadística de los resultados de los ensayos cabe destacar que dicha estandarización debería también establecer el número de individuos por réplica que se ensaya, así como el número de concentraciones a ensayar. El primer factor influye en la robustez de los test estadísticos. Por la propia estructuración del método científico, los test de significación son muy conservadores y tienden a aceptar la hipótesis nula siempre que no se demuestre lo contrario. Por tanto existe una probabilidad grande de cometer un error de tipo I (aceptar  $H_0$ , cuando es falso), que se puede subsanar con un adecuado número de réplicas por dosis. Al contrario, puede ocurrir también con grupos de individuos testados suficientemente grandes, que la variabilidad natural intraespecífica determine que diferencias en cuanto a medias en un rango del 25% sean consideradas como no significativas (Hoekstra y

Van Ewijk, 1993). Estos problemas tienen una trascendencia importante en el caso del parámetro NOEC. El parámetro NOEC, como su nombre bien indica, significa una concentración o dosis de un contaminante para la cual no se ha observado ningún efecto. Esto se confunde normalmente con la inexistencia de efecto alguno, con lo que este parámetro pasa a tener un valor absoluto, no real. La no observación del efecto es debida, a menudo, a un incorrecto o insuficiente diseño experimental.

En cuanto a la elección de los parámetros de medida, debe señalarse que aunque los objetivos están ya definidos (efectos sobre el crecimiento y la reproducción), es necesario establecer para cada una de las especies parámetros que siendo sensibles, fiables y fácilmente medibles, sean al tiempo ecológicamente relevantes. Para ello es imprescindible conocer la biología de las especies y determinar el efecto más importante en la reproducción o crecimiento. Así, la mayoría de las veces los datos corresponden a tasas de reproducción y crecimiento. Propiedades como las estrategias reproductivas de las especies o el tamaño poblacional mínimo, tan importantes en la dinámica de poblaciones, no son tenidas en cuenta al evaluar los efectos de los contaminantes en las tasas de reproducción o de crecimiento.

Hay otros aspectos que afectan igualmente al éxito de la reproducción (tiempo de eclosión adecuado, etc) que tampoco serán evaluados a través de la tasa de reproducción. Se engloban en los efectos debidos a la alteración del hábitat que, como ya hemos indicado, son difícilmente evaluables.

En cuanto a otros aspectos que influyen en los valores de toxicidad resultantes cabe destacar que las principales objeciones se deben a: i) el carácter muy sensible o muy tolerante de las especies-test a los tóxicos; ii) a la ausencia de base científica para la decisión sobre el modelo dosis-efecto a aplicar; iii) y, sobre todo, a la posible ocurrencia de falsos positivos. Este problema puede darse en el caso de compuestos que son esenciales para un determinado organismo: la ausencia de ese compuesto en cantidad suficiente puede provocar deficiencias que se confunden a veces con la toxicidad. A esto se une que normalmente entre las dosis testadas no se encuentra la que no produce efecto sino que ésta es extrapolada de las anteriores suponiendo un modelo dosis-respuesta, muchas veces sin una base experimental que lo soporte, dando como resultado que los valores NOEC (L) sean normalmente sobreestimados.

Esta serie de inconvenientes apuntan la necesidad de establecer unos métodos estandarizados de experimentación y de ahondar en la investigación de los mecanismos y procesos para diseñar métodos y test que tengan un mayor significado ecológico. Además se debe hacer énfasis en la rigurosidad de los

experimentos en cuanto a su diseño, y en el reconocimiento de la importancia de los ensayos multi-especies, o multi-factoriales, en el contexto en el que se encuadran las poblaciones dentro del ecosistema.

## 5.4. DISCUSIÓN DE LOS VALORES OBTENIDOS Y PROPUESTA DE VALORES VIE-B Y VIE-C PARA SU APLICACIÓN EN LA C.A.P.V.

Se muestra a continuación una exposición pormenorizada, compuesto por compuesto, de los valores obtenidos en el cálculo, su discusión con respecto a los valores de referencia de la C.A.P.V. y valores comparables para la protección de los ecosistemas aplicados en otros países (Denneman y van Gestel, 1990; Van den Berg y Roels, 1991; Van de Plassche *et al.*, 1992; Van de Plassche, 1994; Crommentuijn *et al.*, 1995). Se indica a continuación la propuesta resultante de valores VIE- B y C para nuestro ámbito de aplicación.

### 5.4.1. DISCUSIÓN DE LOS VALORES HC50 Y HC90 CALCULADOS PARA EL SUELO ESTÁNDAR DE LA C.A.P.V.

#### 5.4.1.1. Metales

##### **Arsénico**

El cálculo se ha basado en dos datos NOEC del oligoqueto *Eisenia foetida* y, por lo tanto, la fiabilidad es muy baja. Sólo es posible el cálculo de HC50 que da como resultado un valor de 35,35 mg/Kg. En el caso de Holanda el número de datos y aproximación en la derivación es idéntico, resultando en un valor de 37 mg/kg para su suelo estándar. El nivel de referencia del arsénico de la CAPV es de 23 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 35 mg/kg y VIE-B = 23 mg/kg.

##### **Cadmio**

El cálculo se ha basado en 61 datos NOEC de 14 especies pertenecientes a 7 grupos taxonómicos que otorgan una muy alta fiabilidad al cálculo. Los resultados han sido de 18,26 mg/kg para el HC50 y de 0,41 mg/kg para el HC10. El nivel de referencia para el cadmio es de 0,8 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 18 mg/kg y VIE-B = 0,8 mg/kg.

### **Cobalto**

Se han utilizado 4 datos NOEC de 3 especies de 2 grupos taxonómicos y el cálculo resultante tiene una fiabilidad relativamente alta. El valor obtenido es 10,67 mg/kg para el HC50. El valor de referencia para nuestra comunidad es de 20 mg/kg que es más alto que el valor anterior. Los valores de otros países consultados están basados en un menor número de datos por lo que no se aconseja su utilización.

Los valores propuestos son: VIE-C = 30 mg/kg y VIE-B = 20 mg/kg.

### **Cobre**

El cálculo se ha basado en 36 datos NOEC de 12 especies pertenecientes a 5 grupos taxonómicos que otorgan una muy alta fiabilidad al cálculo. Los valores calculados han sido de 257,44 mg/kg para el HC50 y de 18,67 mg/kg para el HC10., con la máxima fiabilidad. El nivel de referencia para el cobre es 24 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 250 mg/kg y VIE-B = 24 mg/kg.

### **Cromo(III)**

El cálculo se ha basado en 12 datos pertenecientes a dos especies de oligoquetos, por lo que su fiabilidad es baja. Sólo se calcula el HC50 obteniéndose un valor de 26,45 mg/kg. El valor de referencia de la C.A.P.V. es de 53 mg/kg, mayor que el calculado. Los valores derivados en otros países están basados en un menor número de datos por lo que no se aconseja su utilización.

Los valores propuestos son: VIE-C = 75 mg/kg y VIE-B = 53 mg/kg.

### **Mercurio**

El cálculo se ha basado en 5 datos NOEC de 3 especies de 2 grupos, por lo que su fiabilidad es relativamente alta. Los valores calculados han sido de 3,27 mg/kg para el HC50 y de 0,00 mg/kg para el HC10. Los valores derivados en otros países consultados están basados en un menor número de datos. El valor de referencia de la C.A.P.V. es de 0,3 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 3 mg/kg y VIE-B = 0,3 mg/kg.

### **Molibdeno**

El cálculo se ha basado en 3 datos NOEC de 2 especies de 2 grupos taxonómicos, siendo la fiabilidad buena. El número de datos sobre efectos en organismos del suelo utilizado es superior al de otros países, en los que el valor está basado en datos sobre procesos microbianos. El resultados del cálculo ha sido 626,99 mg/kg para el HC50. El nivel de referencia de la C.A.P.V. es 1,1 mg/kg para un suelo estándar.

Los valores propuestos son: VIE-C = 620 mg/kg y VIE-B = 1,1 mg/kg.

### **Níquel**

El cálculo se ha basado en un total de 6 datos NOEC de 2 especies de oligoquetos, por lo que la fiabilidad es baja. El resultado de HC50 obtenido es de 286,94 mg/kg. El número de datos sobre efectos en organismos del suelo utilizado es superior al de otros países. El valor de referencia de la C.A.P.V. es de 40 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 280mg/kg y VIE-B = 40mg/kg.

### **Plomo**

La fiabilidad del cálculo es muy alta al estar basado en 27 datos NOEC de 10 especies pertenecientes a 6 grupos taxonómicos. Los valores calculados son de 336,78 mg/kg para el HC50 y de 4,39 mg/kg para el HC10. El valor de referencia de la C.A.P.V. es de 44 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 330 mg/kg y VIE-B = 44mg/kg.

### **Zinc**

El cálculo se ha basado en un total de 39 datos NOEC de 6 especies de 3 grupos taxonómicos, por lo que la fiabilidad es muy alta. Los resultados del cálculo han sido de 844,67 mg/kg para el HC50 y de 94,76 mg/kg para el HC10. El valor de referencia de la C.A.P.V. es de 106 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C = 840 mg/kg y VIE-B = 106 mg/kg.

#### 5.4.1.2. Otros compuestos inorgánicos

##### **Cianuro (total)**

No hay datos disponibles para su aplicación. El valor establecido en Holanda está basado en los efectos sobre la salud humana.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

##### **Cianuro (libre)**

No hay datos disponibles para su aplicación. El valor establecido en Holanda está basado en los efectos sobre la salud humana.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

#### 5.4.1.3. Compuestos aromáticos

##### **Benceno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada. El valor derivado en Holanda está basado en datos EC50 sobre organismos acuáticos y tests de tipo agudo, que da como resultado un valor de 5 mg/kg con una fiabilidad muy baja. La corrección para nuestro suelo estándar resulta en un valor de 2 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 2 mg/kg.

##### **Etilbenceno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada. El valor establecido en Holanda está basado en los efectos sobre la salud humana.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

##### **Tolueno**

El cálculo se ha basado en 4 datos NOEC de la misma especie y por tanto la fiabilidad es muy baja. El valor calculado es de 65,55 mg/kg para el HC50,

algo superior al valor holandés basado en un número menor de datos.

El valor propuesto es: VIE-C = 65 mg/kg.

### **Xileno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada. El valor establecido en Holanda está basado en los efectos sobre la salud humana.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Fenoles**

El cálculo se ha basado en 4 datos EC50 de 4 especies del mismo grupo taxonómico, por lo que la fiabilidad es baja. El número de datos sobre efectos en organismos del suelo utilizado es superior al de otros informes consultados. El valor calculado es de 30,58 mg/kg para el HC50.

El valor propuesto es: VIE-C= 30 mg/kg.

#### **5.4.1.4. Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs)**

### **Antraceno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Benzo(a)antraceno**

El cálculo se ha basado en 4 datos NOEC de 2 especies del mismo grupo taxonómico, por lo que la fiabilidad es muy baja. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 89,66 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C= 90 mg/kg.

### **Benzo(a)pireno**

El cálculo se ha basado en 11 datos de 2 especies del mismo grupo taxonómico, por lo que la fiabilidad es muy baja. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 73,76 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C= 70 mg/kg.

### **Benzo(ghi)perileno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Benzo(k)fluoranteno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Criseno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada. Van Gestel y Denneman (1990) calculan un valor de 1,0 mg/kg para un suelo de 10% de materia orgánica, en base a un único valor para una especie acuática. El valor extrapolado a nuestro suelo estándar sería de 0,4 mg/kg.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Fenantreno**

El cálculo se ha basado en 8 datos NOEC de 4 especies de 3 grupos taxonómicos, por lo que la fiabilidad es alta. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 177,20 mg/kg y de HC10 de 56, 20 mg/kg.

Los valores propuestos son: VIE-C= 175 mg/kg y VIE-B= 55 mg/kg.

### **Fluoranteno**

El cálculo se ha basado en 6 datos NOEC de 3 especies de 2 grupos taxonómicos, por lo que la fiabilidad es aceptable. El número de datos utiliza-

do en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 442,20 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 440 mg/kg.

### **Indeno (1,2,3-cd)pireno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Naftaleno**

El cálculo se ha basado en 13 datos de 8 especies pertenecientes a 3 grupos taxonómicos, con fiabilidad muy baja ya que son datos de EC50 y de especies acuáticas. Se ha utilizado el método 4 en el cálculo, obteniéndose un resultado es de HC50=0,46 mg/l para agua. Como coeficiente para la extrapolación de agua a suelo se ha empleado el coeficiente de partición suelo/agua (*Kd*) del naftaleno igual a 79 l/kg (Meent *et al.*, 1990), lo que resulta en un valor para el suelo de 36,34 mg/kg. No se han encontrado valores comparables y aplicables en otros países.

El valor propuesto es: VIE-C= 35 mg/kg.

#### **5.4.1.5. Pesticidas**

### **Lindano ( $\gamma$ -HCH)**

El cálculo se ha basado en 12 datos NOEC de 8 especies de 3 grupos taxonómicos, por lo que la fiabilidad es alta. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países y los valores resultantes han sido 13,01 mg/kg para el HC50 y 0,08 mg/kg para el HC10.

Los valores propuestos son: VIE-C= 10 mg/kg y VIE-B = 0,08 mg/kg.

### **$\alpha$ -HCH**

No se han encontrado datos disponibles sobre organismos del suelo. El valor holandés (0,22 mg/kg) está basado en cuatro datos NOEC de ensayos

crónicos en organismos acuáticos de tres grupos y en la posterior extrapolación del valor de agua a suelo basada en el uso del coeficiente de partición *Kd*. La fiabilidad es muy baja.

El valor propuesto es: VIE-C = 0,1 mg/kg, corregido para nuestro porcentaje de materia orgánica.

### **β-HCH**

No se han encontrado datos disponibles sobre organismos del suelo. El valor holandés (0,092 mg/kg) está basado en cinco datos NOEC de ensayos crónicos en organismos acuáticos de dos grupos y en la posterior extrapolación del valor de agua a suelo basada en el uso del coeficiente de partición *Kd*. La fiabilidad es muy baja.

El valor propuesto es: VIE-C = 0,04 mg/kg, corregido para el porcentaje de materia orgánica de la C.A.P.V.

### **Carbofurano**

No se trata de uno de los contaminantes prioritarios. En el cálculo se han utilizado 3 datos de una única especie de oligoqueto que le otorgan al cálculo una fiabilidad muy baja. El valor de HC50 claculado es de 0,014 mg/kg. El valor holandés es de 0,0047 mg/kg basado en datos de ensayos de toxicidad aguda.

El valor propuesto es: VIE-C = 0,01 mg/kg.

#### **5.4.1.6. Disolventes clorados**

### **Clorobencenos**

El cálculo se ha basado en 4 datos NOEC de 1 especie, lo que supone una baja fiabilidad. Los datos de toxicidad se refieren al grupo de clorobencenos y se ha obtenido un valor HC50 de 86,67 mg/kg. El valor incluido en la nueva lista holandesa es de 30 mg/kg .

El valor propuesto es: VIE-C = 85 mg/kg.

### **Monoclorofenoles**

El cálculo se ha basado en 10 datos de 3 especies del mismo grupo taxonómico, por lo que la fiabilidad obtenida es baja. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor HC50 de 18,04 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 15 mg/kg.

### **Diclorofenoles**

El cálculo se ha basado en 10 datos de 3 especies del mismo grupo taxonómico, por lo que su fiabilidad es baja aunque el número de datos utilizado es superior al de otros países. El resultado del cálculo del HC50 es de 27,77 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 25 mg/kg.

### **Triclorofenoles**

Se han utilizado en el cálculo 14 datos de 6 especies del mismo grupo taxonómico y por ello la fiabilidad es baja. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 12,94 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 10 mg/kg.

### **Tetraclorofenoles**

Se han utilizado en el cálculo 6 datos de 3 especies del mismo grupo taxonómico y por ello la fiabilidad es baja. El número de datos utilizado en el cálculo es superior al de otros países, obteniéndose un valor de HC50 de 28,37 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 25 mg/kg.

### **Pentaclorofenoles**

El cálculo se ha basado en 5 datos de 3 especies de 2 grupos taxonómicos, por lo que su fiabilidad es aceptable. El resultado del cálculo del HC50 es de 12,85 mg/kg algo superior al establecido por Holanda (5mg/kg).

El valor propuesto es: VIE-C = 10 mg/kg.

### **Diclorometano**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Triclorometano**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Tetraclorometano**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Tricloroetileno**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

### **Tetracloroetileno**

El cálculo se ha basado en 3 datos de 1 especie, por lo que la fiabilidad es baja. El número de datos utilizado en el cálculo es idéntico al de otros países consultados. El resultado es de 33,96 mg/kg para el HC50.

El valor propuesto es: VIE-C = 30 mg/kg.

### **1,1-Dicloroetano**

El cálculo se ha basado en 4 datos de una especie acuática, por lo que el cálculo tiene una fiabilidad muy baja. Se obtiene un valor para el agua de 21,24 mg/l, que utilizando como coeficiente de partición el valor  $Kd$  igual a 1,60 l/kg (Kreule *et al.*, 1995) resulta en un valor para el suelo de 33,98 mg/kg. El procedimiento es similar al seguido en Holanda en la derivación del valor

para esta sustancia.

El valor propuesto es: VIE-C = 30 mg/kg.

### **Cloruro de vinilo**

No se han encontrado datos aplicables en la bibliografía consultada ni valores de referencia válidos en otros países.

La propuesta es no establecer un valor para la protección de los ecosistemas.

#### **5.4.1.7. Otros compuestos clorados**

##### **Dioxinas, furanos (como TCDD)**

Fiabilidad del cálculo es muy baja pues se dispone únicamente de 4 datos de 1 especie de oligoqueto. El cálculo según el método propuesto resulta en un valor de HC50 de 6,92 mg/kg. No obstante, dadas las evidencias existentes sobre el potencial de acumulación de estos compuestos a lo largo de la cadena trófica, se ha preferido considerar también dicha vía en la derivación de un valor genérico para la protección de los ecosistemas terrestres. Para ello se ha seguido el procedimiento holandés basado en los factores de bioconcentración para la lombriz de tierra. (Plassche, vande, 1994)

El valor propuesto es: VIE-C = 0,046 mg/kg.

##### **PCBs (total)**

El cálculo se ha basado en 2 datos para el Aroclor 1254 de 2 especies de 2 grupos taxonómicos, por lo que la fiabilidad es aceptable. El valor de HC50 obtenido es de 0,03 mg/kg.

El valor propuesto es: VIE-C = 0,03 mg/kg.

#### **5.4.1.8. Otros compuestos orgánicos**

##### **Aceite mineral**

No se han encontrado datos en la bibliografía, mientras que Holanda ha

establecido un valor de 5000 mg/kg como valor de intervención. Existen así mismo valores límites en otros países referidos a normas sobre gestión de residuos.

Dado que se trata de una mezcla de diferentes compuestos, se propone la realización de ensayos de toxicidad específicos para la evaluación caso por caso, además de la utilización de los valores específicos establecidos para algunos compuestos.

#### **5.4.2. PROPUESTA DE VALORES VIE-B Y VIE-C Y ÁMBITO DE APLICACIÓN DE LOS MISMOS**

El resumen de la propuesta de valores indicativos de evaluación para los contaminantes incluidos en la lista de compuestos prioritarios resultante de la discusión y evaluación anterior se recoge en la tabla 6.

En cuanto a su ámbito de aplicación, los valores propuestos serán utilizados, en el marco de la investigación de un suelo contaminado, para la evaluación genérica de la calidad del suelo en todos aquellos emplazamientos cuyo uso se sustente parcial o totalmente en el funcionamiento de un ecosistema natural o manejado. Se incluyen en este grupo, por lo tanto, las explotaciones forestales, agrícolas, huertas, etc., así como las zonas correspondientes a ecosistemas naturales o poco intervenidos (utilizadas mayoritariamente y de forma esporádica para uso recreativo por parte del ser humano). Estos valores se han derivado en base a los efectos sobre el ecosistema, por lo que los riesgos para la salud humana no han sido tenidos en cuenta en su derivación. De existir estas otras fuentes de exposición, deberán considerarse los correspondientes valores basados en los riesgos para la salud pública. La evaluación se fundamentará en el más restrictivo de ellos si ambos son de aplicación.

Para aquellas sustancias para las que no se han establecido valores VIE la evaluación se basará en ensayos específicos, caso por caso.

*Tabla 6. Propuesta de Valores Indicativos de Evaluación B y C (mg/kg) para la protección de los ecosistemas*

	VIE-C	VIE-B
<b>1. METALES</b>		
Arsénico	35	23
Cadmio	18	0.8
Cobalto	30	20
Cobre	250	24
Cromo (III)	75	53
Mercurio	3	0.3
Molibdeno	620	1
Níquel	280	40
Plomo	330	44
Zinc	840	106
<b>2. OTROS COMPUESTOS INORGÁNICOS</b>		
Cianuro (libre)	-	-
Cianuro (total)	-	-
<b>3. COMPUESTOS AROMATICOS VOLATILES</b>		
Benceno	2	-
Etilbenceno	-	-
Tolueno	65	-
Xileno	-	-
Fenoles	30	-
<b>4. HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS</b>		
Antraceno	-	-
Benzo(a)antraceno	90	-
Benzo(a)pireno	70	-
Benzo(ghi)perileno	-	-
Benzo(k)fluoranteno	-	-
Criseno	-	-
Fenantreno	175	55
Fluoranteno	440	-

Tabla 6 (Continuación)

Indeno(1,2,3-cd)pireno	-	-
Naftaleno	35	-
5. PESTICIDAS		
Lindano	10	0.08
a-HCH	0.1	-
b-HCH	0.04	-
Carbofurano	0.01	-
6. DISOLVENTES CLORADOS		
Clorobencenos	85	-
Monoclorofenoles	15	-
Diclorofenoles	25	-
Triclorofenoles	10	-
Tetraclorofenoles	25	-
Pentaclorofenoles	10	-
Diclorometano	-	-
Triclorometano	-	-
Tetraclorometano	-	-
Tricloroetileno	-	-
Tetracloroetileno	30	-
Dicloroetanos	30	-
Cloruro de vinilo	-	-
7. OTROS COMPUESTOS CLORADOS		
Dioxina	0.046	-
PCBs	0.03	-
8. OTROS COMPUESTOS ORGÁNICOS		
Aceite mineral	-	-



## 6. BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, SA & Soni, R. 1983. Stress-induced enhancement of reproduction in earthworm *Octochaetus pattoni* exposed to chromium(VI) and mercury (II) -implications in environmental management. *Int. J. Environ. Studies*, 22 (1): 43-48.

Achazi, RK; Choszcz, G; Düker, C; Henneken, M; Rothe, B; Schaub, K & Steudel, I. 1995. The effect of fluoranthene (Fla), benzo(a)pyrene (BaP) and cadmium (Cd) upon survival rate and life cycle parameters of two terrestrial annelids in laboratory test systems. *Newsl. Enchytraeidae*, 4: 7-14.

Aldenberg, T & Slob, W. 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Saf.*, 25: 48-63.

Alper, J. 1992. Everglades rebound from Andrew. *Science*, 257: 1852-1854.

Angulo, E & Urzelai, A. 1993. Determinación de los niveles de intervención: criterios basados en los riesgos para los ecosistemas. En: *Actas I Congreso Internacional Suelos Contaminados*, IHOBE, Vitoria. 10 pp.

Belfroid, A; Seinen, W; Gestel, K van; Seinen, W & Hermens, J. 1993. The acute toxicity of chlorobenzenes for earthworms (*Eisenia andreii*) in different exposure systems. *Chemosphere*, pp: 2265-2277.

Bengtsson, G; Gunnarsson, T & Rundgren, S. 1985. Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). *J. Appl. Ecol.*, 22: 967-978.

Bengtsson, G; Gunnarsson, T & Rundgen, S. 1986. Effects of metals pollution on the the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidefied soils. *Water Air Soil Pollut.*, 28: 361-383.

Berg, R van den, Denneman, CAJ & Roels, JM. 1993. Risk assessment of contaminated soil: proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria. En: *Contaminated Soil'93* (Ed.: F Arendt, G.J Annokkée, R Bosman & WJ van den Brink). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp: 349-364.

Berg, R van den & Roels, JM. 1991. *Beoordeling van risico's voor mens milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten*. RIVM rapportnr. 725201007, Bilthoven.

Beyer, WN & Anderson, A. 1985. Toxicity to woodlice of zinc and lead

oxides added to soil litter. *Ambio*, 14: 173-174.

Blanck, H. 1984. Species dependant variation among aquatic organisms in their sensitivity to chemicals. *Ecol Bull.*, 36: 107-119.

Blok, J & Balk, F. 1992. Attempts to bridge the gap between laboratory toxicity tests and ecosystems: a case study for LAS. En: *2nd European Conference on Ecotoxicology*, Amsterdam.

Bowmer, DT; Roza, P; Henzen, L & Degeling, C. 1993. *The development of chronic toxicological tests for PAH contaminated soils using the earthworm Eisenia fetida and the springtail Folsomia candida*. Report IMW-R 92/387. TNO Institute of environmental sciences, Delft, The Netherlands.

Brummelen, TC van; Corneles, C; Gestel, CAM van & Verweij, RA. 1996. Long-term toxicity of five polycyclic aromatic hydrocarbons for the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15 (7): 1199-1210.

Brummelen, TC van & Stuijzand, SC. 1993. Effects of benzo(a)pyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Sci. Total Environ. Suppl.*, pp: 921-930.

Cairns, Jr & Mount, DI. 1990. Aquatic toxicology: part 2 of a four-part series. *Environ. Sci. Technol.*, 24: 154-161.

Capelleveen, HE van. 1985. *Oecofysiologie en populatie oecologie van terrestrische arthropoden. Effecten van milieubelasting door zware metalen en de consequenties voor de genetische samenstelling van dierpopulaties*. Verlag STW-BION.

Capelleveen, HE van. 1987. *Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods*. Tesis doctoral, Free University of Amsterdam, Amsterdam. Holanda.

CCME. 1996. *A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*. CCME, Report CCME-EPC-101E.

Crommentuijn, T; Brils, J & Van Straalen, NM. 1993. Influence of cadmium on life-history characteristics of *Folsomia candida* (Willen) in an artificial soil substrate. *Ecotox. Environ. Saf.* 26: 216-227.

Crommentuijn, T; Doodeman, CJAM; Doornekamp, A van den; Radermaker, MJC & Gestel, CAM van. 1995. Sublethal sensitivity index as an ecotoxicity parameter measuring energy allocation under toxicant stress: application to cadmium in soil arthropods. *Ecotox. Environ. Saf.*, 31: 192-200.

Crommentuijn, GH; Plassche, EJ van de & Canton, JH. 1994. *Guidance*

*document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up.* National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report nr.950011 003.

Crommentuijn, GH; Posthumus, R & Kalf, DF. 1995. *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration.* National Institute of Public Health and environmental Protection Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report nr.715810 008.

Danish EPA. 1995a. *Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds.* Danish EPA, Working Report No. 47.

Danish EPA. 1995b. *Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds.* Danish EPA, Working Report No. 48.

Denneman, CAJ & Gestel, CAM van. 1990a. *Bodemveontreining en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings) waarden op basis van ecotoxicologische risico's.* Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Biltoven. RIVM rapportnr. 725201001.

Denneman, CAJ & Gestel, CAM van. 1990b. Ecotoxicological risk assessment as a base for development of soil quality criteria. En: *Contaminated Soil'90.* (Ed.: F Arendt, M Hinsenveld & WJ van den Brink). Kluwer Academic Publishers, Amsterdam. pp: 157-164.

Denneman, CAJ & Van Straalen, NM. 1991. The toxicity of lead and copper in reproduction toxicity tests using the oribatid mite *Platynothrus peltifer*. *Pedobiologia*, 35: 305-311.

Dis, WA van; Gestel, CAM van & Sparenburg, PM. 1988. *Ontwikkeling van een toets ter bepaling van sublethale effecten van chemische stoffen op regenwormen. I. Effecten van cadmium en koper op de groei en -geslachtelijke ontwikkeling van Eisenia andrei.* RIVM rapportnr. 718480002.

Doelman, P; Nieboer, G; Schrooten, J & Visser, M. 1984. Antagonistic and synergistic toxic effects of Pb and Cd in a simple foodchain: Nematodes feeding on bacteria or fungi. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 32: 717—723.

Donker, MH & Bogert, CG. 1991. Adaptation to cadmium in three populations of the isopod *Porcellio scaber*. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C: 143-146.

Donker, MH. 1992. *Physiology of metal adaptation in the isopod Porcellio scaber.* Ph.D. Vrije Universiteit te Amsterdam, Amsterdam.

Drobne, D & Hopkin, SP. 1995. The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a «standard» laboratory test. *Ecotox. Environ. Saf.*, 31: 1-6.

Eisler, R. 1989. *Molybdenum hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review*. Contaminant Hazard Reviews Report No. 19, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington DC, 61 pp.

Emans, HJB; Plassche, E.J. van den; Canton, JH; Okkerman, PC & Sparenburg, PM. 1993. Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 2139-2154.

Fayolle, L. 1979. Consequences de l'apport de contaminants sur les lombriciens. III. Essais de laboratoire. *Doc. Pedozool.*, 1: 34-65.

Ferguson, C; Darmendrail, D; Freier, K; Jeusen, Bk; Jensen, J; Kasamas, H; Urzelai, A and Vegter, J. 1988. *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Vol. 1. Scientific Basis*. LQM Pres, Nottingham.

Fischer, E & Koszorus, L. 1992. Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg and Se in the manure worm, *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia*, 36: 172-178.

Fitzpatrick, LC, Sassani, R, Venables, BJ & Goven, AJ. 1992. Comparative toxicity of polychlorinated biphenyls to earthworms *Eisenia foetida* and *Lumbricus terrestris*. *Environ. Pollut.*, 77: 65-69.

Forbes, VT & Forbes, TL. 1994. *Ecotoxicology in Theory and Practice*. Chapman and Hall, London. 247 pp.

Gestel, CAM van; Dis, WA van; Breemen, EM van & Sparenburg, PM. 1989. Development of a standardized reproduction toxicity test with the earthworm species *Eisenia fetida andrei* using copper, pentachlorophenol, and 2,4-dichloroaniline. *Ecotox. Environ. Saf.*, 18: 305-312.

Gestel, CAM van; Breemen, EM van; Stolk, M; Baerselman, R & de Boer, JLM. 1989a. *Toxiciteit en bioaccumulatie van chroom(III)nitraat in de regenworm Eisenia andrei in een kunstgrond*. RIVM, Bilthoven, rapportnr.-758707001.

Gestel, CAM van; Emans, HJB van; Janssen, JAM. 1989. *Ontwikkeling van een toets ter bepaling van sublethale effecten van chemische stoffen op regenwormen III Delname aan een Duitse ringtoets en vergelijking van twee methoden voor de bepaling van sublethale effecten bij regenwormen*. RIVM-rapportnr. 718480005.

Gestel, CAM van; Dis, WA van; Dirven-Breemen, EM van; Sparenburg, PM

& Baerselman, R. 1991. Influence of cadmium, copper and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). *Biol. Fertil. Soils*, 12: 117-12

Gestel, CAM van; Dirven-Breemen, EM van; Baerselman, R; Emans, JHB; Janssen, JAM; Postuma, R & Vliet, PJM van. 1992. Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotox. Environ. Saf.*, 23: 206-220.

Gestel, CAM van; Dirven-Breemen, EM van & Baerseman, R. 1993. Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). *Sci. Total Environ. Suppl. Part 1*: 585-597.

Gestel, CAM van; Hezkezen J van; Bot, J y Doornekamp, A. 1995. Development of a standardized soil ecotoxicity test with *Platynothrus peltifer* (Acari: Oribatida), using copper as a reference chemical. En: *Contaminated Soil'95*. (Ed.: WJ van den Brink, R Bosman & F Arendt). Kluwer Academic Publ. Dordrecht. pp: 611-612.

Gestel, CAM van & Ma, WC. 1988. Toxicity and bioaccumulation pf chlorophenols in relation to bioavailability in soil. *Ecotox. Environ. Saf.*, 15: 289-297.

Gestel CAM van & Ma, WC. 1990. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotox. Environ. Safety.*, 15: 289-297.

Gestel, CAM van & Ma, WC. 1990. An approach to quantitative structure-activity relationships (QSARs) in terrestrial ecotoxicology: earthworm toxicity studies. *Chemosphere*, 21: 1023-1033.

Gomot , A; Gomot, L; Marchand, CR; Aleya, L & Verneaux, J. 1996. Use of land snails to monitor cadmium biotoxicity. SECOTOX. 1996. Metz, France. 25-28-Agosto.

Gorham, E. & Gordon, AG. 1963. Some effects of smelter pollution upon aquatic vegetation near Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.*, 41: 371-378.

Hartenstein, R; Neuhauser, EF & Narahara, A. 1981. Effects of heavy metal and other elemental additives to activated sludge on growth of *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.* 10: 372-376.

Hill, AR. 1987. Ecosystem stability: some recent perspectives. *Progress Physical Geography*, 11: 315-333.

Hoekstra, JA & Van Ewijk, PH. 1993. Alternatives for the No-Observed-Effect-Level. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 187-194.

Hopkin, SP. 1993. Ecological implications of «95% protection levels» for metals in soil. *Oikos*, 66: 137-141.

IHOBE, S.A. 1994a. Valores de evaluación para la protección de los ecosistemas. En: *Plan Director para la Protección del Suelo: Calidad del Suelo Valores Indicativos de Evaluación*. IHOBE, Bilbao. pp:121-184

IHOBE, S.A. 1994b. Nivel de referencia para los suelos de la C.A.P.V. (VIE-A). En: *Plan Director para la Protección del Suelo: Calidad del Suelo Valores Indicativos de Evaluación*. IHOBE. Bilbao.

Ireland, MP. 1994. Interaction and effects of molybdenum compounds on growth and mineral content of *Achatina fulica* and *Arion ater* (Gastropoda: Pulmonata). *Comp. Biochem. Physiol.*, 107C: 441-446.

Jaggy, A & Streit, B. 1982. Toxic effects of soluble copper on *Octolasion cyaneum* Sav. (Lumbricidae). *Rev. Suisse Zool.*, 89, 881-889.

Kammenga, EJ; van Koert, PHG; Riksen, JAG; Korthals, GW & Bakker, J. 1996. A toxicity test in artificial soil based on the life-history strategy of the nematode *Plectus acuminatus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 722-727.

Killham, K. 1994. *Soil ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 242 pp.

Kooijman, SALM. 1987. A safety factor for LC<sub>50</sub> values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.*, 21: 269-276.

Kreule, P; Berg, R van den; Waitz, MFW & Swartjes, FA. 1995. Calculation of human-toxicological Serious-Soil-Contamination-Concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds. RIVM report nr 715810 010.

Laskowski, R & Hopkin, SP. 1996. Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd on fitness in snails (*Helix aspersa*). *Ecotox. Environ. Saf.*, 34: 59-69.

Ma, WC. 1982. *Rogewormen als bio-indicators van bodemverontreiniging*. Ministerie van Vokshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Bodembeschermingsreeks 15, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Ma, WC. 1983. *Rogewormen als bio-indicators van bodemverontreiniging*. Reeks Bodembescherming 15. Staatsuitgeverij Den Haag.

Ma, WC. 1984. Sublethal toxic effects of Cu on growth, reproduction and

litter breakdown activity in the earthworm *L.rubellus*. *Environ. Poll. (Ser. A)*, *33*: 207-219.

Malecki, MR; Neuhauser, EF & Loehr, RC. 1982 The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia*, *24*: 129-137.

Marigomez, JA, Angulo, E & Sáez, V. 1986. Feeding and growth responses to copper, zinc, mercury and lead in the terrestrial gastropod *Arion ater* (Linne). *J. Moll. Stud.*, *52*: 68-78.

Martin, NA. 1986. Toxicity of pesticides to *Allolobophora caliginosa* (Oligochaeta: Lumbricidae). *N Zealand J. Agric. Res.*, *29*: 699-706.

Meent, D van de; Aldenberg, T; Canton JH; Gestel, CAM van & Slooff, W. 1990. *Streven naar waarden; achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem"*. RIVM rapportnr. 670101001.

Mills, LS; Soule, ME & Doak, DF. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience*, *4*: 219-224.

Molnar, L; Fischer, E & Kallay, A. 1989. Laboratory studies on the effect, uptake and distribution of chromium in *Eisenia foetida* (Annelida, Oligochaeta). *Zool. Anz.*, *223*: 57-66.

Neuhauser, EF; Loehr, RC; Milligan, DL & Malecki, MR. 1985. Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia foetida*. *Biol. Fert. Soils*, *1*: 149-152.

Neuhauser, EF; Durkin, PR; Malecki, MR & Aantra, M. 1986. Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species. *Comp. Biochem. Physiol.*, *83C*: 197-200.

O.C.D.E. (Organization for Economic Cooperation and Development). 1991. *OCDE Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to real environment*. Environmental Monograph, *59*. OCDE, Paris.

Plassche, E.J. van de. 1994. *Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning*. RIVM 679701 012, Bilthoven. 120 pp.

Plassche, E.J. van de & J.H.M. de Bruijn. 1992. *Towards integrated environmental quality objectives for surface water, ground water, sediment and soil for nine trace metals*. RIVM 679701 005, Bilthoven. 33 pp.

Posthuma, L; Vermeij, RA; Widianarko, B & Zonneveld, C. 1993. Life-history patterns in metal-adapted Collembola. *Oikos*, *67*: 235-249.

Posthuma, L & Van Straalen, NM. 1993. Heavy-metal adaptation in terrestrial invertebrates: a review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences. *Comp. Biochem. Physiol.*, 106C: 11-38.

Reinecke, AJ & Nash, RG. 1984. Toxicity of 2,3,7,8-TCDD and short term bioaccumulation by earthworms (Oligochaeta). *Soil Biol. Biochem.*, 16: 45-49.

Richter, JE; Peterson, SF & Kleiner, CF. 1983. Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes, and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 679-684.

Romijn, CAFM; Luttik, R; Meent R van der; Slooff; W & Canton, JH. 1993. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. Part 1. Aquatic food chains. *Ecotox. Environ. Saf.*, 26: 61-85.

Russell, LK; Dehaven, JI & Botts, RP. 1981. Toxic effects of cadmium on the garden snail (*Helix aspersa*). *Bull Environ Contam Toxicol*, 26: 634-640.

Schindler, DW 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, 239: 149-157.

Schlosser, HJ & Riepert, F. 1992. Entwicklung eines Prüfverfahrens für Chemikalien an Bodenraubmilben (Gamasina). Teil 2: Erste Ergebnisse mit Lindan und Kaliumdichromat in subletaler Dosierung. *Zool Beitr N.F.*, 34: 413-433.

Schmidt, GH; Ibrahim, HMM & Abdallah, MD. 1991. Toxicological studies on the long-term effects of heavy metals (Hg, Cd, Pb) in soil on the development of *Aiolopus thalassimus* (Fabr.) (Saltatoria, Acrididae). *Sci. Total. Environ.*, 107, 109-133.

Schmidt, GH. 1992. Influence of heavy-metal-treated soil or plants on various life parameters of grasshoppers as bioindicators. En «*Proc. VIth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis*». Institute of Landscape Ecology CAS. Cerke Budejo. pp:377-393.

Schobben, HPM. & Scholten, MCT. 1993. Probabilistic methods for marine ecological risk assessment. *ICES J. Mar. Sci.*, 50: 349-358.

Slooff, W; Van Oers, JAM & Zwart, D de. 1986. Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 841-852.

Spurgeon, DJ; Hopkin, SP & Jones, DT. 1994. Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia*

*fetida* (Savigny): assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, **84**: 123-130.

Spurgeon, DS & Hopkin, SP. 1995. Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal contaminated field sites. *Ecotoxicology*, **4**: 190-205.

Spurgeon, DJ & Hopkin, SP. 1996. Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia foetida*. *Pedobiologia*, **40**: 80-96

Stenersen, J. 1979. Action of pesticides on earthworms. I. The toxicity of cholinesterase-inhibiting insecticides to earthworms as evaluated by laboratory tests. *Pestic. Sci.*, **10**: 66-74.

Van Straalen, NM. 1990. New methodologies for estimating the ecological risk of chemicals in the environment. En: *Proc. Sixth Int. Congr. Int. Ass. Engineering Geology*. (Ed.: DG Price & AA Balkema). Rotterdam. pp: 165-173.

Van Straalen, NM. 1993. Soil and sediment quality criteria derived from invertebrate toxicity data. En: *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. (Ed.: R Dallinger & PS Rainbow). Lewis Publ., Boca Raton. pp: 427-441.

Van Straalen, NM. & Denneman, CAJ. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.*, **18**: 241-251.

Van Straalen, NM; Schobben JHM & Goede, RGM. 1989. Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods. *Ecotox. Environ. Safety*, **17**: 190-204.

Van Straalen, NM & Goede, RGM de. 1987. Productivity as a population performance index in life-cycle toxicity tests. *Water Sci. Tech.*, **19**: 13-20.

Van Straalen, NM & Verweij, RA. 1991. Effectos of benzo(a)pyrene on food assimilation efficiency in *Porcellio scaber* (Isopoda). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **46**: 134-140.

Suter, GW. 1993. *Ecological risk assessment*. Lewis Publ. Chelsea, Michigan.

Suter, GW; Barnthouse, LW; Breck, JE; Gardner, RM & O'Neil, RV. 1985. Extrapolating from the laboratory to the field: How uncertain are you? En: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*. (Ed.: E Cardwell, R Purdy & RC Bahner). American Society for Testing and Materials, Philadelphia. pp: 400-413.

Thomson, AR & Gore, FL. 1972. Toxicity of twenty nine insecticides to *Folsomia candida*: laboratory studies. *J. Econ. Entomol.*, 65: 1255-1260.

Urzelai, A & Angulo, E. 1995. Generic values to assess soil quality in the Basque Autonomous Community: Ecological criteria. En "*Contaminated Soil'95*", (Ed.: WJ van den Brink, R Bosman & F Arendt). Kluwer Academic Publishers. Amsterdam. pp. 691-700

Vonk, JW; Adema, DMM & Barug, D. 1986. Comparison of the effects of several chemicals on microorganisms, higher plants and earthworms. En: "*Contaminated soil*", (Ed.: JV Assink & VD Brink). Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, pp: 191-202

Waarden, SN. 1990. *Achtergrondstudie ten behoeve van de nota «Milieukwaliteitsnormering water en bodem»*. RIVM, rapportnr. 670101 001, Bilthoven.

Wagner, C & Lokke, H. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Res.*, 25: 1237-1242.

Wasilewka, L; Oloffs, PC & Webster, JM. 1975. Effects of carbofuran and a PCB on development of a bacteriophage nematode *Acrobelloides nanus*. *Can. J. Zool.*, 53: 1709-1715.

Westman, WE. 1978. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. *Bioscience*, 28: 705-710.

Westman, WE. 1985. *Ecology, Impact Assessment and Environmental Planning*. John Wiley, New York.

## **ANEXO:**

### **Tablas de datos utilizados en el cálculo de los VIEs**



**METALES**

<b>Arsénico</b>					
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>	
Eisenia foetida	Oligochaeta	25	NOEC-l	<b>3,2188758</b>	Fischer y Koszorus, 1992
Eisenia foetida	Oligochaeta	50	NOEC-r	<b>3,9120230</b>	Fischer y Koszorus, 1992

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>3,5654494</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,4901291</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>2</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>27,7</b>
<b>HC50=</b>	<b>35,355339</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,0040785</b>		

<b>Cadmio</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>		
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	101	NOEC-h	<b>4,6151205</b>		Bengtsson y cols., 1985
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	10	NOEC-h	<b>2,3025851</b>		Ma, 1983
Eisenia foetida	Oligochaeta	25	NOEC-h	<b>3,2188758</b>		Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	50	NOEC-c	<b>3,9120230</b>		Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	300	NOEC-l	<b>5,7037825</b>		Spurgeon y cols., 1994
Eisenia foetida	Oligochaeta	39,2	NOEC-h	<b>3,6686768</b>		Spurgeon y cols., 1994
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-c	<b>2,3025851</b>		Dis y cols., 1988
Eisenia andrei	Oligochaeta	18	NOEC-c	<b>2,8903718</b>		Gestel y cols., 1991
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-c	<b>4,6051702</b>		Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-h	<b>2,3025851</b>		Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-r	<b>4,6051702</b>		Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-j	<b>4,6051702</b>		Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-c	<b>2,3025851</b>		Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-j	<b>2,3025851</b>		Gestel y cols., 1993
Porcellio scaber	Isopoda	10	NOEC-r	<b>2,3025851</b>		Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	2,25	NOEC-cn	<b>0,8109302</b>		Capelleveen, 1987

Porcellio scaber	Isopoda	2,25	NOEC-c	<b>0,8109302</b>	Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	10,1	NOEC-t	<b>2,3125355</b>	Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	10	NOEC-cn	<b>2,3025851</b>	Donker y Bogert, 1991
Porcellio scaber	Isopoda	10	NOEC-aa	<b>2,3025851</b>	Donker y Bogert, 1991
Porcellio scaber	Isopoda	4	NOEC-c	<b>1,3862944</b>	Donker y Bogert, 1991
Orchesella cincta	Collembola	4	NOEC-c	<b>1,3862944</b>	Straalen y Goede, 1987
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-l	<b>4,0253517</b>	Straalen y Goede, 1987
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-r	<b>4,0253517</b>	Straalen y cols., 1989
Orchesella cincta	Collembola	4,7	NOEC-c	<b>1,5475625</b>	Straalen y cols., 1989
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-po	<b>4,0253517</b>	Straalen y cols., 1989
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-cn	<b>4,0253517</b>	Straalen y cols., 1989
Orchesella cincta	Collembola	4	NOEC-c	<b>1,3862944</b>	Posthuma y cols., 1993
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-r	<b>4,0253517</b>	Posthuma y cols., 1993
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC-l	<b>4,0253517</b>	Posthuma y cols., 1993
Folsomia candida	Collembola	148	NOEC-c	<b>4,9972123</b>	Crommentuijn y cols., 1993
Folsomia candida	Collembola	326	NOEC-po	<b>5,7868974</b>	Crommentuijn y cols., 1993
Platynothrus peltifer	Acari	2,9	NOEC-r	<b>1,0647108</b>	Straalen y cols., 1989
Platynothrus peltifer	Acari	117	NOEC-l	<b>4,7621739</b>	Straalen y cols., 1989

<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>	
Platynothrus peltifer	Acari	2,9b	NOEC-po	<b>1,0647108</b>	Straalen y cols., 1989
Platynothrus peltifer	Acari	27,3	NOEC-cn	<b>3,3068867</b>	Straalen y cols., 1989
Mesonhabditis monhystera	Nematoda	0,23	NOEC-po	<b>-1,4696760</b>	Doelman y cols., 1984
Aphelenchus avenae	Nematoda	0,094	NOEC-po	<b>-2,3644605</b>	Doelman y cols., 1984
Helix aspersa	Mollusca	10	NOEC-c	<b>2,3025851</b>	Russell y cols., 1981
Helix aspersa	Mollusca	50	NOEC-cn	<b>3,9120230</b>	Russell y cols., 1981
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC	<b>4,0253517</b>	Straalen y cols., 1989
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	10	NOEC	<b>2,3025851</b>	Ma, 1982
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	100	NOEC	<b>4,6051702</b>	Bengtsson y cols., 1986
Platynothrus peltifer	Acari	2,9	NOEC	<b>1,0647108</b>	Straalen y cols., 1989
Porcellio scaber	Isopoda	10	NOEC	<b>2,3025851</b>	Capelleveen, 1987
Helix aspersa	Mollusca	10	NOEC	<b>2,3025851</b>	Russell y cols., 1981
Eisenia foetida	Oligochaeta	25	NOEC	<b>3,2188758</b>	Malecki y cols., 1982
Aiolopus thalassimus	Orthoptera	2	NOEC-c	<b>0,6931472</b>	Schmidt y cols., 1991
Aiolopus thalassimus	Orthoptera	10	NOEC-c	<b>2,3025851</b>	Schmidt, 1992
Platynothrus peltifer	Acari	151	NOEC-h	<b>5,0172798</b>	Crommentuijn y cols., 1995
Folsomia candida	Collembola	323	NOEC-h	<b>5,7776523</b>	Crommentuijn y cols., 1995

Folsomia candida	Collembola	324	NOEC-c	<b>5,7807435</b>	Crommentuijn y cols., 1995
Porcellio scaber	Isopoda	95	NOEC-l	<b>4,5538769</b>	Crommentuijn y cols., 1995
Aphelenchus avenae	Nematoda	0,01	NOEC-po	<b>-4,6051702</b>	Doelman y cols., 1984
Acroboloides nanus	Nematoda	0,05	NOEC	<b>-2,9957323</b>	Wasilewska y cols., 1975
Eisenia foetida	Oligochaeta	152	NOEC-h	<b>5,0238805</b>	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	207	NOEC-c	<b>5,3327188</b>	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	300	NOEC-l	<b>5,7037825</b>	Spurgeon y Hopkin, 1995
Helix aspersa	Mollusca	50	NOEC	<b>3,9120230</b>	Gomot y cols., 1996
Plectus acuminatus	Nematoda	32	NOEC-po	<b>3,4657359</b>	Kammenga y cols., 1996
Orchesella cincta	Collembola	56	NOEC	<b>4,0253517</b>	Straalen y Goede, 1987

<b>especies</b>	<b>14</b>	<b>xm=</b>	<b>2,9050950</b>
<b>grupos</b>	<b>7</b>	<b>sm=</b>	<b>2,1232476</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>61</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>2,68</b>
<b>HC50=</b>	<b>18,266979</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,4084755</b>		

<b>Cobalto</b>									
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>% arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>ln NOECst</b>		
Eisenia foetida	Oligochaeta	91,9	NOEC-c	63	5	<b>216,23530</b>	<b>5,3763672</b>	Neuhauser y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	91,9	NOEC-r	63	5	<b>216,23530</b>	<b>5,3763672</b>	Neuhauser y cols., 1986	
Oniscus asellus	Isopoda	0,05	NOEC-a	95	0	<b>0,16667</b>	<b>-1,791759</b>	Drobne y Hopkin, 1995	
Porcellio scaber	Isopoda	0,5	NOEC-a	95	0	<b>1,66667</b>	<b>0,5108256</b>	Drobne y Hopkin, 1995	

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>2,3679501</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>3,598761</b>
<b>método</b>	<b>2a</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>8</b>	<b>dm=</b>	<b>5,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>10,675486</b>		
<b>HC10=</b>	<b>1,985E-05</b>		

<b>Cobre</b>										
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>% arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>InNOEC</b>			
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	122	NOEC-h	9,7	5	234,24000	5,4563462			Bengtsson y cols., 1986
Eisenia andrei	Oligochaeta	60	NOEC-h	8	10	96,00000	4,5643482			Gestely cols., 1989a
Eisenia andrei	Oligochaeta	120	NOEC-h	8	10	192,00000	5,2574954			Gestely cols., 1989a
Eisenia andrei	Oligochaeta	306	NOEC-po	8	10	489,60000	6,1935887			Gestely cols., 1989a
Eisenia andrei	Oligochaeta	62	NOEC-c	8	10	99,20000	4,597138			Dis y cols., 1988
Eisenia andrei	Oligochaeta	106	NOEC	8	10	169,60000	5,1334427			Dis y cols., 1988
Eisenia andrei	Oligochaeta	56	NOEC-c	8	10	89,60000	4,4953553			Gestel y cols., 1991
Eisenia foetida	Oligochaeta	1700	NOEC-c			4.080,00000	8,3138523			Hartenstein y cols., 1981
Eisenia foetida	Oligochaeta	500	NOEC-h	50	5	960,00000	6,8669333			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	500	NOEC-c	50	5	960,00000	6,8669333			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-h	38	5	1.920,00000	7,5600805			Nuehauser y cols., 1985
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-c	38	5	1.920,00000	7,5600805			Nuehauser y cols., 1985
Eisenia foetida	Oligochaeta	210	NOEC-I	10	20	252,00000	5,5294291			Spurgeon y cols., 1994
Eisenia foetida	Oligochaeta	32	NOEC-h	10	20	38,40000	3,6480575			Spurgeon y cols., 1994
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	30	NOEC-h	3,4	17	38,91892	3,6614805			Ma, 1983
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	130	NOEC-h	5,7	2	283,63636	5,647693			Ma, 1984

<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>% arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>InNOEC</b>	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	13	NOEC-h	3,4	17	<b>16,86486</b>	<b>2,8252325</b>	Ma, 1984
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	63	NOEC-hj	3,4	17	<b>81,72973</b>	<b>4,4034178</b>	Ma, 1984
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	373	NOEC-c	3,4	17	<b>483,89189</b>	<b>6,1818615</b>	Ma, 1984
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	80	NOEC-h	6	4	<b>160,00000</b>	<b>5,0751738</b>	Ma, 1988
Allobophora caliginosa	Oligochaeta	50	NOEC-h	5	2	<b>109,09091</b>	<b>4,6921816</b>	Martin, 1986
Allobophora caliginosa	Oligochaeta	500	NOEC-l	2	5	<b>960,00000</b>	<b>6,8669333</b>	Martin, 1986
Allobophora caliginosa	Oligochaeta	100	NOEC-c	2	5	<b>192,00000</b>	<b>5,2574954</b>	Martin, 1986
Allobophora caliginosa	Oligochaeta	27	NOEC-h	6	4	<b>54,00000</b>	<b>3,988984</b>	Ma, 1988
Octolasion cyaneum	Oligochaeta	153	NOEC-l	24,1		<b>367,20000</b>	<b>5,9059067</b>	Jaggy y Streit, 1982
Octolasion cyaneum	Oligochaeta	1214	NOEC-l			<b>2.913,60000</b>	<b>7,9771447</b>	Jaggy y Streit, 1982
Allobophora chlorotica	Oligochaeta	28	NOEC-h	6	4	<b>56,00000</b>	<b>4,0253517</b>	Ma, 1988
Onychiurus armatus	Collembola	2608	NOEC-c	95	0	<b>6.259,20000</b>	<b>8,7418077</b>	Bengtsson y cols., 1985
Platynothrus peltifer	Acari	598	NOEC-c	95	0	<b>1.435,20000</b>	<b>7,2690595</b>	Denmeman y van Straalen, 1991
Platynothrus peltifer	Acari	168	NOEC-r	95	0	<b>403,20000</b>	<b>5,9994327</b>	Denmeman y van Straalen, 1991
Platynothrus peltifer	Acari	200	NOEC-r	20	10	<b>320,00000</b>	<b>5,768321</b>	Gestel y cols., 1995
Platynothrus peltifer	Acari	200	NOEC-c	20	10	<b>320,00000</b>	<b>5,768321</b>	Gestel y cols., 1995

Eisenia foetida	Oligochaeta	293	NOEC-I	20	10	<b>468,80000</b>	<b>6,1501762</b>	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	29	NOEC-h	20	10	<b>46,40000</b>	<b>3,8372995</b>	Spurgeon y Hopkin, 1995
Plectus acuminatus	Nematoda	32	NOEC-po	10	20	<b>38,40000</b>	<b>3,6480575</b>	Kammenga y cols., 1996
Arion ater	Mollusca	25	NOEC-cn	86	0	<b>60,00000</b>	<b>4,0943446</b>	Marigomez y cols., 1986

<b>especies</b>	<b>12</b>	<b>xm=</b>	<b>5,5507988</b>
<b>grupos</b>	<b>5</b>	<b>sm=</b>	<b>1,4660387</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>36</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>2,68</b>
<b>HC50=</b>	<b>257,44312</b>		
<b>HC10=</b>	<b>18,666381</b>		

<b>Cromo (III)</b>									
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>InNOEC</b>			
Eisenia andrei	Oligochaeta	287	NOEC-c	10,4	<b>22,04800</b>	<b>3,0932219</b>			Gestel y cols., 1989b
Eisenia andrei	Oligochaeta	287	NOEC-h	10,4	<b>22,04800</b>	<b>3,0932219</b>			Gestel y cols., 1989b
Eisenia andrei	Oligochaeta	320	NOEC-c	20	<b>42,40000</b>	<b>3,7471484</b>			Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-h	20	<b>42,40000</b>	<b>3,7471484</b>			Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-r	20	<b>42,40000</b>	<b>3,7471484</b>			Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-j	20	<b>42,40000</b>	<b>3,7471484</b>			Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	10	NOEC-j	20	<b>42,40000</b>	<b>3,7471484</b>			Gestel y cols., 1992
Eisenia andrei	Oligochaeta	32	NOEC-j	5	<b>10,60000</b>	<b>2,360854</b>			Gestel y cols., 1993
Eisenia andrei	Oligochaeta	320	NOEC-c	5	<b>10,60000</b>	<b>2,360854</b>			Gestel y cols., 1993
Eisenia foetida	Oligochaeta	250	NOEC-c	12,6	<b>26,71200</b>	<b>3,2851129</b>			Molnar y cols., 1989
Eisenia foetida	Oligochaeta	250	NOEC-r	250	<b>26,71200</b>	<b>3,2851129</b>			Molnar y cols., 1989
Eisenia andrei	Oligochaeta	287	NOEC	287	<b>22,04800</b>	<b>3,0932219</b>			Gestel y cols., 1989b

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>3,2756118</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,5121502</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>12</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>2,87</b>
<b>HC50=</b>	<b>26,459408</b>		
<b>HC10=</b>	<b>9,9137222</b>		

<b>Mercurio</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>		
Octolasion pattoni	Oligochaeta	0,5	NOEC-l	<b>0,6931472</b>	Abbasi y Soni, 1983	
Eisenia foetida	Oligochaeta	520	NOEC-c	<b>6,2538288</b>	Hartenstein y cols., 1981	
Eisenia foetida	Oligochaeta	100	NOEC-l	<b>4,6051702</b>	Fischer y Koszorus, 1992	
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	0,12	NOEC-nf	<b>2,1202636</b>	Schmidt y cols., 1991	
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	0,12	NOEC-c	<b>2,1202636</b>	Schmidt y cols., 1984	

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>1,1850649</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>3,9612991</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>5</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>8</b>	<b>dm=</b>	<b>4,47</b>
<b>HC50=</b>	<b>3,2708992</b>		
<b>HC10=</b>	<b>2,391E-05</b>		

<b>Molibdeno</b>									
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>% arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>lnNOEC</b>		
Reticulitermes flavipes	Insecta	1000	NOEC-1			1.833,333333	7,5138911	Eisler, 1989	
Arion ater	Mollusca	200	NOEC-cn	86	0	366,66667	5,9044532	Ireland, 1994	
Arion ater	Mollusca	200	NOEC-c	86	0	366,66667	5,9044532	Ireland, 1994	

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>6,4409325</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>0,9292094</b>
<b>método</b>	<b>2a</b>	<b>m =</b>	<b>3</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>7</b>	<b>dm=</b>	<b>8,14</b>
<b>HC50=</b>	<b>626,99118</b>		
<b>HC10=</b>	<b>4,0119372</b>		

<b>Níquel</b>									
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>% arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>lnNOEC</b>		
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	50	NOEC-h	3,4	17	<b>68,96552</b>	<b>4,2336066</b>	Ma, 1983	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	85	NOEC-c	8	17	<b>117,24138</b>	<b>4,7642349</b>	Ma, 1982	
Eisenia foetida	Oligochaeta	100	NOEC-h	50	5	<b>235,29412</b>	<b>5,4608363</b>	Malecki y cols., 1982	
Eisenia foetida	Oligochaeta	400	NOEC-c	50	5	<b>941,17647</b>	<b>6,8471307</b>	Malecki y cols., 1982	
Eisenia foetida	Oligochaeta	159	NOEC-c			<b>530,00000</b>	<b>6,272877</b>	Hartenstein y cols., 1981	
Eisenia foetida	Oligochaeta	250	NOEC-c	38	5	<b>588,23529</b>	<b>6,377127</b>	Nuehauser y cols., 1985	

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>5,6593021</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>1,0174306</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>6</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3,93</b>
<b>HC50=</b>	<b>286,94831</b>		
<b>HC10=</b>	<b>19,861788</b>		

<b>Plomo</b>										
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>%mat. org.</b>	<b>%arcilla</b>	<b>NOEC st</b>	<b>lnNOEC</b>			
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	560	NOEC-r	9,7	5	<b>618,00853</b>	<b>6,4265023</b>			Bengtsson y cols., 1986
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	564	NOEC-r	9,7	5	<b>622,42288</b>	<b>6,4336197</b>			Bengtsson y cols., 1986
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	130	NOEC-r	9,7	5	<b>143,46627</b>	<b>4,9660999</b>			Bengtsson y cols., 1986
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	200	NOEC-h	3,4	17	<b>251,14155</b>	<b>5,5260167</b>			Ma, 1983
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	3000	NOEC-l	8	17	<b>2.953,02013</b>	<b>7,9905837</b>			Ma, 1982
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	1000	NOEC-c	8	17	<b>984,34004</b>	<b>6,8919714</b>			Ma, 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-h	50	5	<b>353,41365</b>	<b>5,8676392</b>			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-c	50	5	<b>353,41365</b>	<b>5,8676392</b>			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	36000	NOEC-c			<b>99,000,0000</b>	<b>11,502875</b>			Hartenstein y cols., 1981
Eisenia foetida	Oligochaeta	5000	NOEC-c	38	5	<b>2.215,50856</b>	<b>7,7032373</b>			Nuehauser y cols., 1985
Eisenia foetida	Oligochaeta	2190	NOEC-l	10	20	<b>1.889,41176</b>	<b>7,5440208</b>			Spurgeon y cols., 1994
Eisenia foetida	Oligochaeta	1810	NOEC-h	10	20	<b>1.561,56863</b>	<b>7,3534461</b>			Spurgeon y cols., 1994
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	1000	NOEC	1	0	<b>2.430,93923</b>	<b>7,796033</b>			Martin, 1986
Porcellio scaber	Isopoda	6400	NOEC-po	95	0	<b>1.306,72854</b>	<b>7,175282</b>			Beyer y Anderson, 1985
Porcellio scaber	Isopoda	40	NOEC	95	0	<b>8,16705</b>	<b>2,1001082</b>			Capelleveen, 1985
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	100	NOEC			<b>275,00000</b>	<b>5,6167711</b>			Schmidt y cols., 1991
Onychiurus armatus	Collembola	1096	NOEC-r	95	0	<b>223,77726</b>	<b>5,4106512</b>			Bengtsson y cols., 1985

Onychiurus armatus	Collembola	1096	NOEC-c	95	0	223,77726	5,4106512	Bengtsson y cols., 1985
Platynothrus peltifer	Acari	430	NOEC-c	95	0	87,79582	4,4750139	Denneman y van Straalen, 1991
Platynothrus peltifer	Acari	430	NOEC-r	95	0	87,79582	4,4750139	Denneman y van Straalen, 1991
Mesorhabditis monhystra	Nematoda	7,6	NOEC-po			20,90000	3,0397491	Doelman y cols., 1984
Aphelenchus avenae	Nematoda	0,01	NOEC-po			0,02750	-3,593569	Doelman y cols., 1984
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50	NOEC-nf			137,50000	4,9236239	Schmidt y cols., 1984
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50	NOEC-c			137,50000	4,9236239	Schmidt, 1992
Eisenia foetida	Oligochaeta	4793	NOEC-l	20	10	3,244,49231	8,0847142	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	608	NOEC-h	20	10	411,56923	6,0199772	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	1966	NOEC-c	20	10	1,330,83077	7,1935587	Spurgeon y Hopkin, 1995

<b>especies</b>	<b>10</b>	<b>xm=</b>	<b>5,8194390</b>
<b>grupos</b>	<b>6</b>	<b>sm=</b>	<b>2,6104195</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>27</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>2,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>336,78307</b>		
<b>HC10=</b>	<b>4,3854002</b>		

<b>Zinc</b>										
especie	grupo	ppm	efecto org.	%mat.	%arc.	NOEC st	ImNOEC			
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-h	50	5	1.766.66667	7.4768498			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	5000	NOEC-c	50	5	8.833.33333	9.0862877			Malecki y cols., 1982
Eisenia foetida	Oligochaeta	2400	NOEC-c			5.088.00000	8.5346401			Hartenstein y cols., 1981
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-h	38	5	1.766.66667	7.4768498			Neuhauser y cols., 1985
Eisenia foetida	Oligochaeta	2500	NOEC-c	38	5	4.416.66667	8.3931405			Neuhauser y cols., 1985
Eisenia foetida	Oligochaeta	289	NOEC-l	10	20	340.37778	5.8300561			Spurgeon y cols., 1994
Eisenia foetida	Oligochaeta	199	NOEC-h	10	20	234.37778	5.4569342			Spurgeon y cols., 1994
Eisenia andrei	Oligochaeta	320	NOEC-h	38	5	565.33333	6.3374155			Gestel y cols., 1993
Porcellio scaber	Isopoda	800	NOEC-po	95	0	1.696.00000	7.4360278			Beyer y Anderson, 1985
Porcellio scaber	Isopoda	398	NOEC-c	95	0	843.76000	6.7378681			Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	1000	NOEC-cn	95	0	2.120.00000	7.6591714			Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	2000	NOEC	95	0	4.240.00000	8.3523185			Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	2000	NOEC	95	0	4.240.00000	8.3523185			Capelleveen, 1987
Porcellio scaber	Isopoda	1700	NOEC-cn	95	0	3.604.00000	8.1897996			Donker, 1992
Arion lusitanicus	Mollusca	98	NOEC-r			207.76000	5.3363836			Posthuma y van Straalen, 1993
Porcellio scaber	Isopoda	2000	NOEC-a	95	0	4.240.00000	8.3523185			Drobne y Hopkin, 1995
Oniscus asellus	Isopoda	2000	NOEC-a	95	0	4.240.00000	8.3523185			Drobne y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	274	NOEC-l	5		580.88000	6.3645442			Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	702	NOEC-l	10		1.488.24000	7.3053495			Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	1048	NOEC-l	15		2.221.76000	7.706055			Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	366	NOEC-l	5		775.92000	6.6540494			Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	256	NOEC-l	10		542.72000	6.2965935			Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	368	NOEC-l	15		780.16000	6.659499			Spurgeon y Hopkin, 1996

Eisenia foetida	Oligochaeta	197	NOEC-I	5		417,64000	6,0346198	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	168	NOEC-I	10		356,16000	5,8753801	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	184	NOEC-I	15		390,08000	5,9663518	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	97	NOEC-h	5		205,64000	5,3261271	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	553	NOEC-h	10		1.172,36000	7,0667741	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	484	NOEC-h	15		1.026,08000	6,933501	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	85	NOEC-h	5		180,20000	5,1940673	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	183	NOEC-h	10		387,96000	5,9609022	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	414	NOEC-h	15		877,68000	6,7772821	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	115	NOEC-h	5		243,80000	5,4963482	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	161	NOEC-h	10		341,32000	5,8328205	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	223	NOEC-h	15		472,76000	6,1585879	Spurgeon y Hopkin, 1996
Eisenia foetida	Oligochaeta	442	NOEC-I	20	10	669,31429	6,5062537	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	237	NOEC-h	20	10	358,88571	5,883004	Spurgeon y Hopkin, 1995
Eisenia foetida	Oligochaeta	400	NOEC-c	20	10	605,71429	6,4064084	Spurgeon y Hopkin, 1995
Anton ater	Mollusca	10	NOEC	86	0	21,20000	3,0540012	Marigómez y cols., 1986

<b>especies</b>	<b>6</b>	<b>xm=</b>	<b>6,7389543</b>
<b>grupos</b>	<b>3</b>	<b>sm=</b>	<b>1,2222144</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>39</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>2,68</b>
<b>HC50=</b>	<b>844,67701</b>		
<b>HC10=</b>	<b>94,755772</b>		

**COMPUESTOS AROMATICOS VOLATILES**

<b>Tolueno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>		
Eisenia foetida	Oligochaeta	155	NOEC-l	<b>5,0434251</b>	Vonk y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	49,6	NOEC-h	<b>3,9039908</b>	Vonk y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	15,5	NOEC-nit	<b>2,7408400</b>	Vonk y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	155	NOEC-h	<b>5,0434251</b>	Vonk y cols., 1986	

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>4,1829203</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>1,101262</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>5,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>65,557018</b>		
<b>HC10=</b>	<b>1,1560263</b>		

<b>Fenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnEC50-1</b>		
Eisenia foetida	Oligochaeta	401	EC50-1	<b>5,9939614</b>	Neuhauser y cols., 1986	
Allolobophora tuberculata	Oligochaeta	450	EC50-1	<b>6,1092476</b>	Neuhauser y cols., 1986	
Eudrilus eugeniae	Oligochaeta	188	EC50-1	<b>5,2364420</b>	Neuhauser y cols., 1986	
Perionyx excavatus	Oligochaeta	258	EC50-1	<b>5,5529596</b>	Neuhauser y cols., 1986	

<b>especies</b>	<b>4</b>	<b>xm=</b>	<b>5,7231526</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,4034268</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>5,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>30,58677</b>		
<b>HC10=</b>	<b>6,9681267</b>		

**HIDROCARBUROS POLICICLICOS AROMATICOS (PAHs)**

<b>Benzo(a)antraceno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>		
Porcellio scaber	Isopoda	121	NOEC-c	<b>4,7957905</b>	Brummelen y cols., 1996	
Oniscus asellus	Isopoda	3,7	NOEC-c	<b>1,3083328</b>	Brummelen y cols., 1996	
Oniscus asellus	Isopoda	380	NOEC-r	<b>5,9401713</b>	Brummelen y cols., 1996	
Oniscus asellus	Isopoda	380	NOEC-l	<b>5,9401713</b>	Brummelen y cols., 1996	

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>4,4961165</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>2,1925904</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3</b>
<b>HC50=</b>	<b>89,668225</b>		
<b>HC10=</b>	<b>1,108469</b>		

<b>Benzo(a)pireno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>	<b>Brummelen y Stuifzand, 1993</b>	<b>Brummelen y Stuifzand, 1993</b>
Oniscus asellus	Isopoda	31,6	NOEC-c	3,4531571	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993
Oniscus asellus	Isopoda	31,6	NOEC-l	3,4531571	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993
Porcellio scaber	Isopoda	31,6	NOEC-c	3,4531571	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993
Porcellio scaber	Isopoda	25	NOEC-c	3,2188758	Straalen y Verweij, 1991	Straalen y Verweij, 1991
Porcellio scaber	Isopoda	105,9	NOEC-c	4,6624953	Brummelen y cols., 1996	Brummelen y cols., 1996
Porcellio scaber	Isopoda	105	NOEC-c	4,6539604	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993
Oniscus asellus	Isopoda	105	NOEC-c	4,6539604	Brummelen y cols., 1996	Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	105	NOEC-r	4,6539604	Brummelen y cols., 1996	Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	105	NOEC-l	4,6539604	Brummelen y cols., 1996	Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	105	NOEC-c	4,6539604	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993
Oniscus asellus	Isopoda	330	NOEC-l	5,7990927	Brummelen y Stuifzand, 1993	Brummelen y Stuifzand, 1993

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>4,3008852</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,795322</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>11</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>2,96</b>
<b>HC50=</b>	<b>73,76506</b>		
<b>HC10=</b>	<b>15,311473</b>		

<b>Fenantreno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>		
Porcellio scaber	Isopoda	235	NOEC-c	<b>5,4595855</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	235	NOEC-c	<b>5,4595855</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	235	NOEC-r	<b>5,4595855</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	235	NOEC-l	<b>5,4595855</b>		Brummelen y cols., 1996
Folsomia candida	Collembola	74,8	NOEC-r	<b>4,3148179</b>		Bowmer y cols., 1993
Folsomia candida	Collembola	133,6	NOEC-l	<b>4,8948503</b>		Bowmer y cols., 1993
Eisenia foetida	Oligochaeta	99,7	NOEC-r	<b>4,6021656</b>		Bowmer y cols., 1993
Eisenia foetida	Oligochaeta	320	NOEC-l	<b>5,7683210</b>		Bowmer y cols., 1993

<b>especies</b>	<b>4</b>	<b>xm=</b>	<b>5,1773121</b>
<b>grupos</b>	<b>3</b>	<b>sm=</b>	<b>0,5102491</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>8</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>3,37</b>
<b>HC50=</b>	<b>177,20586</b>		
<b>HC10=</b>	<b>56,197523</b>		

<b>Fluoranteno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>		
Porcellio scaber	Isopoda	267	NOEC-c	<b>5,5872487</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	267	NOEC-c	<b>5,5872487</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	267	NOEC-r	<b>5,5872487</b>		Brummelen y cols., 1996
Oniscus asellus	Isopoda	267	NOEC-l	<b>5,5872487</b>		Brummelen y cols., 1996
Enchytraeus crypticus	Oligochaeta	1213	NOEC-r	<b>7,1008519</b>		Achazi y cols., 1995
Enchytraeus crypticus	Oligochaeta	1213	NOEC-l	<b>7,1008519</b>		Achazi y cols., 1995

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>6,091783075</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>0,781621358</b>
<b>método</b>	<b>2a</b>	<b>m =</b>	<b>6</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>8</b>	<b>dm=</b>	<b>3,93</b>
<b>HC50=</b>	<b>442,2092009</b>		
<b>HC10=</b>	<b>56,83883203</b>		

<b>Naftaleno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InEC50-1</b>		
Daphnia magna	Crustacea	2,305	EC50	<b>0,8350807</b>		Muñoz y Tarazona, 1994
Daphnia magna	Crustacea	2,194	EC50	<b>0,7857264</b>		Muñoz y Tarazona, 1994
Daphnia magna	Crustacea	6,6	EC50-1	<b>1,8870696</b>		Darville y Wilhm, 1984
Daphnia pulex	Crustacea	17	EC50-1	<b>2,8332133</b>		Millemann y cols., 1984
Chironomus attenuatus	Insecta	13	EC50-1	<b>2,5649494</b>		Darville y Wilhm, 1984
Chironomus tentans	Insecta	2,81	EC50-1	<b>1,0331845</b>		Millemann y cols., 1984
Tanytarsus dissimilis	Insecta	12,6	EC50-1	<b>2,5336968</b>		Darville y Wilhm, 1984
Physa gyrina	Mollusca	5,02	EC50-1	<b>1,6134299</b>		Millemann y cols., 1984
Elasmopus pecteniscus	Crustacea	2,68	EC50-1	<b>0,9858168</b>		Neff, 1979
Physa gyrina	Mollusca	5,02	EC50-1	<b>1,6134299</b>		Millemann y cols., 1984
Daphnia magna	Crustacea	2,16	EC50-m	<b>0,7701083</b>		Millemann y cols., 1984
Gammarus minus	Crustacea	3,93	EC50-1	<b>1,3686394</b>		Millemann y cols., 1984
Chironomus tentans	Insecta	2,81	EC50-1	<b>1,0331845</b>		Millemann y cols., 1984

<b>especies</b>	<b>8</b>	<b>xm=</b>	<b>1,5275023</b>
<b>grupos</b>	<b>3</b>	<b>sm=</b>	<b>0,7273437</b>
<b>método</b>	<b>4</b>	<b>m =</b>	<b>13</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>2,8</b>
<b>HC50=</b>	<b>0,4606656</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,1182145</b>		

**PESTICIDAS**

<b>Lindano</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>
Eisenia andrei	Oligochaeta	57	NOEC-I	<b>4,0430513</b>	NOEC-I	Belfroid y cols., 1993
Hypoaspis aculeifer	Acari	100	NOEC-I	<b>4,6051702</b>	NOEC-I	Schlosser y Riepert, 1992
Folsomia candida	Collembola	0.01	NOEC	<b>4,6051702</b>	NOEC	Thompson y Gore, 1972
Onychiurus fimatus	Collembola	178	NOEC-I	<b>5,1817836</b>	NOEC-I	Schlosser y Riepert, 1992
Eisenia foetida	Oligochaeta	8	NOEC-t	<b>2,0794415</b>	NOEC-t	Stenersen, 1979
Enchytraeus sp.	Oligochaeta	50	NOEC-I	<b>3,9120230</b>	NOEC-I	Schlosser y Riepert, 1992
Enchytraeus sp.	Oligochaeta	50	NOEC-r	<b>3,9120230</b>	NOEC-r	Schlosser y Riepert, 1992
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	10	NOEC-h	<b>2,3025851</b>	NOEC-h	Ma, 1983
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	12	NOEC-h	<b>2,4849066</b>	NOEC-h	Ma, 1983
Lumbricus terrestris	Oligochaeta	1.7	NOEC-m	<b>0,5306283</b>	NOEC-m	Fayolle, 1979
Eisenia andrei	Oligochaeta	57	NOEC-I	<b>4,0430513</b>	NOEC-I	Belfroid y cols., 1993
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	10	NOEC	<b>2,3025851</b>	NOEC	Ma, 1983

<b>especies</b>	<b>8</b>	<b>xm=</b>	<b>2,5660066</b>
<b>grupos</b>	<b>3</b>	<b>sm=</b>	<b>2,6100847</b>
<b>método</b>	<b>1a</b>	<b>m =</b>	<b>12</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>10</b>	<b>dm=</b>	<b>2,87</b>
<b>HC50=</b>	<b>13,013751</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,0874213</b>		

<b>Carbofurano</b>					
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>	
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	0,1	NOEC	<b>-2,3025851</b>	Martin, 1986
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	0,59	NOEC	<b>-0,5276328</b>	Martin, 1986
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	0,05	NOEC-h	<b>-2,9957323</b>	Martin, 1986

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>-1,941983374</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>1,27295088</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>3</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3</b>
<b>HC50=</b>	<b>0,014341921</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,001119258</b>		

**DISOLVENTES CLORADOS**

<b>Clorobencenos</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>		
Eisenia andrei	Oligochaeta	100	NOEC-c	<b>4,6051702</b>	Gestel y cols., 1989	
Eisenia andrei	Oligochaeta	56	NOEC-c	<b>4,0253517</b>	Gestel y cols., 1989	
Eisenia andrei	Oligochaeta	56	NOEC-c	<b>4,0253517</b>	Gestel y cols., 1989	
Eisenia andrei	Oligochaeta	180	NOEC-c	<b>5,1929569</b>	Gestel y cols., 1989	

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>4,4622076</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,586051</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>5,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>86,67865</b>		
<b>HC10=</b>	<b>11,178627</b>		

<b>Monoclorofenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InEC50-I</b>		
Eisenia andrei	Oligochaeta	134	EC50-I	<b>4,8978398</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	79	EC50-I	<b>4,3694479</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	130	EC50-I	<b>4,8675345</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	423	EC50-I	<b>6,0473722</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	342	EC50-I	<b>5,8348107</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	140	EC50-I	<b>4,9416424</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	247	EC50-I	<b>5,5093883</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	633	EC50-I	<b>6,4504704</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	150	EC50-I	<b>5,0106353</b>		Gestel y Ma, 1988
Eisenia foetida	Oligochaeta	56	EC50-I	<b>4,0253517</b>		Gestel y Ma, 1988

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>5,1954493</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,756767386</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>10</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3,06</b>
<b>HC50=</b>	<b>18,04492038</b>		
<b>HC10=</b>	<b>3,843017505</b>		

<b>Diclorofenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnEC50-1</b>		
Eisenia andrei	Oligochaeta	240	EC50-1	<b>5,4806389</b>	Gestel y Ma, 1990	
Eisenia andrei	Oligochaeta	134	EC50-1	<b>4,8978398</b>	Gestel y Ma, 1990	
Eisenia andrei	Oligochaeta	177	EC50-1	<b>5,1761497</b>	Gestel y Ma, 1990	
Eisenia andrei	Oligochaeta	423	EC50-1	<b>6,0473722</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	486	EC50-1	<b>6,1862086</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	352	EC50-1	<b>5,8636312</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	322	EC50-1	<b>5,7745515</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	680	EC50-1	<b>6,5220928</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	303	EC50-1	<b>5,7137328</b>	Gestel y Ma, 1988	
Eisenia foetida	Oligochaeta	100	EC50-1	<b>4,6051702</b>	Gestel y Ma, 1988	

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>5,6267388</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,594082311</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>10</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3,06</b>
<b>HC50=</b>	<b>27,77548186</b>		
<b>HC10=</b>	<b>8,248463954</b>		

<b>Triclorofenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InEC50-I</b>		
Eisenia andrei	Oligochaeta	76	EC50-I	<b>4,3307333</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	46	EC50-I	<b>3,8286414</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	63	EC50-I	<b>4,1431347</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia andrei	Oligochaeta	165	EC50-I	<b>5,1059455</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	316	EC50-I	<b>5,7557422</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	235	EC50-I	<b>5,4595855</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	362	EC50-I	<b>5,8916442</b>		Gestel y Ma, 1990
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	875	EC50-I	<b>6,7742239</b>		Gestel y Ma, 1990
Eisenia foetida	Oligochaeta	58	EC50-I	<b>4,0604430</b>		Neuhauser y cols., 1986
Tuberculata	Oligochaeta	108	EC50-I	<b>4,6821312</b>		Neuhauser y cols., 1986
Eudrilus eugeniae	Oligochaeta	85	EC50-I	<b>4,4426513</b>		Neuhauser y cols., 1986
Perionyx excavatus	Oligochaeta	78	EC50-I	<b>4,3567088</b>		Neuhauser y cols., 1986
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	201	EC50-I	<b>5,3033049</b>		Gestel y Ma, 1988
Eisenia foetida	Oligochaeta	52	EC50-I	<b>3,9512437</b>		Gestel y Ma, 1988

<b>especies</b>	<b>6</b>	<b>xm=</b>	<b>4,8632953</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,873948792</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>14</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>2,74</b>
<b>HC50=</b>	<b>12,94500723</b>		
<b>HC10=</b>	<b>2,615357264</b>		

<b>Tetraclorofenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnEC50-I</b>		
Eisenia andrei	Oligochaeta	166	EC50-I	<b>5,1119878</b>	Gestel y Ma, 1990	
Eisenia andrei	Oligochaeta	117	EC50-I	<b>4,7621739</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	875	EC50-I	<b>6,7742239</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	515	EC50-I	<b>6,2441669</b>	Gestel y Ma, 1990	
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	514	EC50-I	<b>6,2422233</b>	Gestel y Ma, 1988	
Eisenia foetida	Oligochaeta	116	EC50-I	<b>4,7535902</b>	Gestel y Ma, 1988	

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>5,6480610</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,877366776</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>6</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>3,93</b>
<b>HC50=</b>	<b>28,37407572</b>		
<b>HC10=</b>	<b>2,836595224</b>		

<b>Pentaclorofenoles</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>		
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	52	NOEC-I	<b>3,9512437</b>	Gestel y Ma, 1990	
Eisenia foetida	Oligochaeta	15,5	NOEC-I	<b>2,7408400</b>	Vonk y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	8,7	NOEC-h	<b>2,1633230</b>	Vonk y cols., 1986	
Eisenia foetida	Oligochaeta	5	NOEC-nij.	<b>1,6094379</b>	Vonk y cols., 1986	
Plectus acuminatus	Nematoda	10	NOEC-po	<b>2,3025851</b>	Kammenga y cols., 1996	

<b>especies</b>	<b>3</b>	<b>xm=</b>	<b>2,5534860</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>0,87966377</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>5</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>8</b>	<b>dm=</b>	<b>4,47</b>
<b>HC50</b>	<b>12.85182662</b>		
<b>HC10=</b>	<b>0,929909485</b>		

<b>Tetracloroetileno</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>	<b>lnNOEC</b>	
Eisenia foetida	Oligochaeta	50	NOEC-l	<b>3,9120230</b>		Vonk y cols., 1986
Eisenia foetida	Oligochaeta	28	NOEC-h	<b>3,3322045</b>		Vonk y cols., 1986
Eisenia foetida	Oligochaeta	28	NOEC-nit	<b>3,3322045</b>		Vonk y cols., 1986

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>3,5254773</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,3347584</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>3</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>8,14</b>
<b>HC50=</b>	<b>33,969985</b>		
<b>HC10=</b>	<b>5,5044642</b>		

<b>Dicloroetano</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>InNOEC</b>		
Daphnia magna	Crustacea	10,6	NOEC-r	<b>2,3608540</b>	Richter y cols., 1983	
Daphnia magna	Crustacea	41,6	NOEC-c	<b>3,7281001</b>	Richter y cols., 1983	
Daphnia magna	Crustacea	11	NOEC-r	<b>2,3978953</b>	Richter y cols., 1983	
Daphnia magna	Crustacea	42	NOEC-c	<b>3,7376696</b>	Richter y cols., 1983	

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>3,056129765</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,781605554</b>
<b>método</b>	<b>4</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>4</b>
<b>HC50=</b>	<b>21,24517402</b>		
<b>HC10=</b>	<b>2,632849769</b>		

**OTROS COMPUESTOS CLORADOS**

<b>Dioxinas, furanos</b>					
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>	
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	5	NOEC-1	<b>1,6094379</b>	Reinecke y Nash, 1984
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	9,6	NOEC-1	<b>2,2617631</b>	Cronmentuijn y cols., 1995b
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	5	NOEC-1	<b>1,6094379</b>	Denneman y van Gestel, 1990a
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	9,6	NOEC-1	<b>2,2617631</b>	Denneman y van Gestel, 1990a

<b>especies</b>	<b>1</b>	<b>xm=</b>	<b>1,9356005</b>
<b>grupos</b>	<b>1</b>	<b>sm=</b>	<b>0,3766201</b>
<b>método</b>	<b>3</b>	<b>m =</b>	<b>4</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>2</b>	<b>dm=</b>	<b>5,49</b>
<b>HC50=</b>	<b>6,9282034</b>		
<b>HC10=</b>	<b>1,7413661</b>		

<b>PCBs (Aroclor 1254)</b>						
<b>especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>efecto</b>	<b>lnNOEC</b>		
Acroboloides nanus	Nematoda	0,1	NOEC-h	-2,3025851	Wasilewska y cols., 1975	
Eisenia foetida	Oligochaeta	0,00625	NOEC-l	-5,0751738	Fitzpatrick y cols., 1992	

<b>especies</b>	<b>2</b>	<b>xm=</b>	<b>3,688879</b>
<b>grupos</b>	<b>2</b>	<b>sm=</b>	<b>1,9605163</b>
<b>método</b>	<b>2a</b>	<b>m =</b>	<b>2</b>
<b>fiabilidad</b>	<b>6</b>	<b>dm=</b>	<b>27,7</b>
<b>HC50=</b>	<b>0,025</b>		
<b>HC10=</b>	<b>4,427E-18</b>		

Lurzoruaren kalitatearen ebaluazioa funtsezko kudeaketa-elementua da lurzoria babesteko edozein politikatan eta poluitutako guneak berreskuratzeari dagokionez batez ere. Euskal Autonomia Erkidegoan lurzoru horiek pixkanaka berreskuratzeko jarritako jarraibideak «erabilerarako egokitu» (*fitness for use*) printzipioan oinarritzen dira. Europako gainerako herrialdeetako oraingo joerekin ados dagoen aukera pragmatikoa da eta, halaber, orube horiek berriz erabiltzeko aukera egitean «lurzoru berdea» sustatzen du. Hori praktikan jartzeak, babesteko xede nagusi den lurzoruak, erabileraren arabera, giza osasun edota ingurugiroarentzat izan ditzakeen arriskuak azterketa eta ebaluazioa zehatz egitea eskatzen du.

Poluitutako guneak ikertzeko onartutako protokoloarekin batera, bi erreminta-mota hartu dira arrisku horiek aztertzeko. Alde batetik, hainbat erabilera-eszenatoki dagozkion estandar generikoak (Ebaluaziorako Balio Adierazgarriak edo EBA deiturikoak). Balio horien eginkizuna, aztertzeko fasean arriskuak alde aurretik ebaluatzeko tresna arina eskaintzea da, beharrak zehaztu eta ikerketako hurrengo fasean jarraitu beharreko urratsak zehaztuko dituen. Bestetik, lurzoria poluituta egoteak giza osasunarentzat edota ingurugiroarentzat izan ditzakeen arriskuak aztertzeko gida metodologikoa egin da. Analisisian kontuan izan beharreko irizpideak zehazten dira kasu bakoitzean. Ikuspegi bikoitz horrekin, beharrei eta ikerketaren konplexutasunari dagokionez, batetik, eta ebaluazioaren emaitzak bermatzeari dagokionez, bestetik, kostu-mozkin balantze optimoa lortu nahi da.

Agiri honetan, Euskal Autonomia Erkidegoan aplikatzekoak diren eta osasuna

babesteko lurzorian onargarri diren balio maximoak (EBA-B) aurkezten dira eta horiek lortzeko erabilitako metodologia ere bai. Balioak giza osasunean izan dezakeen eragina oinarri hartuta eta beraz arrisku-hartzaile nagusitzat hartuz ezarri badira ere, horiek finkatzean, beste hartzaile edo ingurugiro-konpartimentu batzuetan izan ditzakeen eraginak kontuan hartzeko faktoreak ere sartu dira, barriaduraren bidez. Aukera hori, ingurugiro-agenteen aurrean giza osasuna babesteari dagokionez, ikuspegi modernoekin ados dagoen aukera da; izan ere, horiek giza osasunaren eta horrekiko paralelismoz ekosistemen «osasun» deitu denaren arteko eraginak hartzen baitituzte kontuan.

Azkenik, inplikaturako hainbat diziplinako oraingo ezagutza-mailaren arabera ondorioztatu direla azpimarratu nahiko nuke eta dauden zalantzak handiak diren kasuetan zuhurtasun-printzipioa nagusitu dela. Horrek, ordea, ez du aplikatzeko oztopo izan behar; aitzitik, lurzoru poluituak kudeatzeari dagokionez erabakiak hartzeko funtsezkoa den eremu honetan lanean jarraitzeko bultzagarri izan behar du.

La evaluación de la calidad del suelo constituye un elemento clave de gestión, en el marco de cualquier política de protección del suelo y muy especialmente en relación con la recuperación de los emplazamientos contaminados. Para la recuperación paulatina de estos suelos, las líneas directrices establecidas en el ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco se basan en el principio de la "adecuación para el uso" (*"fitness for use"*). Se trata de una opción pragmática, concordante con las tendencias actuales en el resto de los países europeos que, al mismo tiempo, contribuye a la preservación del "suelo verde" al favorecer la reutilización de estos solares. Su puesta en práctica requiere el análisis y evaluación rigurosos de los riesgos que, en función de su uso, un suelo puede representar para la salud humana y/o el medio ambiente considerados como principales objetivos de protección.

Son dos los tipos de herramientas que, ligados al protocolo adoptado para la investigación de los emplazamientos contaminados, se han establecido para el análisis de estos riesgos. Por un lado, unos estándares genéricos (designados como Valores Indicativos de Evaluación o VIEs), referidos a diferentes escenarios de uso. La función de estos valores es la de proporcionar un instrumento ágil para una evaluación preliminar de los riesgos a nivel de la fase exploratoria que determine la necesidad y marque las pautas de la ulterior fase de investigación. Por otro lado, se ha elaborado una guía metodológica para el análisis de los riesgos para la salud humana y/o los ecosistemas que se derivan de la presencia de un suelo contaminado, en la cual se establecen los criterios a seguir en un análisis caso por caso. Con este enfoque de tipo mixto se pretende lograr un balance coste-beneficio óptimo con respecto a las necesidades y complejidad de la investigación por un lado, y a las garantías de los resultados de la evaluación resultante por otro.

En este documento se presentan los valores máximos admisibles en suelo (VIE-B) para la protección de la salud de aplicación en la Comunidad Autónoma del País Vasco, así como la metodología empleada en su derivación. Si bien estos valores han sido establecidos sobre la base de los efectos sobre la salud humana como principal receptor del riesgo, en su establecimiento se han incluido así mismo factores que permiten considerar los efectos sobre otros receptores o compartimentos ambientales afectados a través de la dispersión. Esta opción es acorde con las concepciones más modernas en relación a la protección de la salud humana frente a los agentes ambientales, las cuales consideran las interacciones de ésta con lo que, por paralelismo, ha pasado a denominarse "salud" de los ecosistemas.

Por último, quisiera destacar que estos valores han sido derivados de acuerdo al grado actual de conocimiento en las diversas disciplinas implicadas y que el principio de precaución ha prevalecido en los casos en que las incertidumbres existentes son importantes. Esta circunstancia no debe suponer un obstáculo para su aplicación, sino que al contrario debe animarnos a continuar trabajando en este campo, que resulta clave en la toma de decisiones con respecto a la gestión de los suelos contaminados.



**Esther Larrañaga**

*Ingurugiroko Saibilburordea  
Viceconsejera de Medio Ambiente*

IHOBE, S.A. Ingurugiro Kudeaketarako Sozietate Publikoak, lurzoru poluituen arloan Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu. Etxebizitza eta Ingurugiro Sailaren jardueketa-programaren barruan. LURZORUAREN KALITATEA: OSASUNA BABESTEKO LURZORUAN ONAR DAITEZKEEN BALIO MAXIMOAK (EBA-B) agirian aurkesten diren poluitzaile batzuei dagokionez muga maximoak jartzeko eskatu dio Eusko Jaurlaritzako Osasun Sailari.

Lan hori honakoek burutu dute Luís González de Galdeano Jn. aren, Eusko Jaurlaritzako Osasun Publikorako Zuzendariaren, gidaritzapean:

- Teresa Martínez, Eusko Jaurlaritzako Osasun Sailekoak
- Koldo Cambra, Eusko Jaurlaritzako Osasun Sailekoak
- Yolanda Cuetos, Eusko Jaurlaritzako Osasun Sailekoak
- Arantzazu Urzelai, IHOBE, S.A.koak

Halaber, Güther Bachmann Dk. Alemaniako Ingurugiro Agentzia Federalekoa, izan da aholkulari.

José Luis Aurrecoecheak, IHOBE, S.A. ko Zuzendari Nagusiak, lanean parte hartu duten lehen aipatutakoei eskerrak eman nahi dizkie. Orobat, honakoei ere:

Ignacio Quintana, IHOBE, S.A.ko Zuzendari Teknikoari

Ana Alzola, IHOBE, S.A.ko Lurzoru Polituen Bulegoko Koordinatzaileari



Jn. ak, egindako lana eskertu nahi dizkie parte hartu duten guztiei, lan horrek dokumentu hau idaztea posible egin baitu.

IHOBE, S.A., Sociedad Pública de Gestión Ambiental, ha solicitado del Departamento de Sanidad del Gobierno Vasco, el establecimiento de los límites máximos admisibles de una serie de contaminantes, que se presentan en el documento CALIDAD DEL SUELO: VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES EN SUELO (VIE-B) PARA LA PROTECCIÓN DE LA SALUD dentro del programa de actuación del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco en materia de suelos contaminados.

Este trabajo ha sido llevado a cabo bajo la dirección de D. Luí­s González de Galdeano, Director de Salud Pública del Gobierno Vasco, por las siguientes personas:

- Teresa Martínez, del Departamento de Sanidad del Gobierno Vasco
- Koldo Cambra, del Departamento de Sanidad del Gobierno Vasco
- Yolanda Cuetos, del Departamento de Sanidad del Gobierno Vasco
- Arantzazu Urzelai, de IHOBE, S.A.

Así mismo se ha contado con la asesoría del Dr. Günther Bachmann de la Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania.

D. José Luís Aurrecoechea, Director General de IHOBE, S.A., agradece expresamente a todos los participantes en el trabajo anteriormente mencionados. Igualmente agradece a: Ignacio Quintana, Director Técnico de IHOBE, S.A.



## INDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	7
<b>1.1. CONTAMINANTES PARA LOS QUE SE ESTABLECEN VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES EN SUELOS</b> .....	8
<b>1.2. METODOLOGÍA GENERAL</b> .....	9
<b>2. VALORACIÓN DE LA TOXICIDAD</b> .....	11
<b>2.1. METODOLOGÍA GENERAL</b> .....	11
<b>2.2. VALORACIÓN DE LA INFORMACIÓN EXISTENTE</b> .....	12
<b>3. VALORACIÓN DE LA EXPOSICIÓN- MODELO LUR</b> .....	15
<b>3.1. ESCENARIOS PARA LOS QUE SE HAN DERIVADO VALORES LÍMITE</b> .....	15
<b>3.2. DEFINICIÓN DE CRITERIOS Y PARÁMETROS PARA EL CÁLCULO DE LA EXPOSICIÓN</b> .....	16
3.2.1. CRITERIOS SEGUIDOS .....	16
3.2.2. PARÁMETROS UTILIZADOS .....	19
3.2.2.1. Características del receptor .....	19
3.2.2.1.1. Grupos de edad y pesos corporales .....	19
3.2.2.1.2. Tasas de ingestión de suelo .....	20
3.2.2.1.3. Tasas de inhalación .....	20
3.2.2.1.4. Adherencia del suelo a la piel .....	21
3.2.2.1.5. Superficies dérmicas de exposición .....	22
3.2.2.1.6. Absorción dérmica .....	22
3.2.2.1.7. Absorción respiratoria .....	24
3.2.2.2. Calculo de las concentraciones de exposición .....	24
3.2.2.2.1. Concentración de partículas del suelo en aire .....	24
3.2.2.2.2. Concentración de volátiles en ambiente exterior .....	25

3.2.2.2.3. Concentración de volátiles en ambiente interior .....	27
3.2.2.2.4. Concentración en alimentos. Factores de transferencia .....	28
<b>4. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN PARA LOS DIFERENTES USOS DEL SUELO - MODELO LUR .....</b>	<b>33</b>
4.1. ÁREA DE JUEGO INFANTIL .....	33
4.2. RESIDENCIAL CON HUERTA .....	34
4.3. RESIDENCIAL .....	40
4.4. PARQUE .....	40
4.5. INDUSTRIAL/COMERCIAL .....	42
<b>5. ELECCIÓN DE LA MÁXIMA EXPOSICIÓN ADMISIBLE .....</b>	<b>45</b>
5.1. VALORACIÓN DE LA EXPOSICIÓN DE FONDO .....	45
5.2. MÁXIMO RIESGO ADMISIBLE .....	45
5.2.1. SUSTANCIAS NO CANCERÍGENAS .....	45
5.2.2. SUSTANCIAS CANCERÍGENAS .....	45
<b>6. RESULTADOS .....</b>	<b>47</b>
6.1. ARSÉNICO .....	48
6.2. CADMIO .....	49
6.3. CROMO .....	50
6.4. COBRE .....	51
6.5. PLOMO .....	52
6.6. MERCURIO .....	52
6.7. MOLIBDENO .....	53
6.8. NÍQUEL .....	53
6.9. ZINC .....	54

6.10. CIANUROS .....	55
6.11. BENCENO .....	55
6.12. ETILBENCENO .....	56
6.13. TOLUENO .....	56
6.14. XILENOS .....	57
6.15. FENOLES .....	57
6.16. BENZO (A) PIRENO .....	57
6.17. ANTRACENO .....	58
6.18. FLUORANTENO .....	58
6.19. NAPTALENO .....	58
6.20. HCHs .....	59
6.21. PCBs .....	59
<b>7. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>61</b>
<b>ANEXO 1- EFECTOS EN SALUD Y REFERENCIAS TOXICOLÓGICAS .....</b>	<b>67</b>
<b>1. COMPUESTOS INORGÁNICOS .....</b>	<b>73</b>
1.1. METALES .....	73
1.2. CIANUROS .....	88
<b>2. COMPUESTOS ORGÁNICOS .....</b>	<b>91</b>
2.1. COMPUESTOS AROMÁTICOS .....	91
2.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS .....	99
2.3. ISOMEROS DE HEXACLOROCICLOHEXANO .....	104
2.4. DIOXINAS Y FURANOS .....	109

2.5. PCBs.....	112
<b>ANEXO 2- CORRESPONDENCIA ENTRE ESTOS USOS Y LAS DOT .....</b>	<b>119</b>

## 1. INTRODUCCIÓN

Este documento describe los criterios, asunciones, modelos y datos que, en conjunto, constituyen el modelo que hemos denominado LUR seguido en la Comunidad Autónoma del País Vasco (C.A.P.V.) en la derivación de los valores máximos admisibles en suelo para la protección de la salud.

Estos valores han sido calculados para un conjunto de sustancias inorgánicas y orgánicas, consideradas como contaminantes relevantes y habituales en los emplazamientos contaminados de nuestra comunidad de acuerdo a su tradición industrial (IHOBE, 1994*a*). Para cada una de estas sustancias se han establecido valores para cinco escenarios de uso diferentes: área de juego infantil, residencial con huerta, residencial, parque y comercial/industrial. En su derivación se han tenido en cuenta las condiciones generales del medio físico (climatología, edafología), uso del suelo y patrones de actividad de la población de la C.A.P.V. y, siempre que ha sido posible, se han empleado datos y modelos propios en el cálculo. Por otra parte, dado el carácter genérico de los mismos, se ha optado por un enfoque conservador en su derivación de forma que resulten representativos y aplicables a la mayoría de las situaciones.

El carácter conservador de los valores está igualmente relacionado con su definición y función en el proceso de caracterización de los emplazamientos potencialmente contaminados. Estos valores representan niveles de contaminante en el suelo que no suponen un riesgo inaceptable para la población humana expuesta para el escenario de uso considerado, y su función es la de permitir discriminar aquellos emplazamientos que no suponen un riesgo de aquellos que sí pudieran representarlo. Constituyen el principal instrumento para la evaluación de la contaminación a nivel de la fase exploratoria de la investigación de un emplazamiento potencialmente contaminado (IHOBE, 1994*b*). Se trata de una evaluación de carácter genérico y por ello, estos valores reciben la denominación de Valores Indicativos de Evaluación, VIE-B.

Cuando estos niveles son superados el protocolo de investigación obliga a proseguir con la fase de investigación detallada, uno de cuyos objetivos es el análisis específico de los riesgos en dicho emplazamiento a partir de la caracterización en detalle de la contaminación en relación a los receptores identificados. Los criterios y asunciones básicos, así como la metodología aplicables a dicho análisis específico son semejantes a los empleados en la derivación de los valores genéricos que en este documento se presentan. La principal diferencia radica en que el análisis específico se basa en la caracterización directa de la contaminación en los medios de contacto y permite así mismo la consideración de características locales que pueden influir en el grado de exposi-

ción de la población. Cuando dicha caracterización no sea posible o las condiciones estándar no difieran en gran medida de las condiciones en el emplazamiento, la comparación directa de los resultados analíticos en suelo con los valores genéricos (VIE-B) puede permitir una evaluación adecuada del riesgo. Esta es una razón más por la cual los usuarios de estos valores deben conocer las asunciones, datos e incertidumbres subyacentes.

### 1.1. LISTA DE CONTAMINANTES PARA LOS QUE SE ESTABLECEN VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES EN SUELO.

En la tabla siguiente se expone la lista de sustancias que en base a la tradición industrial de la Comunidad Autónoma del País Vasco se han considerado como contaminantes más probables de los suelos de nuestra comunidad. Este conjunto de contaminantes han sido clasificados en dos grupos en base a la urgencia de disponer de estándares de suelo aplicables a la evaluación de los emplazamientos potencialmente contaminados.

**Tabla 1: Lista de contaminantes más probables del suelo en la CAPV**

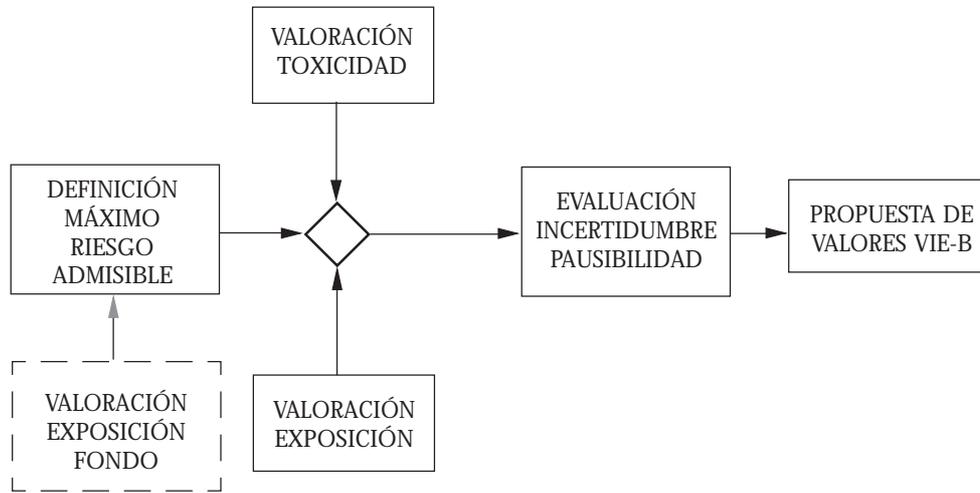
GRUPO 1	GRUPO 2
Metales	Disolventes clorados
Arsénico	clorobencenos
Cadmio	monoclorofenoles
Cobalto	diclorofenoles
Cobre	triclorofenoles
Cromo	tetraclorofenoles
Mercurio	pentaclorofenoles
Molibdeno	diclorometano
Níquel	triclorometano
Plomo	tetraclorometano
Zinc	tricloroetileno
Otros compuestos inorgánicos	tetracloroetileno
Cianuros	dicloroetano
Compuestos aromáticos	cloruro de vinilo
Benceno	
Etilbenceno	
Tolueno	
Xileno	
Fenoles	

GRUPO 1	GRUPO 2
Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs)	
Antraceno Benzo(a)antraceno Benzo(a)pireno Benzo(ghi)perileno Benzo(k)fluoranteno Criseno Fenantreno Fluoranteno Indeno (1,2,3-cd)pireno Naftaleno	
Compuestos clorados	
Hexaclorociclohexanos (HCHs) - Isómeros: $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -, $\epsilon$ - Policlorobifenilos (PCBs) Dioxinas, furanos (como TCDD)	
Otros compuestos orgánicos	
Aceite mineral	

En este informe se aborda el establecimiento de los valores máximos admisibles para las sustancias incluidas en el grupo 1, que engloba a aquéllas consideradas como prioritarias en relación a esta demanda. Para el resto de las sustancias la derivación de estos valores se llevará a cabo en fases sucesivas.

## 1.2. METODOLOGÍA GENERAL

La metodología general aplicada en la derivación de los valores máximos admisibles en suelo se corresponde con la metodología general del análisis de riesgos para la salud humana, si bien el proceso discurre en sentido inverso. Así, a partir de la definición del riesgo máximo admisible, que considera entre otros aspectos la exposición de fondo de la población, y de la combinación de la información relativa a la valoración de la toxicidad del compuesto y la exposición del receptor al mismo para un escenario dado, se derivan las correspondientes concentraciones en suelo. Estos valores “teóricos” son posteriormente chequeados en base a criterios relacionados con las incertidumbres asociadas a su derivación y la plausibilidad de los mismos. De esta evaluación surge la propuesta definitiva de estándares para su aplicación práctica. En la figura siguiente se presenta un esquema del proceso que refleja a su vez la estructura seguida en el documento.



## 2. VALORACIÓN DE LA TOXICIDAD

### 2.1. METODOLOGÍA GENERAL

En el documento elaborado por el Departamento de Sanidad ‘Valores máximos admisibles de contaminantes en suelo para la protección de la salud’ (Alonso *et al*, 1994) publicado en la Propuesta del Plan Director para la Protección del suelo de la CAPV se detallan los fundamentos de la metodología a seguir, así como el significado de las referencias cualitativas y cuantitativas empleadas para valorar la toxicidad de compuestos con efectos distintos al cáncer y de sustancias cancerígenas.

Se ha llevado a cabo la búsqueda de las referencias toxicológicas actualizadas existentes, de la OMS y del IRIS, para la lista de los contaminantes solicitados. Se ha mantenido la jerarquía de fuentes de información a seguir y que se empleó en el informe de 1994:

- 1- En primer lugar se han empleado los valores de referencia establecidos por la OMS (Organización Mundial de la Salud) a través de la JECFA (“Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives”). Se dispone de actualización a enero de 1996. También se han considerado los documentos de la Serie IPCS. Environmental Health Criteria.
- 2- Si no existe esta referencia se han tenido en cuenta las referencias del IRIS, “Integrated Risk Information System”. IRIS es una Base de Datos de la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA). La revisión realizada es a fecha 1.1.98.
- 3- Finalmente, si no existe información se ha recurrido a la “Base de Datos Toxicológica de contaminantes ambientales relevantes para estimación de peligros de cargas contaminantes antiguas. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe”. Freiburg. Alemania” (Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente, Umweltbundesamt UBA) (Kalberlah, 1993). En la actualidad disponen de dosis de referencia definitivas para 36 sustancias, de las que se ha considerado completado el proceso de evaluación por los expertos.

Se decidió respetar este orden como principio general. En el caso de sustancias para las que han surgido inconsistencias, como disponer de referencia para algunos isómeros y no para otros en alguna fuente, se ha valorado y decidido caso por caso las dosis de referencia a utilizar.

Se deben, igualmente, tener en cuenta los siguientes aspectos:

- La EPA no dispone en muchos de casos de concentraciones de referencia para la vía inhalatoria, por lo que se emplea una simple extrapolación ruta a ruta y hace una serie de consideraciones. La primera, que es razonable asumir para algunos compuestos volátiles que la carencia de referencias para la vía inhalatoria puede subestimar los riesgos debidos a la inhalación de volátiles. Segunda, que las referencias extrapoladas para la vía inhalatoria proporcionan simplemente una estimación de la concentración en el aire requerida para producir una dosis inhalada equivalente a la dosis recibida vía oral y carece del rigor científico requerido por la EPA para la extrapolación ruta-a-ruta. Los métodos de extrapolación ruta-a-ruta deben tener en cuenta la relación entre las propiedades físico-químicas, absorción y distribución de los compuestos, la significación de los efectos de la 'puerta de entrada' y las diferencias potenciales en las vías metabólicas asociadas con la intensidad y duración de exposición por inhalación.
- Aunque la base de datos de la UBA dispone de referencias tanto por vía oral como para inhalatoria, en la mayoría de los casos se dispone de información toxicológica sobre una de las rutas y la dosis de referencia de la otra es una extrapolación.
- En ninguna de las fuentes se dispone de referencias para la ruta dérmica.
- La EPA apunta la importancia que pueden tener los efectos de exposiciones agudas para ciertos contaminantes como puede ser el caso de los cianuros y el fenol en niños con un comportamiento 'pica' y que no estarían protegidos con límites basados en efectos crónicos.

Estos hechos deben tenerse en cuenta a la hora de utilizar las dosis de referencia disponibles puesto que aumentan el nivel de incertidumbre intrínseco al establecimiento de estándares de calidad del suelo obligando, según los casos, a dar un carácter interino a los valores derivados.

## 2.2. VALORACIÓN DE LA INFORMACIÓN EXISTENTE

De la lista de los contaminantes del Grupo 1 deben hacerse las siguientes puntualizaciones a la luz de la información sobre dosis de referencia para efectos tóxicos disponibles:

- Del grupo de los metales no se han derivado límites para el cobalto puesto que no existen referencias toxicológicas en las bases de datos.
- En el caso del aceite mineral, aunque existe una dosis de referencia de la

UBA, no se ha establecido un estándar por el momento ya que se está trabajando específicamente en este parámetro dada su complejidad al tratarse de una mezcla de distintos compuestos.

- Mercurio. En el informe anterior en el que se derivaron límites para los metales pesados se utilizó la referencia UBA para mercurio inorgánico. La EPA ha establecido posteriormente una dosis de referencia para el cloruro mercúrico. Se ha decidido adoptar este valor en lo sucesivo.
- Hidrocarburos aromáticos policíclicos. La OMS dispone de referencia cuantitativa para el benzo-a-pireno (BaP), mientras que el IRIS dispone de dosis también para fluoranteno y antraceno, y la UBA, aunque provisional, también para naftaleno. Se han derivado valores límite únicamente para BaP, antraceno, naftaleno y fluoranteno.
- HCHs. Se han establecido valores para los isómeros  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$ . Al no existir referencias para los isómeros  $\delta$  y  $\epsilon$  no se derivarán valores para ellos. No se ha establecido un límite para la suma de HCHs porque no aportaría ninguna utilidad práctica al no ser un problema la cuantificación analítica de cada uno de los isómeros. Además la única referencia disponible es la UBA para el HCH técnico y coincide con la del isómero  $\beta$ , que es el más persistente y de más elevada toxicidad.
- Dioxinas. Se establecerá un límite para la 2,3,7,8, TCDD, expresándose el límite para los totales en equivalentes de toxicidad. Cada una de las dioxinas y furanos será transformada en TEQ, equivalentes de la 2,3,7,8 TCDD a través de los factores de equivalencia de toxicidad (I-TEF).
- PCBs. Se han utilizado los factores de pendiente 'upper bound' que proporciona el IRIS para PCBs de alto riesgo y persistencia. (Ver Anexo 1). Se ha dado un valor para los PCBs totales.

La información sobre efectos en salud, las dosis y concentraciones de referencia para compuestos que producen efectos distintos al cáncer y las referencias que cuantifican el riesgo de las sustancias cancerígenas aparecen en el Anexo 1.



### 3. VALORACIÓN DE LA EXPOSICIÓN-MODELO LUR

#### 3.1. ESCENARIOS PARA LOS QUE SE HAN DERIVADO VALORES LÍMITE

La derivación de estándares de calidad de suelo sigue una metodología de análisis de riesgos, que además de las incertidumbres inherentes a ella, arrastra otras propias. Entre ellas están las debidas a la estimación de las concentraciones de exposición, como pueden ser el cálculo de la concentración de volátiles en el ambiente exterior y en el interior de las viviendas, el cálculo de la concentración de partículas atmosféricas procedentes del suelo, o la estimación de las concentraciones de contaminantes en productos alimentarios. La cantidad de variables implicadas, que han de entrar en el modelo como fijas, es muy grande: las características físico-químicas del suelo, las condiciones meteorológicas y climáticas, los materiales y tipos de construcción y estado de conservación, la distancia al foco contaminante, etc.

Además, el establecer límites o valores guía para cada escenario requiere aceptar un 'patrón de comportamiento' determinado y basado en asunciones razonablemente conservadoras de tiempos, frecuencias, tasas de respiración o consumo de alimentos, etc. El estándar será válido en la medida en que el lugar en que se vaya a aplicar se asemeje al escenario empleado en la derivación. En aquellos casos en que el grado de incertidumbre en la derivación sea muy alto lo hacemos constar.

Los escenarios de uso que contempla el modelo LUR para la derivación de valores límite son los siguientes:

- Area de juego infantil
  - Residencial con huerta
  - Residencial
  - Parque público
  - Industrial/comercial
- Area de juego infantil. El valor será de aplicación en zonas destinadas a juego de niños. Dentro del protocolo de trabajo seguido se ha comparado el valor derivado para este uso con el residencial con huerta. El valor propuesto es el menor de ambos.

- El valor correspondiente al uso “Residencial con huerta” será aplicable a aquellas viviendas en las que exista una producción de hortalizas para consumo propio, o en el caso de viviendas con terreno de superficie superior a los 100 m<sup>2</sup>, las cuales se supone podrían albergar este tipo de uso. Esta clasificación en base al tamaño de la parcela concuerda con la propuesta seguida por el modelo CLEA (Ferguson, 1995).

Aunque el uso residencial con huerta contemple el consumo de alimentos de producción propia, el estándar derivado no debe entenderse como de aplicación a suelos clasificados como agrícolas, por cuanto la aproximación en este caso debería ser distinta, a través del establecimiento de un contenido máximo admisible en el producto hortofrutícola a comercializar. En este sentido se trabaja en una Propuesta de Directiva de la UE.

- El valor correspondiente al uso “Residencial” será aplicable tanto a viviendas con jardín de extensión inferior a 100 m<sup>2</sup> como a áreas residenciales de bloques de viviendas.
- El valor correspondiente al uso “Parque público” será aplicable a parques, jardines y áreas recreativas con excepción de los campos de deporte y de las parcelas destinadas a áreas de juego de niños.
- El valor correspondiente al uso “Industrial/comercial” será aplicable a instalaciones industriales y establecimientos comerciales.

En el Anexo 2 aparecen las correspondencias entre estos usos y los usos del suelo que se establecen en el Decreto 28/1997 de 11 de febrero por el que se aprueban las Directrices de Ordenación Territorial (DOT) de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Se pretende con ello facilitar el uso de estos valores en el proceso de investigación de la calidad del suelo.

## **3.2. DEFINICIÓN DE CRITERIOS Y PARÁMETROS PARA EL CÁLCULO DE LA EXPOSICIÓN**

### **3.2.1. CRITERIOS SEGUIDOS**

De manera global se han considerado posibles las siguientes rutas de exposición:

- Ingestión de suelo
- Consumo de hortalizas de producción propia

- Inhalación de partículas
- Inhalación de compuestos volátiles en el ambiente exterior
- Inhalación de compuestos volátiles en el interior de los edificios
- Contacto dérmico

No se ha incluido el consumo de agua contaminada a través del suelo pues el consumo de agua subterránea procedente de una captación particular no es un uso extendido en la Comunidad Autónoma del País Vasco. La protección de las aguas subterráneas debe seguir otra aproximación diferente, la de garantizar unos niveles de calidad.

Dependiendo de los usos habrá exposición a través de unas rutas u otras. De forma general las rutas de exposición por usos son las siguientes:

	Area de juego infantil	Residencial con huerta	Residencial	Parque público	Comercial/Industrial
Ingestión de suelo	♦	♦	♦	♦	♦
Consumo de hortalizas		♦			
Inhalación de partículas	♦	♦	♦	♦	♦
Inhalación de volátiles exterior	♦	♦	♦	♦	♦
Inhalación de volátiles interior		♦	♦		♦
Contacto dérmico	♦	♦	♦	♦	

Además se han seguido los siguientes criterios:

- Para las rutas que implican un contacto directo con el suelo la exposición es únicamente en ambientes exteriores.
- La inhalación de partículas solo tiene lugar en ambientes exteriores. Aunque parte de la exposición a las partículas en suspensión existentes en el aire tiene lugar en ambientes interiores, ésto no puede ser tenido en cuenta a efectos de cálculo porque no hay información suficiente para estimar la concentración en ambientes interiores de partículas en suspensión procedentes del suelo.

- Aunque la exposición a través de la piel no es incluida por la EPA a la hora de derivar los 'Soil Screening Levels' (US-EPA, 1996), sí la considera de necesaria valoración en situaciones concretas. Como quiera que todos los demás modelos la tienen en cuenta a la hora de establecer estándares el modelo LUR la ha incluido en los escenarios en que un contacto directo con el suelo es altamente probable. Se considerará que la exposición por esta vía tiene lugar únicamente en el exterior de la vivienda.
- Para los contaminantes inorgánicos se considerarán únicamente la ingestión de suelo, el consumo de hortalizas y la inhalación de partículas.

Para elegir los parámetros de exposición se ha seguido el siguiente orden general de prioridades en las fuentes de información disponibles:

- 1.- Si existe dato propio local se adopta este valor. En este sentido se han utilizado datos meteorológicos; la Encuesta de Nutrición de la Comunidad Autónoma del País Vasco, (Departamento de Sanidad, 1994); Encuesta de Presupuestos de Tiempo, (EUSTAT, 1993).
- 2.- Si no existe dato propio, se adoptarán referencias de la EPA (US-EPA; 1989a, 1989b y 1992).
- 3.- Si no se dispone de otras referencias se asumirán las del modelo CLEA (Ferguson, 1995) desarrollado por el Reino Unido, UMS de Alemania (Freier *et al*, 1998) o asunciones adoptadas por Canadá (CCME; 1996), Alemania (Bachmann *et al*, 1997), Suecia (Swedish Environmental Protection Agency, 1996), Holanda (Van den Berg, 1991) o Flandes (Cornelis y Geuzens, 1995).

El modelo CLEA es el único que sigue una aproximación probabilística de manera que algunos de los parámetros de exposición (tasa de ingestión de suelo, peso corporal, consumo de alimentos, superficies de piel expuestas y tasas de respiración) no son incluidos como valores fijos sino como funciones de distribución. Aunque ésta no ha sido la metodología adoptada por nosotros, debido a la escasez de información contrastada que permita determinar las funciones de distribución de los parámetros, sí es fuente de información en algunos casos.

### 3.2.2. PARÁMETROS UTILIZADOS

#### 3.2.2.1. Características del receptor

##### 3.2.2.1.1. Grupos de edad y pesos corporales

Se mantienen los mismos valores que los empleados en la derivación de estándares del documento del Departamento de Sanidad de 1994, y son, por otra parte:

<b>Grupo de edad</b>	<b>Edad (años)</b>	<b>Peso corporal (Kg)</b>
Niños	1-6	15
Adultos	7-70	70

La elección de los grupos de edad viene dada por el hecho de ser la referencia internacional mayoritaria, es el patrón seguido por la EPA, Holanda, Flandes, Dinamarca y Suecia, y porque se simplifican mucho los cálculos, máxime si se sigue un modelo determinista.

En el caso de adultos la EPA emplea 70 Kg como la media de hombres y mujeres. De acuerdo con 'Exposure Factor Handbook' la media de hombres y mujeres entre 18 y 75 años es 71.8 kg. Este valor se redondea a 70 Kg que es el valor que recomienda utilizar como peso corporal para adultos. La media de hombres y mujeres de 25 a 60 años de la CAPV es 68 Kg.

En el caso de los niños 15 Kg es el valor adoptado por la EPA y además ampliamente utilizado. (El percentil 50 de USA para niños de 1 a 6 años es 16 Kg). Se ha considerado inapropiado emplear el P50 de la población vasca de 1 a 6 años, porque los valores empleados para calcular la exposición proceden de la bibliografía y un cambio en el peso alteraría el valor de "exposición por unidad de peso". Por otra parte, este valor de 15 Kg se corresponde con el percentil 50 de los niños de 3 años de la CAPV.

### 3.2.2.1.2. Tasas de ingestión de suelo

Se han adoptado los siguientes valores:

Población	Tasa ingestión suelo
1-6 años	200 mg/día
7-70 años	100 mg/día (usos residenciales) 50 mg/día (uso comercial/industrial)

Las referencias de la tasa de ingestión son de la EPA. Los valores y modelo de la EPA están suficientemente aceptados como una asunción 'upper bound' y concuerdan con la revisión bibliográfica que hemos llevado a cabo (Martínez y Alonso, 1998). Un estudio de Stanek y Calabrese (1995) trata de establecer una distribución que hace pensar que los 200 mg/día es un valor menor que el extremo superior del intervalo de confianza al 95%. No hemos encontrado razones suficientes para variar la tasa de ingestión de suelo utilizada hasta la fecha. Pensamos que, aunque los 200 mg/día no reflejen el extremo superior siguen conduciendo a exposiciones razonablemente altas.

La información disponible sobre ingestión de suelo por adultos es muy limitada. Hasta hace poco la única información empírica procedía de un estudio de Calabrese *et al* (1990) a partir de datos obtenidos con 6 adultos durante 3 semanas (3 días a la semana) y que es la referencia que aplica la EPA.

Tras la reciente revisión bibliográfica encontramos que los datos referentes a ingestión por adultos, a pesar de haber mejorado, no aportan información sobre la relación entre la tasa de ingestión de suelo y actividades o escenarios de exposición, frecuencias, etc. De acuerdo con lo publicado recientemente, los 100 mg/día empleados hasta la fecha para uso residencial no supondrían el extremo superior del intervalo de confianza al 95% aunque sí supondría una estimación conservadora.

### 3.2.2.1.3. Tasas de inhalación

Para calcular los volúmenes respiratorios en los diferentes usos se utilizan las referencias de US-EPA(1989).

Valores medios de tasas de inhalación por niveles de actividad (m<sup>3</sup>/h)

<b>POBLACIÓN</b>	<b>REPOSO</b>	<b>ACT. LIGERA</b>	<b>ACT. MODERADA</b>	<b>ACT. PESADA</b>
Varón adulto	0,7	0,8	2,5	4,8
Mujer adulta	0,3	0,5	1,6	2,9
Media adulto	0,5	0,6	2,1	3,9
Niño 6 años	0,4	0,8	2,0	2,4
Niño 10 años	0,4	1,0	3,2	4,2

En donde:

- Reposo incluye ver televisión, leer y dormir.
- Actividad ligera incluye la mayor parte de las tareas domésticas, incluyendo hobbies y reparaciones domésticas menores.
- Actividad moderada incluye limpiezas fuertes, reparaciones mayores y subir escaleras.
- Actividad pesada incluye ejercicios físicos fuertes y subir escaleras con carga.

Para realizar el cálculo de los volúmenes respiratorios se multiplica el número de horas pasadas en cada tipo de actividad (percentiles 95) por las tasas de inhalación correspondientes (valores medios).

Se empleará, para población infantil, el valor de niños de 6 años y para población adulta el de varones adultos.

#### 3.2.2.1.4. Adherencia del suelo a la piel

En el modelo LUR se ha elegido el valor de 0.5 mg/cm<sup>2</sup>, el cual coincide con el empleado en Flandes, Suecia y Holanda.

La EPA considera 0.2 mg/cm<sup>2</sup>/suceso como valor centrado y 1.0 mg/cm<sup>2</sup>/suceso como el extremo superior. El valor elegido representa el punto medio de estos valores de la EPA. A pesar de la dificultad de establecer un único valor para las diferentes partes del cuerpo y para distintas actividades, el valor elegido supone una aproximación conservadora (Martínez y Alonso, 1998), especialmente si consideramos los otros parámetros incluidos en la estimación de la exposición.

### 3.2.2.1.5. Superficies dérmicas de exposición

Se han empleado las referencias de la U.S.-EPA (1992). Para población infantil se ha utilizado el P50 de la superficie corporal total para niños de 3-6 años y se ha considerado expuesto el 25% de la superficie corporal total.

Edad	P50	P90	P95
3-6	0.728	0.842	0.876

Adoptamos el P50 porque nuestro grupo de edad general de población infantil es de 1 a 6 años y porque el peso corporal adoptado de 15 Kg se corresponde aproximadamente con el P50 de 1 a 6 años.

Para adultos se han utilizado los valores medios de superficie de manos, antebrazos y pies de varones:

Parte cuerpo	Superficies por partes corporales para adultos (m <sup>2</sup> )			
	Media	Min	Max	N
Antebrazos	0.114	0.0945	0.136	6
Manos	0.084	0.0596	0.113	32
Pies	0.112	0.0611	0.156	32
<b>Total</b>	<b>0.310</b>	<b>0.215</b>	<b>0.405</b>	

### 3.2.2.1.6. Absorción de los contaminantes a través de la piel

Para la mayoría de los compuestos existen grandes incertidumbres sobre hasta qué punto tiene lugar una absorción percutánea. Además, la absorción de un compuesto desde el suelo depende de las características del suelo como son el tamaño de partícula y el contenido en carbono orgánico. Si la absorción percutánea se expresa como fracción de la dosis aplicada que es absorbida, la cantidad de suelo adherida determina la dosis aplicada y por tanto afecta a la fracción absorbida. Se ha observado que la fracción absorbida disminuiría al aumentar el espesor de la capa de suelo adherida a la piel.

Hay pocos estudios sobre la absorción de compuestos químicos desde el suelo.

Para algunos compuestos la EPA recomienda aplicar unos porcentajes de dosis absorbidas para aplicaciones de suelo de 0.2-1.0 mg/cm<sup>2</sup> para exposiciones menores o iguales que 24 horas:

Compuesto	Porcentaje absorbido
TCDD	0.1-3%
TCB	0.6-6%
Cadmio	0.1-1.0%

McKone (1990) observó que la absorción está influenciada por la cantidad de suelo sobre la piel, el coeficiente de partición octanol/agua,  $K_{ow}$ , y la constante de Henry,  $H'$ . Estableció una serie de generalizaciones para una variedad de compuestos y una adherencia dérmica comprendida entre 0.2-1 mg/cm<sup>2</sup>. En primer lugar concluyó que para compuestos orgánicos con un  $K_{ow} \leq 10^6$  y una  $H' < 0.001$  es razonable asumir una absorción del 100% en 12 horas. En segundo lugar, es improbable que para compuestos con  $H' \geq 0.01$  la absorción supere el 40 % en 12 horas y debería ser inferior cuando  $K_{ow} > 10$ . Tercero, compuestos con  $H' \geq 0.1$  no se absorberían en más de un 3%. Ninguna de estas generalizaciones se aplicaría a metales y compuestos inorgánicos.

$H' < 0,001$ : Absorción = 100%

$0,001 < H' < 0,01$ : Absorción = 80%

$0,01 < H' < 0,1$ : Absorción = 40%

$H' > 0,1$ : Absorción = 3%

Estas absorciones están referidas a un tiempo de contacto de 12 horas. Aunque pensamos que estas simplificaciones sobrestiman la absorción real que tiene lugar a través de la piel las hemos asumido en aquellos casos en los que no se disponga de datos empíricos, por no existir otra metodología aplicable a una amplia serie de contaminantes orgánicos. De esta forma siempre que la ruta dérmica no sea la responsable del valor del estándar servirá para descartar el riesgo derivado de esa ruta.

Se han empleado referencias experimentales siempre que ha sido posible. Es el caso de los HCHs, TCDD, benzo(a)pireno y PCBs.

- Duff y Kissel (1996) estimaron el efecto de la adherencia sobre la absorción dérmica en suelos contaminados para el lindano y el ácido 2,4

diclorofenoxiacético. De acuerdo con esta referencia se encontraron porcentajes de absorción para el lindano de 2.23% (IC 95%, 1.63-2.84) para una carga de suelo de 1 mg/cm<sup>2</sup>. Esta será la referencia empleada para el lindano y para el resto de los isómeros del HCH. Se ha adoptado, de forma conservadora, el límite superior del intervalo de confianza de la media redondeado, esto es 3% y un factor de adherencia de 1 mg/cm<sup>2</sup>.

- En el caso de las dioxinas se empleará la referencia que aparece en el documento de la EPA para la TCDD y se tomará el valor máximo, 3%.
- Para el benzo(a)pireno y los PCBs se ha empleado una absorción del 20%, valor superior a los resultados experimentales que ha sido adoptado a partir de esos datos de la bibliografía: 13.2% (Wester *et al* 1990) y 14% (Wester *et al* 1993b) respectivamente. Se trata de experimentos '*in vivo*' llevados a cabo en monos 'rhesus' para factores de adherencia de 40 mg/cm<sup>2</sup>.

#### 3.2.2.1.7. Absorción de los contaminantes por la vía respiratoria

Este dato se conoce únicamente para algunas sustancias. Si no se dispone de información específica para poder calcular la fracción absorbida que permita hacer la suma de las ingestas por otras vías se asumirá el 100%.

Para valorar la vía inhalatoria (partículas y volátiles) se utilizará, siempre que exista, la concentración de referencia por inhalación y, además, se calculará la suma de todas las ingestas (digestiva, inhalatoria y dérmica) y se comparará con las dosis corporales de referencia TDI o RfD.

#### 3.2.2.2. Cálculo de las concentraciones de exposición

##### 3.2.2.2.1. Concentración de partículas del suelo en aire

Hemos estudiado dos vías diferentes para decidir una concentración máxima razonable de partículas en suspensión: el modelo de la EPA (Cowherd *et al.* 1985), desarrollado para estimar las emisiones de partículas debidas a la erosión del viento, y los datos empíricos disponibles. Tras la valoración realizada, en el establecimiento de valores límite, el modelo LUR ha empleado las concentraciones de partículas en suspensión que se derivan de mediciones y datos empíricos disponibles. Ello garantiza la estimación de una exposición máxima a partir de condiciones de formación de polvo que no son exclusivas de la erosión natural. Se distinguen diferentes concentraciones de partículas

en suspensión procedentes del suelo dependiendo de los usos del suelo:

- En el 'área de juego infantil' se asume una concentración de partículas en suspensión de  $1\text{mg}/\text{m}^3$ . Este dato se deriva de las mediciones llevadas a cabo en un muestreo de polvo empleando un muestreador personal cuando la persona estaba cavando durante las actividades de jardinería; midieron hasta  $6\text{mg}/\text{m}^3$  (Ollrogge y Reich, 1994). A este valor se le ha aplicado un factor de reducción porque la medición se realizó en condiciones extremas de producción de polvo.
- En el uso residencial se emplean datos de los sensores que miden la concentración de partículas en suspensión en la zona de Bilbao. Se adopta el valor de  $0.1\text{mg}/\text{m}^3$ , que es el límite superior del intervalo de confianza ( $P=0.05$ ) de la media anual de los valores diarios. (Departamento de Sanidad, 1998). Este valor es corregido por un factor de 0.5 por la existencia de cubierta vegetal para la estimación de la concentración de partículas en el uso de parque.
- Para el uso comercial/industrial se emplean datos de la UBA. Asumen una exposición de 2 horas a una concentración elevada de  $1\text{mg}/\text{m}^3$  y de 6 horas a una concentración de  $0.1\text{mg}/\text{m}^3$ . Esto conduce a un valor medio 'por defecto' de  $0.325\text{mg}/\text{m}^3$  para una exposición de 8 horas/día. Por otra parte esta elección viene apoyada por datos de la calidad del aire en zonas industrializadas antiguas que indican que el P98 de las concentraciones de polvo ambiental en varias estaciones de muestreo era  $0.21\text{mg}/\text{m}^3$ .

En todos los casos estas concentraciones en aire de partículas procedentes del suelo se han corregido por un 'factor de enriquecimiento' debido a que los contaminantes del suelo se adsorben preferentemente en las partículas más pequeñas, inferiores a  $50\mu\text{m}$  (Dresch y Ollrogge, 1976; Ferguson, 1995). Como mejor elección conservadora daremos a este factor el valor de 5 para los compuestos inorgánicos y de 10 para los orgánicos.

#### 3.2.2.2.2. Concentración de compuestos volátiles en ambientes exteriores

Se ha utilizado el modelo de la US-EPA (1996) para la estimación de la concentración de volátiles en el exterior.

El factor de volatilización suelo-aire, VF, es usado para definir la relación entre la concentración del contaminante en el suelo y el flujo del contaminante volatilizado al aire.

Las fórmulas que permiten calcularlo son:

$$VF = Q / Cx \frac{(3.14 \times D_A \times T)^{1/2}}{(2 \times \rho_b \times D_A)} \times 10^{-4}$$

Donde:

$$D_A = \frac{[(\theta_a^{10/3} D_i H' + \theta_w^{10/3} D_w) / n^2]}{\rho_b K_d + \theta_w + \theta_a H'}$$

Parámetro	Valor por defecto	Fuente
VF- factor de volatilización (m <sup>3</sup> /Kg)	-	
D <sub>A</sub> - difusividad aparente (cm <sup>2</sup> /s)	-	
Q/C- inversa de la concentración media en el centro de la fuente (g/m <sup>2</sup> -s por Kg/m <sup>3</sup> )	68.81	Foco de 0.5 acres en Los Angeles
T- intervalo de exposición (s)	9.5x10 <sup>8</sup>	US-EPA (1991b)
ρ <sub>b</sub> - densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	1.5	US-EPA (1991b)
θ <sub>a</sub> - porosidad del suelo lleno de aire (L <sub>aire</sub> /L <sub>suelo</sub> )	0.28	n-θ <sub>w</sub>
n - porosidad total del suelo (L <sub>poro</sub> /L <sub>suelo</sub> )	0.43	1-(ρ <sub>b</sub> /ρ <sub>s</sub> )
θ <sub>w</sub> - porosidad del suelo lleno de agua (L <sub>agua</sub> /L <sub>suelo</sub> )	0.15	EQ, (1994)
ρ <sub>s</sub> - densidad real (g/cm <sup>3</sup> )	2.65	US-EPA (1991b)
D <sub>r</sub> - difusividad en aire (cm <sup>2</sup> /s)	específico	
H'- constante de Henry (adimensional)	específico	
D <sub>w</sub> - difusividad en agua (cm <sup>2</sup> /s)	específico	
K <sub>d</sub> - coeficiente de partición suelo/agua (cm <sup>3</sup> /g)=K <sub>oc</sub> f <sub>oc</sub>	específico	
K <sub>oc</sub> - coeficiente de partición carbono orgánico/agua (cm <sup>3</sup> /g)	específico	
f <sub>oc</sub> - contenido de carbono orgánico (g/g)	0.0237819	dato propio CAPV

La ecuación de la VF está basada en el modelo desarrollado por Jury *et al* (1984) para fuentes infinitas y es diferente al de Hwang y Falco (1986) anteriormente utilizado por la EPA. Dicha modificación se llevó a cabo tras los estudios de validación.

Además debe calcularse para cada contaminante la concentración de saturación (C<sub>sat</sub>) que corresponde a la concentración de contaminante en el suelo a la cual se alcanzan los límites de absorción de las partículas del suelo, de solubilidad del agua de los poros del suelo y de saturación del aire de los poros del suelo. Por encima de esta concentración el contaminante puede estar presente en fase libre; esto es, en fase líquida no acuosa los contaminan-

tes que son líquidos a la temperatura ambiental del suelo y en fase sólida para los compuestos que son sólidos a la temperatura ambiental del suelo. La concentración de saturación se calcula mediante la fórmula:

$$C_{sat} = \frac{S}{\rho_b} K_d \rho_b + \theta_w + H' \theta_a$$

Parámetro	Valor por defecto	Fuente
$C_{sat}$ - concentración de saturación del suelo(mg/Kg)	-	
S - solubilidad en agua (mg/L agua)	específico	
$\rho_b$ - densidad aparente (Kg/L)	1.5	US-EPA (1991b)
$\theta_a$ - porosidad del suelo lleno de aire ( $L_{aire} / L_{suelo}$ )	0.28	$n - \theta_w$
n - porosidad total del suelo ( $L_{poro} / L_{suelo}$ )	0.43	$1 - (\rho_b / \rho_s)$
$\theta_w$ - porosidad del suelo lleno de agua ( $L_{agua} / L_{suelo}$ )	0.15	EQ,(1994)
$\rho_s$ -densidad real (Kg/L)	2.65	US-EPA (1991b)
H- constante de Henry (atm·m <sup>3</sup> /mol)	específico	
H'- constante de Henry adimensional	Hx41	US-EPA (1991b)
$K_d$ - coeficiente de partición suelo/agua (cm <sup>3</sup> /g)= $K_{oc} f_{oc}$	específico	
$K_{oc}$ - coeficiente de partición carbono orgánico/agua (cm <sup>3</sup> /g)	específico	
$f_{oc}$ - contenido de carbono orgánico (g/g)	0.0237819	dato propio CAPV

A la concentración de saturación el flujo de emisión desde el suelo al aire alcanza el equilibrio. La emisión de volátiles no aumentará por encima de ese nivel independientemente de cuánto contaminante se añada al suelo. Por tanto, al establecer un valor guía éste no debe superar, por esa vía, la concentración de saturación.

### 3.2.2.2.3. Concentración de compuestos volátiles en ambientes interiores

Dada la complejidad e incertidumbres asociadas a la estimación de la exposición a través de esta ruta se han repasado los diferentes modelos valorados y/o utilizados por otras Agencias o Administraciones (US-EPA, UMS, CLEA, Suecia y Canadá).

A la vista de las dificultades para comprender los supuestos de los modelos generalmente aplicados y ante la duda, entre otras muchas, de que las características constructivas tampoco se ajusten a la forma de construir en la Comunidad Autónoma del País Vasco, el modelo LUR ha adoptado, a partir de la concentración en el gas del suelo, un valor de dilución único para todos los contaminantes e igual a 1/1000 para los usos residenciales y 1/10000 para el comercial/industrial. Aunque el valor de 1/1000 (Schneider *et al*, 1997) es más

conservador que los de los modelos referenciados, hemos preferido adoptar el criterio de desechar riesgos hipotéticos, especialmente en los usos más sensibles. En el caso del uso comercial/ industrial, la actividad presumiblemente no se llevará a cabo en un sótano y los pabellones industriales tienen elevadas tasas de renovación del aire. Cuando esta vía sea la decisiva para el establecimiento del estándar quedará garantizada la ausencia de riesgos por esta ruta de exposición. Cuando se supere el valor límite, sin embargo, será necesaria una investigación detallada del lugar que incluya mediciones del gas en los ambientes interiores.

Debemos insistir en el gran número de incertidumbres que lleva implicado el cálculo de un estándar para compuestos volátiles. Consideramos que para estos compuestos y para los usos en que haya exposición por esta vía, se indicará que estos estándares tienen un grado de incertidumbre mayor.

#### 3.2.2.2.4. Concentración en alimentos. Factores de transferencia

Para la estimación de la concentración de contaminante en los vegetales hemos empleado unos factores de transferencia, los cuales representan la relación existente entre la concentración en la planta y la concentración en el suelo.

##### 3.2.2.2.4.1. Metales

En el caso del zinc, cadmio y plomo disponemos de datos propios correspondientes a estudios experimentales encargados por IHOBE, S.A. al Laboratorio Agrario Fraisoro de la Diputación Foral de Gipuzkoa (Ansorena *et al*, 1996 y Sanz *et al*, 1997) a diferentes valores de pH controlados para algunas especies. Adoptamos los factores encontrados para pH= 6.5 por ser el que conduce a factores de transferencia más altos. Se trata de contenidos totales de metales, y la extracción se lleva a cabo con agua regia. Aparecen en la tabla expresados en mg por kg PS/ mg por kg suelo.

<b>Factores de Transferencia</b>				
	<b>Cd</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>	% peso seco
lechuga	0.86	0.21	0.009	3
repollo	0.59	0.12	0.009	5.5
acelga	0.32	0.3	0.005	7
achicoria	0.7	0.43	0.004	7
espinaca	1.39	0.73	0.004	7
puerro	0.19	0.092	0.002	12

Para el resto de especies se han empleado datos de campo de estos mismos informes y del muestreo procedente de un estudio llevado a cabo en Asúa (cadmio y plomo) (Cambra *et al*, 1996). En el caso del arsénico utilizaremos los datos del muestreo llevado a cabo en Asua. En todos los casos serán medias de factores de concentración de los 'n' pares de datos.

En el estudio llevado a cabo en Asua no se encontró relación lineal entre el contenido en arsénico del suelo y de las hortalizas. Sin embargo, por seguir una aproximación conservadora, se ha decidido tener en cuenta la ruta alimentaria adoptando como factor de transferencia suelo/planta la media aritmética de los valores encontrados.

Otros metales que, de acuerdo con la bibliografía son bioacumulables desde el suelo, son el níquel y el mercurio. En estos casos se adoptan los factores de la US-EPA (1996) y que son medias geométricas de datos de campo que varían en un rango amplio de pH y de especies vegetales, las cuales aparecen clasificadas en 7 grupos (grano y cereales, patatas, vegetales de hoja, legumbres, vegetales de raíz, frutos de jardín y maíz). Las vainas se han incluido en legumbres y los tomates y pimientos en frutos de jardín. En el caso del níquel se dispone de un importante número de datos empíricos de todos los grupos de hortalizas; sin embargo la información sobre el mercurio es muy escasa, por lo que la calidad de este factor de transferencia es limitada.

En la tabla siguiente aparecen todos los factores que se han utilizado en el modelo LUR siguiendo los criterios anteriores, expresados en mg por kg PS/mg por kg suelo:

	Factores de Transferencia									
	Cd	n	Zn	n	Pb	n	As	n	Ni	Hg
berza	0.13	10	0.091	2	0.007	9	0.004	8	0.032	0.008
borraja	0.37	2	0.13	2	0.013	2			0.032	0.008
acelga	0.67	19	0.17	7	0.027	19	0.004	12	0.032	0.008
achicoria	0.58	4	0.16	3	0.022	4	0.045	1	0.032	0.008
espinaca	0.67	4	0.32	4	0.012	4			0.032	0.008
lechuga	0.70	13	0.23	12	0.012	16	0.0096	4	0.032	0.008
vainas	0.11	6	0.10	18	0.002	8	0.0005	2	0.062	0.002
pimiento	0.13	5	0.075	3	0.002	4	0.0008	4	0.006	0.01
tomate	0.17	10	0.07	10	0.008	8	0.0016	3	0.006	0.01
zanahoria	0.21	4	0.092	4	0.004	5	0.001	1	0.008	0.014
puerrio	0.45	11	0.17	11	0.007	13	0.002	6	0.008	0.014
patata	0.07	16	0.081	7	0.002	15	0.0004	11	0.01	0.002
alubia			0.17	9	0.005	2			0.062	0.002
kiwi	0.18		0.023		0.004					
manzana			0.004		0.001					

Como en la Encuesta de Nutrición aparecen especies de las que no existe el factor de transferencia específico se ha procedido a agrupar las especies en grupos, de forma que en esos casos se utiliza como factor de transferencia la media aritmética de su grupo calculado con todos los datos disponibles.

De acuerdo con la agrupación de especies llevada a cabo los factores de transferencia que aplicaremos para metales pesados son los siguientes:

GRUPO	Factores de Transferencia					
	Cd	Pb	Zn	As	Ni	Hg
Hoja	0.58	0.02	0.20	0.008	0.032	0.008
Fruto	0.11	0.004	0.09	0.001	0.006	0.01
Raíz	0.30	0.005	0.15	0.002	0.008	0.014
Patata	0.07	0.002	0.04	0.0004	0.01	0.002
Legumbre		0.005	0.17	0.001	0.062	0.002

Como se ha mencionado arriba los factores de transferencia se han calculado en base a los contenidos totales de metal en el suelo. La tendencia para el futuro es emplear concentraciones de metal biodisponible. Esto plantea la necesidad urgente de llevar a cabo trabajos de investigación en este sentido así como estudiar la relación de la biodisponibilidad con características del suelo como son el pH y el contenido en arcilla.

#### 3.2.2.2.4.2. Otros compuestos inorgánicos

No se ha considerado que exista suficiente información para estimar la transferencia de cianuros del suelo a la planta por lo que la ruta de consumo de alimentos no ha podido ser tomada en cuenta.

#### 3.2.2.2.4.3. Compuestos orgánicos

En base a la revisión realizada la aproximación seguida ha sido la siguiente:

- En el caso de contaminantes orgánicos de los que existen datos empíricos ésta será la fuente utilizada para los factores de transferencia suelo/planta. Trapp *et al*, 1998 examinaron la transferencia de PAHs y PCBs desde suelos contaminados y desde el aire a las plantas en resultados experimentales en los que se utilizaron lisímetros. De acuerdo con las simulaciones, la resuspensión de suelo y la volatilización son las vías de transferencia más significativas para los PAHs y los PCBs en las partes aéreas de las plantas, mientras que la absorción radicular tiene una im-

portancia menor. Estos dos procesos no siempre pueden ser diferenciados. Para los PCBs se midieron factores de transferencia máximos  $<0.02$  (concentración en planta en peso fresco /concentración en suelo en peso seco), mientras que para los PAHs se obtuvieron en todos los casos valores más bajos, hasta 0.003. Para los HCHs se dispone de una referencia procedente de Alemania (Amadori, 1996) siendo el factor de transferencia máximo 0.2 (concentración en planta en peso seco /concentración en suelo en peso seco) equivalente a 0.01 en peso fresco.

Tanto la vía de transferencia como su intensidad dependen de muchos factores, como son las propiedades físico-químicas de la sustancia, las propiedades fisiológicas y geométricas de cada tipo de planta, las propiedades del suelo, los métodos de cultivo o las condiciones meteorológicas. Esto explica la gran variabilidad de los factores de transferencia encontrados y hace que no puedan ser derivados ni experimental ni teóricamente valores fijos universales de factores de transferencia para sustancias individuales o grupos de sustancias.

- Para el resto de contaminantes orgánicos de los no que existen datos empíricos utilizaremos el modelo de Briggs-Ryan (Briggs *et al*, 1983) que, esencialmente, es un modelo de regresión basado en la asimilación de compuestos relativamente hidrofílicos ( $\log K_{ow}$  entre -0.57 y 3.7) por plántulas de cebada. No sería fiable para otras especies vegetales o para compuestos más hidrofóbicos. El modelo distingue entre la asimilación a través del tallo o de la raíz de forma que cada especie será clasificada como aérea o de raíz y se le aplicará el factor de transferencia correspondiente.

Parte aérea (mg por Kg PF/ mg por L solución suelo):

$$BCF = ( 10^{(0.95 \log Kow - 2.05)} + 0.82 ) \cdot 0.784 \cdot 10^{\left( \frac{-0.434 \cdot (\log Kow - 1.78)^2}{2.44} \right)}$$

Raíz (mg Kg PF/ mg L solución suelo):

$$BCF = 10^{(0.77 \log Kow - 1.52)} + 0.82$$

Será necesario indicar también que cuando la exposición por esta vía tenga un peso importante en la estimación de la exposición total que conduce a la derivación del estándar, éste tendrá un grado de incertidumbre mayor, lo cual deberá ser tenido en cuenta.



## 4. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN PARA LOS DIFERENTES USOS DEL SUELO- MODELO LUR

A continuación se presentan, por escenario, los valores de los parámetros adoptados para los cálculos de la exposición para cada uso del suelo.

### 4.1. AREA DE JUEGO INFANTIL

*Población:* Niños de 1 a 6 años

*Frecuencia de exposición:* 200 días/año

El número medio anual de días sin lluvia en los últimos 10 años en el aeropuerto de Sondika es 180; se adoptó en un informe previo (Alonso *et al*, 1994) 200 porque previsiblemente hay zonas de la CAPV más secas. Este valor se considera ajustado incluso para el caso de las guarderías, donde normalmente el niño no acude más de 200 días al año.

*Duración de la exposición:* 6 años

*Rutas de exposición:*

#### **Ingestión de suelo**

Se adoptan los siguientes parámetros de exposición:

<b>Población</b>	<b>Tasa de ingestión de suelo</b>	<b>Peso corporal</b>	<b>Frecuencia de exposición</b>
1-6 años	200 mg/día	15 Kg	200 días/año

Se trata de una estimación conservadora porque supone que toda la ingestión diaria de suelo tiene lugar en las horas que pasa el niño en el área de juego.

#### **Inhalación de partículas**

Consideramos una exposición de 4 horas de actividad moderada para un niño de 6 años.

<b>Población</b>	<b>Volúmenes respiratorios</b>	<b>Peso corporal</b>	<b>Frecuencia de exposición</b>
1-6 años	8 m <sup>3</sup> /día	15 Kg	200 días/año

La concentración en aire de partículas procedentes del suelo se ha calculado en el apartado 3.2.2.2.1.

### **Inhalación de vapores**

Los parámetros de exposición son los mismos que para inhalación de partículas

La concentración de exposición es la calculada en el apartado 3.2.2.2.2.

### **Dérmica**

Superficie corporal: Se adoptan los valores de la EPA de superficie corporal total para niños de 3-6 años (Apartado 3.2.2.1.5.). Se empleará el percentil 50 y se considerará expuesta el 25% de la superficie corporal total.

<b>Población</b>	<b>Superficie corporal (m<sup>2</sup>)</b>
1-6 años	0.182

Adherencia del suelo a la piel: Ver apartado 3.2.2.1.4.

Absorción: Ver apartado 3.2.2.1.6.

En el modelo LUR se aplica la corrección de que la fracción absorbida se reduce un 30% (UMS) por tiempo de contacto de 3-4 horas en vez de 12 horas, dado que el tiempo de exposición es corto.

## **4.2. RESIDENCIAL CON HUERTA**

*Poblaciones:*

<b>Población</b>	<b>Peso corporal</b>	<b>Frecuencia de exposición</b>	<b>Horas de actividad fuera</b>	<b>Horas de actividad dentro</b>
1-6 años	15 Kg	365 días/año	7 horas/día	17 horas/día
7-70 años	70 Kg	365 días/año	3.5 horas/día	19.5 horas/día

Aunque los tiempos no coinciden para niño y adulto esto no supone ninguna contradicción pues es razonable pensar que el niño puede estar solo en muchos momentos.

*Patrones de actividad:*

<b>Población</b>	<b>Tipo de actividad</b>	<b>Nº de horas/día</b>
Niños	Actividad moderada fuera	4
	Actividad ligera fuera	3
	Actividad ligera dentro	4
	Reposo dentro	13 (12 sueño+1 reposo)
Adultos	Actividad ligera fuera	2.5
	Actividad moderada fuera	1
	Actividad ligera dentro	8
	Actividad moderada dentro	0.5
	Reposo dentro	11

El patrón de actividad de adulto se ha estimado a partir de los datos proporcionados por la 'Encuesta de Presupuestos de Tiempo' (1993) del EUSTAT donde figuran datos medios y percentiles para diferentes actividades en un escenario residencial incluyendo únicamente en el cálculo las personas que practican cada actividad.

El modelo LUR emplea (redondeados) el percentil 95 del tiempo que pasa una persona en la vivienda (hombres y mujeres), y los percentiles 95 de tiempos dedicados a la jardinería, el cual se considera como el tiempo que se pasa en el exterior de la vivienda, al trabajo doméstico y al trabajo principal en casa. De acuerdo con esto se han adjudicado también los tipos de actividad, necesarios para el cálculo de las tasas de inhalación.

En la Encuesta, dentro del escenario 'huerta' aparece el capítulo de 'cuidados de la huerta', cuyo P95 es 9 horas y cuya media es 3.3 horas. No lo utilizamos porque se correspondería más con un uso agrícola y no residencial; habría que tenerlo en cuenta en una análisis de riesgos de suelo agrícola.

En el caso de los niños se ha considerado 7 horas de estancia en el exterior que se corresponderían a una estación de buen tiempo (primavera-verano). A las 4 horas de actividad moderada que habíamos considerado en el área de juego les hemos añadido 3 de actividad ligera.

*Frecuencia de exposición:* 365 días/año

*Duración de la exposición:* 40 años, 6 de niño más 34 de adulto.

*Rutas de exposición:*

### **Ingestión de suelo**

Ver apartado 3.2.2.1.2.

**Inhalación de partículas**

Concentraciones de exposición: Ver apartado 3.2.2.2.1

Volúmenes respiratorios: Se calculan a partir de los patrones de actividad presentados arriba (actividades fuera) y de las referencias de la EPA para niños y adultos y para las distintas actividades, apartado 3.2.2.1.3. Los resultados son:

<b>Población</b>	<b>Volúmenes respiratorios (m<sup>3</sup>/día)</b>
Niños	10.4
Adultos	4.5

**Inhalación de volátiles en el exterior de la vivienda**

Concentraciones de exposición. Ver apartado 3.2.2.2.2.

Volúmenes respiratorios: Serán los mismos que para la ruta de inhalación de partículas.

**Inhalación de volátiles en el interior de la vivienda**

Concentraciones de exposición. Ver apartado 3.2.2.2.3

Volúmenes respiratorios: Se calculan a partir de los patrones de actividad presentados arriba (actividades dentro) y de las referencias de la EPA para niños y adultos y para las distintas actividades.

<b>Población</b>	<b>Volúmenes respiratorios (m<sup>3</sup>/día)</b>
Niños	8.4
Adultos	15.4

**Dérmica**

Superficies corporales de exposición. Ver apartado 3.2.2.1.5.

<b>Población</b>	<b>Superficie corporal (m<sup>2</sup>)</b>
Niños	0.182
Adultos	0.310

Adherencia suelo-piel. Ver apartado 3.2.2.1.4.

Absorción: Ver apartado 3.2.2.1.6.

Se ha decidido no aplicar la corrección de que la fracción absorbida se reduce un 30% por un tiempo de contacto inferior a 12 horas en el caso de población infantil porque pueden estar expuestos un tiempo superior a las 3-4 horas, pero sí en el caso de los adultos.

No se aplicará un factor de accesibilidad del suelo.

### **Consumo de alimentos de producción propia**

Se ha considerado exposición únicamente a través del consumo de vegetales cultivados en el lugar y no se ha considerado exposición a través de productos lácteos, carne, huevos, etc.

Se ha considerado que tan sólo en viviendas con jardines o terrenos disponibles que tengan una superficie superior a los 100 m<sup>2</sup> se producirá un cultivo de verduras u hortalizas reseñable.

Los factores en transferencia empleados en la estimación en las concentraciones en los vegetales que se consumen aparecen en el apartado 3.2.2.2.4.

Para las tasas de consumo se han utilizado datos de la Encuesta de Nutrición que se llevó a cabo con individuos de 25 a 60 años. Se empleará la media aritmética que se corresponde aproximadamente con el percentil 70. En la tabla2 aparecen los consumos por especie vegetal todos en g/día de peso fresco.

**Tabla2: Tasas de consumo de vegetales en la C.A.P.V.**

(g/día)	CONSUMO	CONSUMO DE PRODUCCIÓN PROPIA							PARTE AEREA
	Media (P70)	TOTAL	HOJA	FRUTO	RAÍZ	LEGUMBRE	PATATA	RAIZ	
Ensalada	45	45							
- lechuga	20	20	20						20
- tomate	25	25		25					25
Verduras	52	52							
- acelgas	12	12	12						12
- vainas	23	23		23					23
- coles	7	7	7						7
- coliflor	8	8		8					8
Hortalizas	61	61							
- pimientos	11	11		11					11
- cebollas	14	14			14			14	0
- zanahorias	8	8			8			8	0
- otras hortalizas de fruto	5	5		5					5
- otras hortalizas (*)	12	12	6		6			6	6
- conservas	13	13		13					13
Frutas	346	0							
- manzana	70	0							0
- pera	32	0							0
- melocotón	25	0							0
- ciruelas	6	0							0
- cerezas	7	0							0
- otros	206	0							0
Legumbres	22	11				11			11
- alubias	9	5							
- lentejas	6	3							
- garbanzos	7	3							
Patatas	90	90					90	90	
<b>TOTAL</b>		<b>260</b>	<b>45</b>	<b>85</b>	<b>28</b>	<b>11</b>	<b>90</b>	<b>118</b>	<b>141</b>

(\*)Se ha considerado que de estos 12 g de otras hortalizas de fruto 6 corresponden a hoja, como escarola, espinaca, etc. y los otros 6 a raíz, fundamentalmente puerros.

Se ha considerado que el consumo de producción propia es el 100% para las hortalizas y verduras y el 50% para legumbres debido a que los garbanzos y las lentejas se cultivan muy escasamente en la Comunidad Autónoma del País Vasco.

Como no existen datos de consumo en población infantil asumiremos que el consumo por Kg de peso corporal es el mismo que para adultos.

Para poder asignar algunos factores de transferencia a otras especies que no aparecen detalladas en la Encuesta de Nutrición o en el caso en que se conocen o estiman los factores por grupos de hortalizas hemos agrupado las especies de la siguiente forma:

GRUPO	ESPECIES
Fruto	Tomate, pimiento, vaina, calabacín, berenjena, guisante, habas
Hoja	Acelga, achicoria, borraja, espinaca, escarola, berza, coles, lechuga
Raíz	Cebolla, puerro, zanahoria, ajos
Patata	Patata
Legumbre	Alubia

Dentro del grupo de raíz se incluyen especies en las que la parte comestible no corresponde exactamente a este órgano, pero que puede pensarse que tengan una acumulación similar.

La clasificación como 'raíz' o 'parte aérea' se hace para poder aplicar el modelo que estima la concentración de compuestos orgánicos en planta.

No se considerará el consumo de frutas, porque la absorción desde el suelo es despreciable, al menos un orden de magnitud por debajo de las hortalizas de hoja. Tampoco su cultivo sería común en un suelo residencial.

Los factores en transferencia empleados en la estimación en las concentraciones en los vegetales que se consumen aparecen en el apartado 3.2.2.2.4.

Las relaciones peso seco/peso fresco de planta que se han utilizado para convertir los datos de consumo de la encuesta a peso seco son medias aritméticas experimentales locales (Ansorena *et al*,1996; Sanz *et al*, 1997)

Para ninguno de los contaminantes se tendrá en cuenta de forma independiente la vía de deposición de partículas procedentes del suelo sobre las hortalizas. En el caso de los metales, HCHs, PAHs y PCBs porque, al utilizar

datos de campo y experimentales, ya está incluida esta forma de absorción. En el caso de los demás contaminantes orgánicos por no haber criterio científico suficiente para considerar esta vía, la cual es únicamente tenida en cuenta por CLEA y CSOIL. La EPA ni la menciona y el documento sueco explícitamente dice que es despreciable.

Aunque en la estimación de la exposición por consumo de alimentos de producción propia se parte de factores de transferencia medios (caso de los metales) y de tasas de consumos también medias, el hecho de considerar que el 100% de todas las verduras y el 50% de las legumbres son de producción propia hace que la estimación sea suficientemente conservadora para un escenario residencial.

Como ya hemos explicado en el apartado 3.1 este escenario es residencial con jardín/huerta y no debe ser considerado como ‘uso agrícola’.

### 4.3. RESIDENCIAL

Los supuestos de exposición son los mismos que para el residencial con huerta excluyendo el consumo de alimentos de producción propia. En el modelo LUR se han adoptado para este uso las asunciones que conducen a una máxima exposición como consecuencia de un acceso directo al suelo.

### 4.4. PARQUE

Este escenario se refiere a parques o zonas de parques que no están pavimentados en los cuales puede haber un contacto directo con el suelo/tierra. Excluye las áreas de juego de niños donde es de aplicación el estándar de residencial con huerta.

*Población:* Niños y adultos

*Frecuencia de exposición:* 200 días/año. El criterio seguido para decidir este valor ha sido el mismo que en el caso del ‘área de juego infantil’.

*Patrón de actividad*

	<b>Horas en el parque</b>	<b>Actividad ligera</b>	<b>Actividad moderada</b>	<b>Actividad pesada</b>
Niño	4 horas/día	-	4 horas/día	-
Adulto	4 horas/día	2.5 horas/día		1.5 horas/día

El tiempo que el niño pasa en el parque es el mismo que consideramos para el 'área de juego infantil'. En el caso del adulto adoptamos el mismo valor por coherencia de suponer que acompaña al niño. Además este valor coincide con el percentil 75 de 'tiempo en lugares de esparcimiento' de la 'Encuesta de presupuestos de tiempo' del EUSTAT. Se asume 1.5 horas de actividad pesada porque, según dicha encuesta, es la media diaria de los que practican deporte de no competición.

*Duración de la exposición:* 6 años de niño más 34 de adulto.

*Rutas de exposición:*

### **Ingestión de suelo**

Sólo se considera para población infantil: 200 mg/día. Se trata de una estimación conservadora porque supone que toda la ingestión diaria de suelo tiene lugar en las horas que pasa el niño en el parque.

Corrección por accesibilidad: Atendiendo a que los parques públicos están cubiertos por vegetación y que los niños tienen menos acceso al suelo, se ha considerado razonable adoptar el coeficiente de 0.5 para reducir la exposición. Es el factor que emplea el modelo alemán.

### **Inhalación de partículas**

Concentraciones de exposición. Ver apartado 3.2.2.2.1.

Volúmenes respiratorios. Se calculan a partir de los patrones de actividad presentados arriba y de las referencias de la EPA, ver 3.2.2.1.3.

<b>Población</b>	<b>Volúmenes respiratorios (m<sup>3</sup>/día)</b>
Niños	8
Adultos	9.2

### **Dérmica**

Sólo se considerará para niños, por entender que los adultos no estarán en contacto directo con el suelo. Los supuestos de exposición son los mismos que para el 'área de juego infantil' y se empleará un factor de corrección por accesibilidad de 0.5 como se ha explicado arriba por la presencia de cubierta vegetal.

### **Inhalación de vapores**

Los parámetros de exposición: son los mismos que para inhalación de partículas

Concentración de exposición: Ver 3.2.2.2.2.

## 4.5. INDUSTRIAL/COMERCIAL

*Población:* Trabajadores adultos

*Frecuencia de exposición:* 8 horas/día y 250 días/año. Resultado de calcular 46 semanas laborables y 5.5 días/semana, que consideramos puede representar una estimación por exceso de la jornada de trabajo. Este valor coincide con el asumido por la EPA.

*Duración de la exposición:* 40 años.

*Patrón de actividad:*

Aunque la mayoría de los trabajadores desarrollan su actividad, de forma general, en un recinto cerrado como un pabellón industrial o local comercial, hemos asumido que la distribución del tiempo es de 6 horas en el interior de los edificios y 2 en el exterior, como caso de máxima exposición razonable.

*Rutas de exposición:*

### **Ingestión de suelo**

Tasa de ingestión de suelo: 50 mg/día. Es el valor propuesto por la EPA. Por otra parte, se correspondería con la tasa aplicada al uso residencial corregida en función de la proporción del tiempo pasado en el lugar de trabajo.

### **Inhalación de vapores en el interior**

Concentraciones de exposición: Ver 3.2.2.2.3

Se utilizará el modelo seguido para el cálculo de concentraciones en el interior de viviendas.

Tasa de inhalación: 20 m<sup>3</sup>/día. Es el valor asumido por la EPA y se corresponde con 8 horas de actividad moderada. Debe hacerse la corrección por las 6 horas de exposición al día, lo que hace 15 m<sup>3</sup>/día.

### **Inhalación de partículas**

Concentración de exposición. Ver apartado 3.2.2.2.1. Se ha corregido la concentración 0.325 mg/m<sup>3</sup> por un tercio para tener en cuenta los días en que no se genera polvo debido a la lluvia, la humedad, ausencia de viento, etc.

Tasa de inhalación. Ver 4.5.2. Como son 2 horas/día en el exterior serán 5m<sup>3</sup>/día.

### **Inhalación de vapores en el exterior**

Concentración de exposición. Ver 3.2.2.2.2

Tasa de inhalación. Ver 4.5.3



## 5. RIESGO ADMISIBLE

### 5.1. VALORACIÓN DE LA EXPOSICIÓN DE FONDO

A la hora de establecer qué parte de la dosis de referencia se va a destinar a una posible exposición desde el suelo, es conveniente conocer cual es la exposición de la población general a esos mismos contaminantes por otras rutas.

Se ha recopilado la información relativa a la exposición por vía alimentaria, el agua de consumo, los datos de contaminación atmosférica de la red de sensores y un informe sobre niveles de algunos compuestos orgánicos volátiles en aire en algunos lugares.

Aunque esta información puede no ser de utilidad directa sí es importante y puede ayudar a decidir en ciertos casos la elección del máximo riesgo admisible y la 'cuota de dosis'.

### 5.2. ELECCIÓN DE LA MÁXIMA EXPOSICIÓN ADMISIBLE

Debe distinguirse entre compuestos cancerígenos y compuestos con efectos distintos al cáncer.

a) No cancerígenos.

Se destina una parte de la dosis de referencia a la contaminación procedente del suelo. En general se asignará entre el 5 y el 50% de la dosis tolerable. Se ha hecho una valoración caso por caso teniendo en cuenta la información disponible en cuanto a exposición de fondo, grado de incertidumbre en la derivación, número e importancia o peso de las diferentes rutas de exposición en la estimación de la exposición total, etc.

b) Cancerígenos. El riesgo total para cada uso del suelo y sustancia es  $10^{-5}$ . Este es el riesgo que acepta la OMS para la derivación de sus guías de calidad del agua potable.



## 6. RESULTADOS

Todos los cálculos, bajo los supuestos explicados para cada uso del suelo se han realizado mediante una hoja de cálculo en Excel 5.0. Para cada contaminante y para cada uso del suelo es posible comprobar cuál o cuáles son las rutas de exposición que deciden el máximo valor admisible.

A continuación se apuntan algunas consideraciones comunes:

1. Los estándares para sustancias no cancerígenas los determina la población infantil, puesto que su exposición por peso corporal es mayor. En el caso de sustancias con efecto cancerígeno se calcula la exposición ponderada a lo largo de la vida.
2. Para las sustancias no cancerígenas la concentración del suelo se ha derivado mediante el cálculo de la exposición por todas las vías y la dosis de referencia para la vía oral, destinando un porcentaje de la dosis de referencia a la contaminación procedente del suelo; también, a modo de comprobación, se ha seguido un proceso similar teniendo en cuenta únicamente la exposición y efectos de la vía inhalatoria (partículas y vapores en el interior y en el exterior de los recintos cerrados). Los tiempos de exposición se ponderan a 24 horas 365 días al año para hacer la comparación con los niveles guía de calidad del aire.
3. Para cada contaminante volátil se ha calculado la concentración de saturación en el suelo y se ha comparado con el límite derivado para la vía inhalatoria. En ningún caso esa concentración de saturación es decisiva.
4. En el caso de compuestos volátiles para los cuales existen 'umbrales de olor' se ha calculado la concentración en suelo necesaria para que el contenido en ambientes interiores y exteriores sea igual a dicho umbral. Estos valores siempre son muy superiores a los límites que proponemos para los distintos escenarios.
5. Los resultados se han contrastado con los niveles de referencia de los suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Castillo e Iturrondobeitia, 1994).
6. En la mayoría de los casos, los resultados para el área de juego infantil nos conducen a valores considerablemente más altos que para los usos residenciales. Esto no nos parece admisible pues puede darse el caso de que un niño que vive en una vivienda con jardín y acudiera a un área de juego con unos niveles de contaminantes más elevados estuviera sobrepuesto. En todos los casos el estándar propuesto es el correspondiente al valor calculado más bajo.

7. En la mayoría de los casos los resultados que se obtienen para el uso comercial/industrial siguiendo la metodología de la evaluación de riesgos no son ambientalmente aceptables ya que podrían ser origen de contaminación de zonas limítrofes no contaminadas o dedicadas a otros usos más sensibles y/o podrían suponer una hipoteca para la reutilización de estas áreas industriales para usos futuros. No puede olvidarse que la evaluación de los riesgos en suelos contaminados debe perseguir un triple objetivo:

- la adecuación a cada uno de los usos
- la reducción al máximo de las necesidades de vigilancia posterior
- la protección del medio ambiente

Esta preocupación queda reflejada en las conclusiones finales del proyecto CARACAS (Ferguson *et al*, 1998). Por otra parte, son muchos los países que, de forma directa o indirecta, han incorporado esta idea en la derivación de sus estándares de suelo.

En el modelo LUR hemos optado por establecer unos factores de chequeo, basados en modelos sencillos asociados a los distintos mecanismos de transporte de los contaminantes. Los procesos de dispersión que se han considerado son los siguientes: la lixiviación al agua superficial/subterránea, la erosión del suelo y la difusión gaseosa de compuestos volátiles en la capa límite del suelo. En base a la información disponible (CCME, 1996; US-EPA, 1996) en el modelo LUR se ha adoptado el criterio general de no aceptar una diferencia mayor de 10 (excepcionalmente 20) entre los estándares de los diferentes usos para los compuestos no volátiles. Para los compuestos volátiles dicho factor se ha establecido en 50 puesto que el efecto de dilución en el aire es mayor. Los valores resultantes se han contrastado con los estándares (VIE-C) para la protección de los ecosistemas.

## 6.1. ARSÉNICO

En principio se ha calculado un valor basado en el efecto cancerígeno. El criterio de aceptar riesgos inferiores a  $10^{-5}$  nos conduce para muchos usos a resultados no plausibles, inferiores al nivel considerado de referencia para los suelos de la CAPV.

La revisión bibliográfica que hemos llevado a cabo pone de manifiesto las

deficiencias e incertidumbres de los estudios epidemiológicos llevados a cabo de Tseng (1968 y 1977) en población taiwanesa expuesta al arsénico inorgánico a través del agua de consumo, en los cuales está basada la referencia empleada en la cuantificación del riesgo adicional de desarrollo de cáncer por ingestión de arsénico. A pesar de las carencias de dichos estudios, no hay un acuerdo suficiente para modificar la “unidad de riesgo” que, derivada de dichos estudios, emplean la EPA y la IARC; ésta es pues la referencia que utilizamos en nuestros trabajos de análisis de riesgos.

Para establecer los estándares hemos adoptado un criterio estadístico para todos los usos menos el industrial/comercial: el valor medio de fondo más 3 desviaciones estándar. Los valores adoptados son los siguientes y los riesgos añadidos de cáncer asociados a ellos oscilan entre  $1.4 \times 10^{-5}$  (parque) y  $9.4 \times 10^{-5}$  (residencial con huerta):

	<b>Arsénico (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	30
Residencial con huerta	30
Residencial	30
Parque	30
Comercial/Industrial	200

El valor del uso comercial/industrial se ha derivado de acuerdo con el criterio de evitar afecciones limítrofes. El riesgo de cáncer asociado es similar al residencial con jardín.

En todos los usos la ruta de exposición que determina el valor del estándar es la ingestión de suelo. Únicamente en el caso de residencial con consumo de alimentos esta vía supone el 25% de la exposición total.

## 6.2. CADMIO

La exposición a cadmio a través de la dieta, vía más importante de exposición para este contaminante para población general, en los últimos años en la CAPV es de un 19% aproximadamente. Se ha empleado el 10% de la TDI para todos los usos excepto para residencial con producción de alimentos porque el suelo no es una ruta común de exposición. En el caso de residencial con huerta se asigna el 30% por el peso que tiene el consumo de alimentos en la exposición de la población general.

	<b>Cd (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	5
Residencial con huerta	5
Residencial	8
Parque	25
Comercial/Industrial	50

La Directiva de aplicación de lodos establece 3 ppm para suelos con  $\text{pH} > 7$  y 1 ppm si  $\text{pH} < 7$ .

En todos los usos menos en el residencial con consumo de alimentos y comercial/industrial es la ingestión de suelo la única ruta de exposición a tener en cuenta. En el caso de residencial con huerta el 80% de la exposición estimada corresponde a la ingestión de hortalizas, lo que tiene como consecuencia que el valor derivado sea más bajo.

Dado que el cadmio es cancerígeno por vía inhalatoria se ha calculado la concentración correspondiente a un riesgo añadido de cáncer de  $10^{-5}$ . El resultado es superior en todos los casos, excepto en el uso industrial, donde decidiría el estándar.

Hemos comprobado si la concentración de 5 ppm de cadmio en suelo agrícola para la producción de alimentos cumpliría, teóricamente, con la Propuesta de Directiva que establece niveles máximos en especies hortícolas de consumo. La única especie para la que podría no ser apto un suelo con tal concentración, utilizando los factores de transferencia del apartado 4.2.6, serían las espinacas.

Es importante destacar que el estándar para este uso residencial es válido únicamente para suelos con un  $\text{pH} \geq 6.5$ . En los casos de suelos más ácidos deberá hacerse una investigación particular y determinar concentraciones en las especies más acumuladoras.

### 6.3. CROMO

No cáncer: El estándar se entiende como cromo total aunque la referencia toxicológica empleada es la del Cr(VI), bastante más tóxico. Se ha destinado al suelo el 50% de la TDI.

Como no se considera que el cromo sea un contaminante acumulable en las hortalizas es la ingestión del suelo la única vía que contribuye a la exposición.

En el área de juego infantil la máxima exposición procede de la inhalación de partículas y el valor calculado supera el nivel de referencia de la CAPV; por esta razón el valor propuesto para el estándar viene dado por el criterio estadístico de emplear el valor medio de fondo más 3 desviaciones estándar.

	<b>Cr total (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	90
Residencial con huerta	200
Residencial	200
Parque	400
Comercial/Industrial	550

La Directiva de aplicación de lodos establece 150 ppm.

Cáncer: El Cr(VI) es cancerígeno por inhalación. Presentamos un estándar provisional específico para este contaminante ante la posibilidad de que en un futuro las técnicas analíticas permitan la determinación de compuestos de cromo hexavalente o de que sea posible disponer de referencias de la relación Cr(VI)/Cr total. El cálculo de una concentración de suelo se ha realizado a partir de la vía inhalatoria y un riesgo máximo añadido de cáncer de  $10^{-5}$ .

	<b>Cr(VI) ppm</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	8
Residencial con huerta	8
Residencial	8
Parque	10
Comercial/Industrial	15

#### 6.4. COBRE

Es un metal esencial. Aún destinando el 20% de la TDI los valores derivados son muy altos.

	<b>Cobre(ppm)</b> <b>Valor calculado</b>
Area de juego infantil	5703
Residencial con huerta	3655
Residencial	3655
Parque	13419
Comercial/Industrial	96953

La Directiva de aplicación de lodos establece 210 ppm (pH>7).

Como no se trata de un metal tóxico la metodología de análisis de riesgos para la salud no es válida para derivar valores. Por otra parte es de esperar que, de estar presente, lo haga acompañado de otros contaminantes que sí lo sean.

Será necesario seguir otro criterio para establecer estándares, como podría ser utilizar el valor C de ecotoxicología para el uso residencial con jardín.

Pensamos que es mejor no establecer un estandar de calidad del suelo para la protección de la salud para el cobre.

## 6.5. PLOMO

La exposición a plomo a través de los alimentos se ha ido reduciendo en los últimos años en la CAPV, suponiendo alrededor del 12% de la TDI para la población general.

Se ha destinado el 50% de la TDI a la contaminación procedente del suelo puesto que la ingestión de polvo/suelo es una ruta de exposición importante en población general.

En el caso del uso residencial con huerta tan solo constituye el 10% de la exposición.

	<b>Plomo(ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	120
Residencial con huerta	120
Residencial	150
Parque	450
Comercial/Industrial	1000

La Directiva de aplicación de lodos establece 300 ppm (pH>7).

## 6.6. MERCURIO

Se ha destinado al suelo el 20% de la dosis de referencia para el mercurio inorgánico, ya que la exposición a través de los alimentos (pescados por ejemplo) y amalgamas dentales es importante.

	<b>Mercurio (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	4
Residencial con	4
Residencial	4
Parque	15
Comercial/Industrial	40

Hemos hecho coincidir el estándar para los 2 usos residenciales porque el consumo de alimentos supone únicamente el 10% de la exposición total y la fiabilidad del factor de transferencia disponible es baja debido al escaso número de datos en los que está basado.

La Directiva de aplicación de lodos establece 1.5 ppm.

## 6.7. MOLIBDENO

Es un metal esencial. Se destina al suelo el 20% de la dosis de referencia.

	<b>Molibdeno (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	75
Residencial con huerta	75
Residencial	75
Parque	250
Comercial/Industrial	750

Las referencias de estándares en otros países son escasas

## 6.8. NÍQUEL

De acuerdo con los datos de la bibliografía (no hay datos en la CAPV) el níquel se acumula en los vegetales. Como consecuencia, en el uso de residencial con huerta el consumo de alimentos supone el 40% de la exposición total.

La Directiva de aplicación de lodos establece 112 ppm. Para no entrar en contradicción con ella destinaremos el 50% de la TDI para el uso residencial con producción de alimentos, vía importante de exposición. Para el resto de los usos la asignación será del 40%. Pensamos que no existe exposición de fondo relevante para la población general.

	<b>Níquel (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	110
Residencial con huerta	110
Residencial	150
Parque	500
Comercial/Industrial	800

El cálculo de las concentraciones a partir de la vía inhalatoria y las referencias de efectos cancerígenos conduce a valores superiores, salvo en el caso del uso industrial. En este uso el estándar propuesto se basa en la UR correspondiente a polvos de refinería (subsulfuro de níquel) aceptando un riesgo añadido de cáncer de  $10^{-5}$ .

## 6.9. ZINC

Disponemos en la CAPV de datos experimentales sobre la asimilación del zinc del suelo en los vegetales. De acuerdo con ello, en el uso de residencial con huerta el consumo de alimentos supone el 75% de la exposición total.

Al ser el zinc un metal esencial, aún destinando el 20% de la dosis de referencia los resultados son excesivamente altos.

	<b>Zinc (ppm)</b> <b>Valor calculado</b>
Area de juego infantil	11406
Residencial con huerta	1784
Residencial	7309
Parque	26838
Comercial/Industrial	193907

La Directiva de aplicación de lodos establece 450 ppm.

Como no se trata de un metal tóxico la metodología de análisis de riesgos no es válida para derivar valores. Por otra parte es de esperar que, de estar presente, lo haga acompañado de otros contaminantes que sí lo sean.

Será necesario seguir otro criterio para establecer estándares, como podría ser utilizar el valor C de ecotoxicología para el uso residencial con jardín.

Pensamos que es mejor no establecer un estándar de calidad del suelo para la protección de la salud para el zinc.

## 6.10. CIANUROS

Se ha considerado únicamente la exposición por ingestión de suelo y por inhalación de partículas. No se ha tenido en cuenta la vía dérmica ni la alimentaria porque no hay información fiable que justifique o permita el cálculo de exposiciones.

Dada la importancia de los efectos agudos de los cianuros hemos calculado un valor teniendo en cuenta la referencia toxicológica para efectos agudos y comportamiento 'pica' o de ingestión deliberada de suelo en niños. Empleamos una tasa de ingestión de suelo de 10000 mg/día (Calabrese *et al*, 1992). Como se trata de efectos agudos se ha empleado un peso corporal de niños de 12 Kg que se corresponde al P50 de las niñas y al P25 de los niños de 2 años. El resultado de estas asunciones conduce a un valor de 24 mg/Kg.

Adoptamos una fracción de la dosis de efectos agudos (20%), esto es 5 mg/Kg para los usos residenciales y parque por la mayor posibilidad de acceso, mientras que para el uso comercial/industrial el estándar será 25 mg/Kg.

	<b>Cianuros (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	5
Residencial con huerta	5
Residencial	5
Parque	5
Comercial/Industrial	25

Estos valores son inferiores a los obtenidos por la metodología habitual de análisis de riesgos y efectos crónicos.

## 6.11. BENCENO

Se deriva el estándar teniendo en cuenta el efecto cancerígeno. Se calcula la exposición por cada ruta en función de la concentración en suelo. El estándar viene dado por la suma de las exposiciones por cada una de las vías, el 'slope factor' oral y aceptando un riesgo de  $10^{-5}$ . Se comprueba, por otra parte, cuál sería la concentración en suelo resultante de sumar las exposiciones que implican a la vía inhalatoria - inhalación de partículas, inhalación de vapores en el interior y exterior- y emplear la 'unit risk' inhalatoria. El valor más bajo de los dos será el estándar.

	<b>Benceno (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	0.2
Residencial con huerta	0.2
Residencial	2
Parque	5
Comercial/Industrial	10

Debe indicarse que estos valores tienen un elevado nivel de incertidumbre por la importancia del consumo de alimentos en la exposición y no existir datos empíricos del factor de transferencia suelo/planta.

## 6.12. ETILBENCENO

Se ha destinado a la contaminación del suelo el 10% de la dosis de referencia en el uso residencial con consumo de alimentos. En el resto de los usos la asignación será del 5% (mismo criterio que para tolueno y xilenos).

	<b>Etilbenceno (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	2
Residencial con huerta	2
Residencial	4
Parque	20
Comercial/Industrial	100

## 6.13. TOLUENO

De acuerdo con los datos de calidad de aire la exposición de fondo supone para el tolueno el 11% de la TDI. Como la ingestión de alimentos representa el 93.5% de la exposición total para el uso residencial con producción de hortalizas se ha destinado a la contaminación del suelo el 10% de la dosis de referencia para este uso y se reducirá la asignación al 5% para el residencial con huerta y resto de usos.

	<b>Tolueno (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	4
Residencial con huerta	4
Residencial	8
Parque	40
Comercial/Industrial	200

### 6.14. XILENOS

Las asignaciones serán las mismas que en el caso del tolueno y etilbenceno aunque la exposición de fondo es aproximadamente del 2% de la TDI.

	<b>Xilenos (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	4
Residencial con huerta	4
Residencial	8
Parque	40
Comercial/Industrial	200

### 6.15. FENOLES

Se destina el 10% de la dosis de referencia.

	<b>Fenoles (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	2.5
Residencial con huerta	2.5
Residencial	25
Parque	25
Comercial/Industrial	25

Debe indicarse que estos valores tienen un elevado nivel de incertidumbre por la importancia del consumo de alimentos en la exposición y no existir datos empíricos del factor de transferencia suelo/planta.

### 6.16. BENZO(A)PIRENO

Efecto cancerígeno. Riesgo añadido de cáncer  $10^{-5}$ .

	<b>Benzo(a)pireno (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	2
Residencial con huerta	2
Residencial	4
Parque	10
Comercial/Industrial	20

### 6.17. ANTRACENO

Se ha destinado el 10% de la TDI

	<b>Antraceno (ppm) Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	70
Residencial con huerta	70
Residencial	350
Parque	500
Comercial/Industrial	700

Debe indicarse que estos valores tienen un elevado nivel de incertidumbre por la importancia del consumo de alimentos en la exposición y no existir datos empíricos del factor de transferencia suelo/planta.

### 6.18. FLUORANTENO

Se ha destinado el 10% de la TDI

	<b>Fluoranteno (ppm) Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	8
Residencial con huerta	8
Residencial	50
Parque	60
Comercial/Industrial	80

Debe indicarse que estos valores tienen un elevado nivel de incertidumbre por la importancia del consumo de alimentos en la exposición y no existir datos empíricos del factor de transferencia suelo/planta.

### 6.19. NAFTALENO

Se ha destinado el 10% de la TDI

	<b>Naftaleno (ppm) Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	3
Residencial con huerta	3
Residencial	20
Parque	50
Comercial/Industrial	150

Debe indicarse que estos valores tienen un elevado nivel de incertidumbre por la importancia del consumo de alimentos en la exposición y no existir datos empíricos del factor de transferencia suelo/planta.

## 6.20. HCHs

Efectos distintos al cáncer

Se ha destinado el 20% de la TDI. Los valores calculados por efecto cáncer son más bajos que lo que las técnicas actuales de saneamiento permiten alcanzar, por lo que hemos derivado los estándares teniendo en cuenta los efectos distintos al cáncer. No obstante, hemos calculado los riesgos añadidos de cáncer, R, para los isómeros  $\alpha$  y  $\beta$  asociados a estos valores propuestos. Únicamente en el caso del isómero  $\alpha$  y para algunos usos se supera un riesgo de  $10^{-5}$ : residencial con huerta,  $5.7 \times 10^{-5}$  y residencial,  $2 \times 10^{-5}$ .

En este caso se ha aceptado una diferencia de 20 veces entre el uso más sensible y el comercial/industrial.

Los valores propuestos son:

	<b>alfa (ppm)</b>	<b>beta (ppm)</b>	<b>gamma (ppm)</b>
Area de juego infantil	0.4	0.1	1
Residencial con huerta	0.4	0.1	1
Residencial	1	0.3	3
Parque	4	1	10
Comercial/Industrial	8	2	20

## 6.21. PCBs

Valores derivados teniendo en cuenta el efecto cáncer y un riesgo añadido de cáncer de  $10^{-5}$ :

	<b>PCBs (ppm)</b> <b>Valor propuesto</b>
Area de juego infantil	5
Residencial con huerta	5
Residencial	40
Parque	40
Comercial/Industrial	50

**Tabla 3: Propuesta de valores VIE-B para los distintos usos, expresados en mg/kg suelo**

	AREA DE JUEGO INFANTIL	RESIDENCIAL CON HUERTA	RESIDENCIAL	PARQUE	INDUSTRIAL / COMERCIAL
METALES					
Arsénico	30	30	30	30	200
Cadmio	5	5	8	25	50
Cobre	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)
Cromo (total)	90	200	200	400	550
Cromo (VI) <sup>(2)</sup>	8	8	8	10	15
Mercurio	4	4	4	15	40
Molibdeno	75	75	75	250	750
Níquel	110	110	150	500	800
Plomo	120	120	150	450	1000
Zinc	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)
OTROS COMP. INORGANICOS					
Cianuros	5	5	5	5	25
COMPUESTOS AROMÁTICOS					
Benceno	0.2	0.2	2	5	10
Etilbenceno	2	2	4	20	100
Tolueno	4	4	8	40	200
Xileno	4	4	8	40	200
Fenoles	2.5	2.5	25	25	25
HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS					
Antraceno	70	70	350	500	700
Benzo-a-pireno	2	2	4	10	20
Fluoranteno	8	8	50	60	80
Naftaleno	3	3	20	50	150
COMPUESTOS CLORADOS					
α-HCH	0.4	0.4	1	4	8
β-HCH	0.1	0.1	0.3	1	2
γ-HCH	1	1	3	10	20
PCBs	5	5	40	40	50

<sup>(1)</sup> El valor límite derivado es del orden de decenas de g/kg

<sup>(2)</sup> Valor provisional

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso E., Cambra K., González de Galdeano L., Ibarluzea J.M., Martínez T. 1994. Valores máximos admisibles en suelo para la protección de la salud. En: *Calidad del Suelo. Propuesta de Plan Director para la Protección del Suelo*. IHOBE, S.A.-Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Bilbao. pp: 69-120
- Alvarez J., Eguzkiaguirre C., Fernández C., Sagarduy A. 1997. *Evaluación de la contaminación por compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera de Bizkaia*. Departamento de Sanidad, Laboratorio de Salud Pública, Bilbao (Informe interno).
- Amadori E. 1996. Umgang mit den Hinterlassenschaften einer stillgelegten Lindanproduktion. *4th HCH Forum*, Poznan, Poland.
- Ansorena J., Sanz E., Eceiza A. y Legorburu I. 1996. *Biodisponibilidad y acumulación de metales pesados por hortalizas cultivadas en suelos contaminados*. Memoria del proyecto nº 5012, IHOBE, S.A., Bilbao (Informe interno).
- Bachmann G., von Borries D. and König W. 1997. Standards for soil contamination: Results of a federal /State Working Group. *Int. J. Toxicol.*, **16**: 487-494.
- Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A. and Williams M. 1983. Relationships between the lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pestic. Sci.*, **14**: 492-500.
- Brown K.G. and Chien-Jen Chen. 1995. Significance of Exposure Assessment to Analysis of Cancer Risk from Inorganic Arsenic in Drinking Water in Taiwan. *Risk Analysis*, **15**(4): 475-484.
- Calabrese E.J. and Stanek E.J. 1992. Distinguishing outdoor soil ingestion from indoor ingestion in a soil pica child. *Regul Toxicol Pharmacol.*, **15**(1): 83-85.
- Calabrese E.J., Stanek E.J., Pekow P. and Barnes R. 1997. Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicol Environ Saf.*, **36**(3): 258-268.
- Cambra K., Alonso E. y Martínez T. 1996. *Análisis de riesgo de la contaminación del suelo en un área del Valle de Asua y de la contaminación derivada de hortalizas producidas en la zona*. Departamento de Sanidad, Bilbao (Informe interno).

- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1996. *Guidance Manual for Developing Site-specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada*. CCME, Ontario.
- Castillo J. e Iturrondobeitia J.C. 1994. Nivel de referencia de los suelos de la CAPV. En: *Calidad del Suelo. Propuesta de Plan Director para la Protección del Suelo*. IHOBE, S.A., S.A.-Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Bilbao, pp:19-67.
- Cirarda P. 1995. *Niveles de plomo en agua de consumo de viviendas familiares de la comarca del Gran Bilbao*. Departamento de Sanidad, Bilbao (Informe interno).
- Cornelis C. and Geuzens P. 1995. *Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden*. Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Mol, Belgium.
- Cowherd C., Muleski G., Engelhart P. and Gilette D. 1985. *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination*. EPA/600/8-85/002. NTIS PB-192219. Office of Health and Environment Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- *Decreto 28/1997 de 11 de Febrero* por el que se aprueban las Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. B.O.P.V, 12 de febrero de 1997.
- *Decreto 127/1997 de 27 de Mayo*, de corrección de errores del Decreto por el que se aprueban definitivamente las Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. B.O.P.V, 4 de junio de 1997.
- Departamento de Sanidad. 1994. *Encuesta de Nutrición de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- Departamento de Sanidad. 1998. *Descripción de la contaminación atmosférica en el Área del Gran Bilbao 1992-1996*. Departamento de Sanidad. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz (Informe interno).
- Dresch and Ollrogge. 1976. Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch bleihaltige Sportplatzbeläge. *Sportarzt und Sportmedizin*, **9**: 216-220.
- Duff R.M. and Kissel J.C. 1996. Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils. *J Toxicol Environ Health*, **48**(1): 93-106.

- EQ (Environmental Quality Management) and Pechan (E.H. Pechan and Associates). 1994. *A Comparison of Soil Volatilization Models in Support of Superfund Soil Screening Level Development*. Contract No. 68-D3-0035. Prepared for Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- EUSTAT. 1993. *Encuesta de Presupuestos de Tiempo*. Servicio General de Publicaciones, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- Ferguson C. 1995. *The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms*. Department of the Environment, London, UK. (Internal report).
- Ferguson C., Darmendrail D., Freier K, Jenssen B.K., Jenssen J., Kasamas H., Urzelai A. and Vegter J. (editors). 1998. *Risk Assessment of Contaminated Sites in Europe*. Volume 1. *Scientific Basis*. LQM Press, Nottingham.
- Finley B.L., Proctor D., Scott P., Price P., Harrington N. and Paustenbach D.J. 1994. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, **14**(4): 533-553.
- Freier K., Grünhoff D., Hempfling R., Stubenrauch St. And Doetsch P. 1998. The UMS-system for exposure and risk assessment of contaminated sites. *Contaminated Soil'98*. Thomas Telford, London. pp: 301-309.
- Hwang S.T. and Falco J.W. 1986. *Estimation of Multimedia Exposure Related to Hazardous Waste Facilities*. Y. Cohen, Ed. Plenum Publishing, .
- IHOBE, S.A. 1994a. *Documento Estratégico. Propuesta de Plan Director para la Protección del Suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, Spain.
- IHOBE, S.A. 1994b. *Manual Práctico para la Investigación de la Contaminación del Suelo. Propuesta de Plan Director para la Protección del Suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, Spain.
- Jalón M., Urieta I., Macho M.L. y Azpiri M. 1997. *Vigilancia de la contaminación química de los alimentos en la Comunidad Autónoma del País Vasco 1990-1995*. Departamento de Sanidad, Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- JECFA. 1996. Summary of evaluations performed by the Joint FAO-WHO Expert Committee on Food Additives. FAO\_IPCS. 1996.

- Johnson P.C. and Ettinger R.A. 1991. Heuristic Model For Predicting The Intrusion Rate Of Contaminant Vapors Into Buildings. *Environment Science and Technology*, **25**(8): 1445-1452.
- Jury W.A., Farmer W.J. and Spencer W.F. 1984. Behavior assessment model for trace organics in soil: II. Chemical classification and parameter sensitivity. *J. Environ. Qual.* 13(4):567-572.
- Kalberlah F. *et al.* 1993. *Basisdaten Toxicologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbensteihing bei Altlasten*. Umwelt Bundes Amt, Berlin.
- Martínez T., Alonso E., González de Galdeano L. and Cambra K. 1995. Setting soil quality standards for health protection in the Basque Autonomous Country. En: *Contaminated Soil'95*, (Ed.: W.J. van den Brink, R. Bosman and F. Arendt), Kluwer Academic Publishers, Amsterdam. pp: 739-740.
- Martínez T, Alonso, E. 1998. *Revisión bibliográfica de parámetros de exposición: ingestión de suelo y vía dérmica*. Departamento de Sanidad. Bilbao. Informe interno.
- McKone T.E. 1990. Dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix. *Risk Analysis*, **10**(3): 407-419.
- McKone T.E. and Howd R.A. 1992. Estimating dermal uptake of nonionic organic chemicals from water and soil: I. Unified fugacity-based models for risk assessment. *Risk Analysis*, **12**(4): 543-557
- Mushak P. and Crocetti A.F. 1995. Risk and Revisionism in Arsenic Cancer Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives*, **103**(7-8):684-688.
- Nielsen E., Larsen P.B., Hansen E., Ladefoged O., Mortensen I., Strube M. and Poulsen M. 1995. *Toksikologiske kvalitetskriterer for jord og drikkevand*. Project nr. 12. Miljf -og Energiministeriet, Miljfstyrelsen, Copenhagen.
- Ollrogge and Reich. 1994. Assessment of maximum exposure to soil contaminants during gardening. En: *Toxic and carcinogenic effects of soil particles in the respiratory tract*. (Eds.: Mohr *et al* ). ILSI Press, Washington DC. pp 533-540.
- Ryan J.A., Bell R.M., Davidson J.M. and O'Connor G.A. 1988. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, **17**(12): 2299-2323.
- Sanz E., Ansorena J., Merino D. y Legorburu I. 1997. *Biodisponibilidad de metales traza en suelos de la Comunidad Autónoma Vasca*. Memoria del proyecto nº 5012, IHOBE, S.A., Bilbao (Informe interno).

- Schneider K., Oltmanns J. and Kalberlah F. 1997. *Erarbeitung weiterer Prüfwertvorschläge für den Direktpfad zu weiteren boden- und altlastenrelevanten Stoffen*. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg.
- Sedman R.M. and Mahmood R.J. 1994. Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies. *J Air Waste Manage Assoc.* **44**(2): 141-144.
- Stanek E.J. and Calabrese E.J. 1994. Limits in soil ingestion data: The potential for imputing data when soil ingestion estimates are below the detection limit. *Journal of Soil Contamination*, **3**(3): 225-229.
- Stanek E.J. and Calabrese E.J. 1995. Daily estimates of soil ingestion in children. *Environ Health Perspect.*, **103**(3): 276-285.
- Stanek E.J., Calabrese E.J., Barnes R. and Pekow P. 1997. Soil ingestion in adults-Results of a second pilot study. *Ecotoxicol Environ Saf.*, **36**(3): 249-257.
- Swedish Environmental Protection Agency. 1996. *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Report 4639. Swedish EPA, Stockholm.
- Tseng W.P., Chu H.M., Howw S.W., Fong J.M., Lin C.S. and Yeh S. 1968. Prevalence of Skin Cancer in an Endemic Area of Chronic Arsenicism in Taiwan. *Journal of the National Cancer Institute*, vol. 40, 443-463.
- Trapp S., Matthies M. and Reiter B. 1998. *Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad. Teilprojekt Transferfaktoren Boden-Pflanze*. UFOPLAN-Nr. 107 02 005, Institut für Umweltsystemforschung (Osnabrück)- UBA (Berlin).
- Tseng W.P. 1977. Effects and Dose Reponse Relationships of Skin Cancer and Blackfoot Disease with Arsenic. *Environ. Health Perspect.*, **19**: 109-119.
- US-EPA. *IRIS, Integrated Risk Information System*. U.S EPA, Washington D.C.
- US-EPA. 1989a. *Exposure Factors Handbook*. Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC.
- US-EPA. 1989b. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A)*. EPA/540/1-89/002. U.S. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.

- US-EPA. 1991a. *Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
- US-EPA. 1991b. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual. (Part B. Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. Interim Publication 9285.7-01B. Washington, DC.
- US-EPA. 1992. *Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications*. Interim Report EPA/600/8-91/011B. Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- US-EPA. 1996. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. EPA/540/R-95/128. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC.
- Van den Berg, R. 1991. *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve in kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden*. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Rapport nr. 725201006.11, Bilthoven.
- Wester R.C., Maibach H.I., Bucks D.A.W., Sedick L., Melendres J., Liao C. and Dizio S. 1990. Percutaneous absorption of [<sup>14</sup>C] DDT and [<sup>14</sup>C] Benzo(a)pyrene from soil. *Fundam. Appl. Toxicol.*, **15**: 510-516.
- Wester R.C., Maibach H.I., Sedick L., Melendres J. 1993. Percutaneous absorption of PCBs from soil: in vivo rhesus monkey, in vitro human skin, and binding to powdered human stratum corneum. *J. Toxicol. Environ. Health.*, **39**: 375-382.
- Williams D.R., Paslawski J.C. and Richardson G.M. 1996. Development of a Screening Relationship to Describe Migration of Contaminant Vapors into Buildings. *J. Soil Contam.*, **5**(2): 141-156.
- WHO. 1987. *Air Quality Guideline for Europe*. WHO Regional Publications, European Series N° 23, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO. 1993. *Guidelines for Drinking Water Quality, Volume 1. Recommendations (2nd edition)*. WHO, Geneva.

## **ANEXO I**

### **EFFECTOS EN SALUD DE LOS CONTAMINANTES REFERENCIAS PARA VALORAR SU TOXICIDAD**



A continuación presentamos, en síntesis, la información toxicológica más relevante para cada contaminante. Se especifican, así mismo, las dosis máximas, que se pueden considerar seguras, establecidas por la OMS (TDI, PTDI, etc...), las dosis de referencia (RfD) de la EPA (IRIS) y los valores orientativos de la U.B.A., Alemania. En cada caso se incluye:

- (1) El efecto adverso crítico que se ha considerado
- (2) La dosis que se ha empleado para los cálculos, bien sea, la correspondiente al nivel máximo sin efecto adverso observado (NOAEL) o al nivel mínimo con efecto observado (LOAEL)
- (3) El factor de incertidumbre empleado (U.F.)
- (4) Si el metal es cancerígeno, grupo en el que está clasificado y el valor de la unidad de riesgo (UR).

En el apartado de **Valoración de la Toxicidad** se han recogido únicamente efectos distintos a cáncer. Los valores orientativos alemanes se refieren a dosis absorbidas, mientras que los de la OMS y de la EPA son dosis administradas. Hemos realizado los cálculos correspondientes para que las dosis sean comparables, y especificamos siempre si la dosis es administrada o absorbida para evitar posibles confusiones.

Se han considerado, en principio, las vías oral e inhalatoria y únicamente existen valores orientativos alemanes cuando se consideran efectos distintos al cancer.

En el caso de efectos cancerígenos se presentan las unidades de riesgo (UR) y los factores de potencia carcinogénica establecidos por la EPA y recogidos en IRIS, que serán los que se adoptarán.

## DEFINICIONES

### Efectos distintos a cáncer

Básicamente las definiciones de las dosis de referencia coinciden entre los distintos organismos que realizan su cálculo y son las que se presentan a continuación:

#### O.M.S.

*T.D.I.* (Ingesta diaria tolerable). Cantidad de una sustancia, expresada en función del peso corporal que puede ser ingerida por el hombre diariamente durante toda la vida sin que se espere que se produzcan efectos nocivos para la salud. La T.D.I. tiene en cuenta la subpoblación más sensible.

*A.D.I.* (Ingesta diaria aceptable). Cantidad de aditivo que puede ser consumido diariamente, durante toda la vida, sin riesgos significativos para la salud humana.

Otras referencias de la OMS, con definición similar, son PTWI (ingesta semanal tolerable provisional) y PMTDI (ingesta diaria tolerable máxima provisional).

#### E.P.A.

*RfD* ("Dosis crónica de referencia"). Estimación (con una incertidumbre que puede alcanzar hasta un orden de magnitud o más) del nivel de exposición humana, durante un periodo que puede alcanzar toda la vida, incluyendo subpoblaciones sensibles, para el que es probable que no exista riesgo apreciable de efecto nocivo.

#### UBA

*Valores orientativos* Dosis corporales totales de una sustancia peligrosa para las cuales, consideradas individualmente y según el nivel actual de conocimientos, no es de esperar ningún efecto perjudicial sobre la salud. Normalmente están referidos a dosis absorbidas.

### Efecto cáncer

Las sustancias han sido clasificadas por la EPA ("Environmental Protection Agency" de EE.UU.) y la IARC (International Agency for Research on Cancer) de la forma siguiente:

- Clasificación de cancerogenicidad según la EPA

GRUPO	DESCRIPCION
A	Cancerígeno probado para el hombre
B	Probable cancerígeno para el hombre B1 Datos limitados en humanos B2 Suficiente evidencia en animales y evidencia limitada o inexistente en humanos
C	Posible cancerígeno para el hombre
D	No clasificable como cancerígeno para el hombre
E	Existe evidencia de que no es cancerígeno para el hombre

La cuantificación de la potencia cancerígena viene dada por:

*Factor de Pendiente (“Slope Factor”)*. Generalmente este factor es el límite superior del intervalo de confianza de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición en un período de vida y se emplea para calcular la probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de una exposición a una sustancia.

*Unidad de riesgo de cáncer (“Unit Risk”)*. Estimación del límite superior del incremento de la probabilidad de que un individuo pueda desarrollar cáncer cuando está expuesto a una sustancia a lo largo de la vida a una concentración del 1 µg/L en agua o 1 µg/m<sup>3</sup> en aire.

- Clasificación de cancerogenicidad según IARC:

GRUPO	DESCRIPCION
1	Cancerígeno probado para el hombre. (Sustancias químicas o grupos de sustancias para las que existe evidencia suficiente de asociación causal por medio de estudios epidemiológicos)
2	Probable cancerígeno para el hombre 2A Suficiente evidencia de cancerogenicidad en animales y limitada en humanos 2B Suficiente evidencia en animales y evidencia inadecuada en humanos
3	Sustancias químicas no clasificables



## 1. COMPUESTOS INORGÁNICOS

### 1.1. METALES

#### ARSÉNICO

##### Efectos en salud:

El arsénico inorgánico es un cancerígeno para el hombre y está clasificado por la IARC en el grupo 1. Se ha observado una alta incidencia de cáncer de piel y, posiblemente otros cánceres, en poblaciones que consumen agua de bebida con altas concentraciones de arsénico.

Un efecto adverso significativo es la enfermedad de los pies negros, cuya incidencia aumenta con la edad y la dosis. También se ha observado aumento de la incidencia de hiperpigmentación y queratosis.

Por vía inhalatoria el efecto crítico es el cáncer de pulmón. Se ha observado un incremento de la incidencia de cáncer de pulmón en varios grupos expuestos ocupacionalmente a compuestos de arsénico inorgánico.

##### Valoración de la toxicidad:

###### Vía oral:

OMS: La JECFA estableció en 1983 una PMTDI de 2 µg/Kg para el arsénico inorgánico confirmada como una PTWI de 15 µg/Kg. La JECFA, apuntó, sin embargo, que el margen entre la PTWI e ingestas consideradas como tóxicas en estudios epidemiológicos era estrecho.

IRIS: El efecto tóxico significativo estudiado por Tseng en 1977 tras la exposición oral crónica a arsénico en población humana es la enfermedad de los pies negros (enfermedad vascular periférica). Otros autores (Cebrian 1983, Southwick et al 1983, Hindmarsh et al 1977) han relacionado la ingesta crónica de arsénico con hiperpigmentación y con queratosis palmar y plantar.

Existen estudios en hamsters (Carpenter, 1968), en los que tras la inyección de arsénico durante el embarazo aparecen malformaciones (encefalopatías, defectos en el esqueleto y genitourinarios).

El cálculo de la dosis de referencia se basa en un NOAEL de 0,009 mg/L (0,8 µg/Kg.día) (Tseng et al) al que se le ha aplicado un factor de incertidumbre de 3 por posibles efectos en la reproducción. La RfD es 0,3 µg/Kg.día. El LOAEL se ha fijado en 0,17 mg/L (14 µg/Kg.día).

U.B.A. : El efecto tóxico valorado son los efectos dérmicos; los estudio fundamentales son de Tseng (1968, 1977) en población humana. El valor orientativo dado es de 0,3  $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$  basado en un NOAEL de 0,8  $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$ , aceptando una absorción del 100 %. Se aplica un factor de incertidumbre de 3.

Vía inhalatoria:

IRIS: No hay datos.

U.B.A.: Considera como efectos tóxicos críticos, los efectos dérmicos y neurotóxicos. A partir de estudios en humanos (Bloms et al, 1985), en los que se determinó un LOAEL de 1  $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$  (50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), admitiendo una absorción del 30 % y un factor de incertidumbre de 100, proponen un valor orientativo de 0,01  $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$  (0,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### Cancerogenicidad:

Vía Oral:

OMS: Las 'Guías de calidad del agua potable' establecen un valor guía provisional de 10  $\mu\text{g}/\text{L}$ , que además es el límite práctico de cuantificación. El riesgo adicional de cáncer de piel durante toda la vida asociado con la exposición a esa concentración es  $6 \times 10^{-4}$ .

Asumiendo un consumo diario de 2 L y un peso corporal de 70 Kg se llega a un 'factor de pendiente' de  $2 \times 10^{-3}$  ( $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$ )<sup>-1</sup>.

IRIS: EPA lo clasifica en el grupo A cancerígeno para el hombre. Tras la exposición a un agua de bebida rica en arsénico aumenta significativamente la prevalencia de cáncer de piel (Tseng 1968). La unidad de riesgo por exposición a agua de bebida es 0,00005 ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )<sup>-1</sup>(Tseng 1977).

La EPA (revisión 07/01/95) establece una 'slope factor' de  $1.5 \times 10^{-3}$  ( $\mu\text{g}/\text{Kg.día}$ )<sup>-1</sup>.

Un informe de la EPA apunta que las incertidumbres asociadas a la ingestión del arsénico inorgánico son tales que las estimaciones podrían reducirse hasta en un orden de magnitud con relación a las estimaciones de los riesgos asociados a la mayoría de los carcinógenos.

El riesgo de cáncer asociado a la RfD establecido por la misma EPA es  $5.1 \times 10^{-4}$ .

Vía inhalatoria:

IRIS: Clasificado como A . La mayoría de los estudios se han realizado en población trabajadora (Enterline and Marsh, 1982, Lee-Feldstein, 1983, Higgins 1982) y en animales: Produce cáncer de pulmón. La unidad de riesgo es  $0,0043 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pero sólo puede utilizarse a concentraciones en aire inferiores a  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### **Elección del valor de referencia**

Para efectos no cancerígenos e ingestión se adopta la dosis máxima tolerable provisional de la OMS para el arsénico inorgánico de  $2 \mu\text{g}/\text{Kg.día}$ . Para inhalación  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y una absorción del 30 %.

Para efectos cancerígenos se adopta para ingestión un factor de pendiente de  $1,5 \times 10^{-3} \text{mg}/\text{Kg.día}$ . Para la inhalación se adopta directamente la UR de  $4,3 \times 10^{-3}(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

## **CADMIO**

### **Efectos en salud**

El riñón es el órgano diana para el cadmio y el efecto crítico la proteinuria. La concentración crítica de cadmio en la corteza renal que produciría un 10 % de prevalencia de proteinuria de bajo peso molecular en la población general es aproximadamente  $200 \text{mg}/\text{Kg}$ , la cual se alcanzaría tras una ingesta diaria de aproximadamente  $75 \mu\text{g}$  por persona durante 50 años. La tasa de absorción del cadmio varía con la fuente: 2,5 % para el procedente de los alimentos y 5% para el procedente del agua.

Estudios de inhalación han demostrado un incremento altamente significativo del cáncer de pulmón en ratas dependiente de la dosis.

También se ha observado en varios estudios un exceso de cáncer de pulmón entre trabajadores expuestos al cadmio.

### **Valoración de la toxicidad:**

Vía oral:

OMS: Asumiendo una tasa de absorción del Cd por la dieta del 5%, la JECFA concluyó que si los niveles de Cd en la corteza renal no excedían de  $50 \text{mg}/\text{Kg}$  la ingesta total de Cd no debería exceder de  $1 \mu\text{g}/\text{Kg.día}$ . La PTWI por tanto fue  $7 \mu\text{g}/\text{Kg}$  de peso corporal.

Destina el 10% de la PTWI para establecer el valor guía de calidad del agua potable.

IRIS: A partir de estudios de exposición crónica en humanos (EPA 1985), se ha determinado que el NOAEL se corresponde con una concentración de cadmio en la corteza renal de 200 µg/g (peso húmedo). La EPA emplea un modelo tóxico-cinético para calcular cuál es la dosis que conduce a esta concentración en la corteza renal. Asumiendo que se elimina diariamente el 0,01% y la absorción es del 2,5% en alimentos y el 5 % en agua, se ha calculado que la dosis correspondiente al NOAEL es 5 µg Cd/Kg.día en agua. La EPA propone el empleo de un factor de incertidumbre de 10 para tener en cuenta la variabilidad entre individuos. Esto conduce a una RfD de 0,5 µg/Kg.día en agua y  $1 \times 10^{-3}$  mg/Kg.día en alimentos.

U.B.A. : Se ha considerado como efecto crítico la nefrotoxicidad en humanos, con un LOAEL de 0.05 µg/Kg.día, (Lauwerys et al. 1991). Asumen una absorción del 5 % y aplicando un factor de incertidumbre de 2, obtienen un valor (dosis absorbida) de 25 ng/Kg.día.

Vía inhalatoria:

IRIS: No hay datos

U.B.A. : Consideran la toxicidad al aparato respiratorio en ratas el efecto crítico. A partir de un LOAEL de 0.1 mg/ m<sup>3</sup> (Glaser et al. 1986) y de un factor de incertidumbre de 3000 obtienen un valor orientativo absorbido de 35 ng/ m<sup>3</sup>. (Provisional).

### **Cancerogenicidad:**

El cadmio y los compuestos de cadmio han sido clasificados por la IARC en el grupo I (carcinógeno para el hombre) y por la EPA como B1 (probable cancerígeno). La agencia americana ha calculado para la vía inhalatoria una unidad de riesgo de  $1,8 \times 10^{-3}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>.

### **Elección de la dosis de referencia**

Se adopta para ingestión la dosis establecida por la OMS: 1 µg/Kg.día, que por otra parte coincide con la RfD de alimentos del IRIS.

Para la vía inhalatoria se adopta el valor de 5 ng/Kg.día (absorbido) y 25 % de absorción para efectos no cancerígenos y la unidad de riesgo de  $1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  para efectos cancerígenos.

## ZINC

### Efectos en salud

El Zn es un nutriente esencial con dosis recomendadas que van de 5 a 15 mg/día según edad y sexo. Se encuentra prácticamente en todos los alimentos y aguas potables en forma de sales o complejos orgánicos.

Ingestas elevadas de Zn pueden alterar el balance del cobre, considerado importante porque deficiencias crónicas de cobre pueden producir efectos adversos.

También se ha asociado el descenso de los niveles de lipoproteínas de alta densidad como un efecto del zinc.

### Valoración toxicológica:

Vía oral:

OMS: En 1982 la JECFA propuso una PMTDI de 1 mg/Kg.día.

No se consideró necesario establecer un valor guía para el agua potable.

IRIS: La RfD oral se basó en un estudio clínico (Yadrick et al. 1989) que investigaba los efectos de un suplemento oral de Zn sobre el balance del hierro y el cobre; el efecto crítico considerado fue una disminución del 47 % en la actividad de la superóxido dismutasa eritrocitaria (indicador de la alteración del metabolismo del Cu) en mujeres adultas y tras 10 semanas de exposición. Para este efecto, el LOAEL fue 1 mg/Kg.día, valor que es la suma de la dosis suplementaria y de la ingesta estimada del estudio de Dieta Total de 1982-1986 (Pennington et al., 1989).

Se utilizó un factor de incertidumbre de 3 basado en un LOAEL mínimo obtenido de un estudio de duración moderada sobre población humana más sensible y en la consideración de ser esta sustancia un nutriente esencial de la dieta, con lo que la RfD es 0,3 mg/Kg.día. Esta RfD cumple con los requerimientos de Zn para adolescentes y adultos pero no suministra la ingesta recomendada para grupos de población con mayores requerimientos como mujeres en periodo de lactancia o niños pequeños.

U.B.A.: En la revisión definitiva no se considera apropiado establecer una dosis de referencia.

Vía inhalatoria:

IRIS: RfC no disponible.

U.B.A.: En la revisión definitiva no se considera apropiado establecer una dosis de referencia.

#### **Cancerogenicidad:**

IARC: No clasificado.

EPA: D (No clasificable como cancerígeno humano).

#### **Elección del valor de referencia:**

Para ingestión se adopta el valor de la OMS: 1 mg/Kg.día.

EPA ha calculado una RfD = 0,3 mg/kg.día considerando que los efectos no deseados comienzan con una ingesta de 1 mg/kg.día y aplicando un factor de incertidumbre de 3. El grupo de Friburgo por su parte, ha presentado un valor orientativo de 1 mg/kg.día, a partir de un nivel mínimo con efecto observado de 1,9-2,9 mg/kg.día aplicando un factor de incertidumbre de 2.

Entendemos que puede existir cierta incongruencia en la argumentación del grupo de la EPA, pues reconoce que pueden existir grupos de población, como mujeres y niños, cuyos requerimientos de zinc sean superiores a la RfD.

## **COBRE**

### **Efectos en salud**

El cobre es un elemento esencial. En adultos la absorción y grado de retención dependen de la dosis diaria ingerida. Puede observarse en algunos individuos irritación gástrica aguda por consumo de agua con niveles de cobre por encima de 3 mg/L. En adultos con degeneración hepatolenticular el mecanismo de regulación del cobre es defectuoso y una ingestión prolongada puede conducir a cirrosis linfática.

### Valoración de la toxicidad:

#### *Vía oral:*

OMS: En 1982 la JECFA propuso una PMTDI de 0,5 mg/Kg.día basándose en un estudio en perros.

Asignando al agua potable el 10% de la PMTDI se calcula un valor guía provisional basado en criterios sanitarios. Dado que sigue habiendo incertidumbres sobre la toxicidad del cobre para los seres humanos el valor guía se considera provisional.

IRIS: No dispone de dosis de referencia para exposición crónica oral de cobre.

U.B.A. : Considera el cobre un metal esencial para el hombre. Establece una dosis absorbida de 0.025 mg/Kg-día y una absorción del 50%.

### Cancerogenicidad:

No clasificado como cancerígeno.

### Elección del valor de referencia

Se adopta el valor de la PMTDI, 0,5 mg/Kg.día. para ingestión.

No hay referencias para la vía inhalatoria.

## CROMO

### Efectos en salud

El cromo se presenta generalmente en forma tri o hexavalente. El Cr (VI) se absorbe mejor que el Cr (III), que es un nutriente esencial, a través del tracto gastrointestinal y es capaz de penetrar las membranas celulares.

Aunque podría considerarse establecer distintos valores toxicológicos límite para el Cr (III) y el Cr (VI), la metodología analítica actual indica la conveniencia de establecer un único valor para el cromo total, el cual se obtendrá a partir de la información toxicológica del Cr (VI) por ser éste el más crítico en estudios realizados en ratas.

Varios estudios epidemiológicos ocupacionales han demostrado el carácter cancerígeno del cromo por vía inhalatoria.

**Valoración de la toxicidad:**

Vía oral:

OMS: No dispone de dosis máxima tolerable.

El valor guía para el agua potable es 0.05 mg/L, que es provisional, considerando poco probable que presente riesgos importantes para la salud, hasta que se obtenga información adicional que permita una reevaluación.

IRIS: La EPA considera que no han sido publicados efectos adversos. En el estudio de Mckenzie et al, 1958 en ratas a las que se suministró durante 1 año agua conteniendo de 0 a 25 mg/L de Cr(VI), no se observaron efectos, ni una acumulación de Cr(VI) en los tejidos.

El cálculo de la dosis de referencia se basa en un NOAEL de 25 mg/L de  $K_2CrO_4$  (convertido a 2,4 mg/Kg.día Cr(VI)). Se ha aplicado un factor de incertidumbre de 500, 10 por la variación interhumana, 10 por la variación interespecie y 5 debido a que el tiempo de exposición del estudio principal ha sido menor que el tiempo de vida. La RfD es de 5  $\mu$ g/Kg.día para sales solubles de Cromo(VI).

La EPA indica que la RfD para las sales solubles de Cr(VI) puede cambiar en un futuro próximo dependiendo de los resultados de una revisión que se está llevando a cabo.

U.B.A. : Para el Cr (VI) considera que aparecen efectos sistémicos en ratas (Makenzie et al, 1958). El valor orientativo es de 5  $\mu$ g/Kg.día (administrado), partiendo de un NOAEL de 2,4 mg/Kg.día y con un factor de seguridad de 500.

Vía inhalatoria:

IRIS: No hay datos.

U.B.A. : El efecto considerado en humanos es la nefrotoxicidad. Se basa en un estudio de Lindberg y Vesterberg, 1983. El valor orientativo es 14 ng/Kg.día (administrado) y parte de un LOAEL de 0,14  $\mu$ g/Kg.día; ( $0.5 \mu$ g/ m<sup>3</sup>) aplicando un factor de seguridad de 10.

**Cancerogenicidad:**

IARC: Ha clasificado el Cr (VI) en el grupo 1 (carcinógeno para el hombre)

EPA: Clasificado en el grupo A (cancerígeno en humanos). Numerosos estudios epidemiológicos en población trabajadora han establecido la asociación entre la exposición a Cr(VI) y el cáncer de pulmón. Existe también suficiente evidencia de cancerogenicidad en animales.

Unidad de Riesgo para exposición oral: No disponible.

Unidad de Riesgo para inhalación:  $0,012 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . No puede ser usada si la concentración en el aire excede  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### Elección del valor de referencia

Se adopta, para vía oral, la RfD de IRIS para el Cr (VI):  $5 \mu\text{g}/\text{Kg.día}$ .

Para la vía inhalatoria y efectos cancerígenos se adopta la U.R. de  $0,012 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Para efectos no cancerígenos la concentración de referencia será  $5 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

## MERCURIO

### Efectos en salud

Los efectos tóxicos del mercurio dependen de la forma química en que se encuentra.

El riñón es el órgano diana para el mercurio inorgánico, cuya absorción intestinal es alrededor del 15 %, mientras que el metil-mercurio, con una absorción superior al 90 %, afecta sobre todo al sistema nervioso central.

Las sales inorgánicas del mercurio divalente son tóxicos corrosivos; aunque la exposición crónica a  $\text{Hg}^{2+}$  en humanos no está bien documentada, se ha demostrado que produce acrodinia (enfermedad rosácea) en niños susceptibles.

Los efectos neurológicos de los compuestos orgánicos de mercurio parecen ser irreversibles.

### Valoración de la toxicidad:

Vía oral:

OMS: En 1972 la JECFA estableció una ingesta semanal máxima tolerable, (PTWI) de  $5 \mu\text{g}/\text{Kg}$  del cual no más de  $3,3 \mu\text{g}/\text{Kg}$  deberían estar en forma de

metil-mercurio. En 1988 la JECFA reevaluó el metil-mercurio y confirmó el valor anterior para la población general, apuntando que embarazadas y mujeres en periodo de lactancia estarían expuestas a mayor riesgo por el metil-mercurio.

Como la exposición más importante es la relacionada con los alimentos, se asignó al agua potable el 10% de la PTWI para la derivación del valor guía.

IRIS: Actualmente la EPA tiene establecida una RfD para el cloruro mercúrico. El efecto adverso más sensible para la evaluación del riesgo es la formación de glomerulonefritis autoinmune inducida por el mercurio mercúrico. A partir de estudios de aplicación subcutánea y de alimentación crónica con ratas se establecieron LOAEL de 0.226 y 0.317 mg/Kg.día. Se estableció una RfD de 0.3 µg/kg.día empleando un factor de incertidumbre de 1000, 10 por el empleo de un LOAEL en vez de NOAEL, 10 por partir de estudios subcrónicos y 10 por el paso de animal a humano y para protección de individuos sensibles. La absorción del Hg 2+ por vía oral se considera el 7%.

U.B.A. : Se han considerado las alteraciones en el sistema inmunológico como efecto crítico para el mercurio inorgánico, con un NOAEL absorbido observado en ratones de 3 µg/Kg.día (Hultman & Enestrom, 1992). Aplicando una absorción del 7 % y un factor de incertidumbre de 200 se obtiene un valor orientativo de 0,015 µg/Kg.día (dosis absorbida).

Vía inhalatoria:

IRIS: No hay datos. Está siendo revisado actualmente.

U.B.A. : Han considerado que la neurotoxicidad es el efecto crítico del mercurio inorgánico. A partir de datos de exposición en humanos se ha obtenido un LOAEL de 1,36 µg/Kg.día (Langworth et al., 1992). Aplicando una absorción del 80 % y un factor de incertidumbre de 50, obtienen un valor orientativo de 0,03 µg/Kg.día (absorbido). Este valor equivale a 0.13 µg/m<sup>3</sup> de aire inhalado.

**Cancerogenicidad:**

La EPA ha clasificado el mercurio inorgánico en el grupo D (no clasificable como carcinógeno humano).

El cloruro mercúrico está clasificado como C, posible carcinógeno humano, debido a la ausencia de datos en humanos y evidencia limitada de carcinogenicidad en ratas y ratones.

### Elección del valor de referencia

Para el mercurio inorgánico se adoptan los valores de la EPA, esto es 0,3 µg/Kg.día. Esta será la referencia utilizada en la derivación de estándares por entender que el mercurio estará preferentemente el suelo como mercurio inorgánico.

Para la vía inhalatoria se tendrá en cuenta la referencia UBA, 0.03 µg/Kg.día y absorción del 80%.

## MOLIBDENO

### Efectos en salud

El Molibdeno es un nutriente esencial de la dieta y forma parte de varios enzimas de mamíferos. La dosis diaria estimada adecuada varía entre 25-150 µg/día, para niños, y 75-250 µg/día para adolescentes y adultos.

Los efectos descritos por exposición crónica al molibdeno son síntomas similares a la gota: dolor, hinchazón y deformidades de las articulaciones y, sobre todo, un aumento del ácido úrico en sangre.

El molibdeno afecta el metabolismo del cobre, aumentando su excreción por la orina.

### Valoración de la toxicidad:

Vía oral:

OMS: No dispone de dosis máxima tolerable.

En un estudio de dos años de duración sobre seres humanos expuestos a través del agua de bebida se llegó a la conclusión de que el NOAEL era de 0.2 mg/L. Existe cierta inquietud acerca de la calidad de este estudio. Normalmente se aplicaría un factor de incertidumbre de 10 para reflejar la variación dentro de la especie. No obstante, como el molibdeno es un elemento indispensable, se considera suficiente un valor de 3. Esto proporciona un valor guía de 0.07 mg/L.

IRIS: La derivación de la RfD se fundamenta en un estudio epidemiológico transversal, realizado durante 6 años (Koval'Sky et al., 1961), que correlaciona la ingesta de molibdeno por la dieta con el nivel de ácido úrico en suero y con una enfermedad similar a la gota que afectaba a la población adulta en dos

poblaciones limítrofes. Una de las poblaciones estaba sometida a una exposición sensiblemente superior. Basándose en este estudio se asumió un LOAEL de 0,14 mg/Kg.día, dosis que puede resultar en niveles de ácido úrico en suero superiores al rango medio de la población adulta. Se aplicó un factor de incertidumbre de 30; 10 por la utilización del LOAEL en lugar del NOAEL en el estudio a largo plazo y 3 para la protección de población sensible, obteniéndose una RfD de 5 µg/Kg.día. (Tienen en cuenta que el estudio fue llevado a cabo sobre un tamaño de población relativamente grande y que la RfD está sólo ligeramente por encima de la ingesta diaria considerada segura).

#### **Elección del valor de referencia**

Al no existir dosis máxima tolerable por parte de la OMS, se adopta la RfD de IRIS: 5 µg/Kg.día.

## **NÍQUEL**

### **Efectos en salud**

La información sobre la toxicidad del níquel por vía digestiva es escasa y procede sobre todo de estudios con ratas. Estudios con humanos han mostrado efectos dérmicos: irritación, eczema, etc.

El níquel es un elemento traza esencial para varias especies animales. El requerimiento para humanos no se ha demostrado de manera concluyente.

Por vía inhalatoria la exposición a níquel se relaciona con manifestaciones alérgicas de asma.

Desde el punto de vista de cancerogenicidad, se ha encontrado un riesgo superior entre trabajadores expuestos al polvo de las refinerías de níquel frente a varios tipos de cáncer: de pulmón, de la cavidad nasal, de laringe y gástrico.

### **Valoración de la toxicidad:**

Vía oral:

OMS: Sobre la base de un estudio de alimentación en ratas en las que se observó una alteración de las razones peso de órganos/peso corporal, se adoptó un NOAEL = 5 mg/Kg.día. Una TDI de 5 µg/Kg.día fue derivada usando un

factor de incertidumbre de 1000: 100 por variación intra e interespecies y 10 por la carencia de estudio adecuado sobre exposición crónica y efectos sobre la reproducción.

Si se asigna al agua potable el 10% de la TDI, se obtiene un valor guía basado en criterios sanitarios de 0.02 mg/L que debería proporcionar protección suficiente para las personas sensibles al níquel.

IRIS: La EPA ha realizado la valoración para las sales solubles de níquel. Se ha considerado como efecto crítico la disminución del peso corporal y de órganos; a partir de los resultados del estudio de exposición crónica en ratas realizado por Ambrose et al., 1976. A un NOAEL de 5 mg/Kg.día, se le ha aplicado un factor de 10 por variación intraespecies, un factor de 10 para proteger grupos más sensibles, y un factor de 3 por deficiencias en los estudios sobre alteraciones en la reproducción, (totalfactor de incertidumbre de 300), lo que conduce a una RfD de 20 µg/Kg.día.

U.B.A. : Realiza la valoración para “Compuestos de Níquel”. Considera los efectos en la reproducción como críticos. A partir de los resultados de experimentación en ratones (Smith et al., 1993), que conducen a fijar el LOAEL (níquel como cloruro de níquel) en 0,08 mg/Kg.día, asumiendo una absorción del 6 % y un factor de incertidumbre de 1000, obtienen un valor orientativo de 0.08 µg/Kg.día (absorbido).

Vía inhalatoria:

IRIS: Pendiente de revisión.

U.B.A. : Se han considerado los efectos en el sistema respiratorio, con un NOAEL de 9 µg/ m<sup>3</sup> en ratas (Dunnick et al., 1989) (níquel como sulfato y subsulfuro) del que aplicando un factor de seguridad de 1000 se obtiene un valor orientativo de 10 ng/m<sup>3</sup>.

### **Cancerogenicidad:**

El Níquel ha sido clasificado por la IARC en el grupo 1 y por la EPA en el grupo A. La Agencia americana ha calculado para la vía inhalatoria y para el polvo de refinería una unidad de riesgo de  $2,4 \times 10^{-4}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>. El polvo de refinería es una mezcla de compuestos de níquel entre los que se encuentran sulfuros, óxidos, sulfatos y níquel metálico y no se tiene la certeza de cuál es el compuesto cancerígeno presente.

La EPA no ha evaluado las sales solubles de níquel como una clase de compuestos por su potencial carcinógeno para los humanos. Sin embargo, los polvos de refinería de níquel y compuestos específicos como el níquelcarbonilo y el subsulfuro de níquel sí han sido evaluados.

La EPA ha clasificado el subsulfuro de níquel en el grupo A. Se ha demostrado el riesgo de cáncer nasal y de pulmón para el subsulfuro de níquel, constituyente mayoritario de los polvos de refinería de níquel; dicho riesgo se ha atribuido a los altos niveles de polvo y subsulfuro de níquel en las refinerías de sulfuro de níquel. Ha calculado una unidad de riesgo de  $4,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

Los polvos de refinería de níquel están clasificados en el grupo A. Existen datos con humanos de varios estudios epidemiológicos en los que se comprobó que la exposición a polvos de refinería de níquel causaba tumores nasales y de pulmón en trabajadores de refinerías de sulfuro de níquel. También existen datos con animales en los que se producían carcinomas en ratas tras inyección o inhalación. La unidad de riesgo fue  $2,4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

En el caso del níquel carbonilo su clasificación es B2 y no se dispone de una estimación cuantitativa de su poder carcinogénico.

#### **Elección del valor de referencia:**

La RfD de la EPA para las sales solubles de níquel equivale a una dosis administrada de  $20 \mu\text{g}/\text{Kg}.\text{día}$ , mientras que en Alemania han obtenido un valor orientativo de  $1 \mu\text{g}/\text{Kg}.\text{día}$  para “compuestos de níquel”. Los cálculos se han basado en estudios distintos. Por otra parte el grupo alemán asigna a los compuestos de níquel la unidad de riesgo de cáncer que EPA asigna a polvo de refinería.

Se adopta la TDI de la OMS:  $5 \mu\text{g}/\text{Kg}.\text{día}$  para la vía oral, considerado como níquel total.

Para la vía inhalatoria y efectos no cancerígenos se tomará  $10 \text{ ng}/\text{m}^3$  como concentración de referencia (Valor U.B.A.). Para efectos cancerígenos se adopta la unidad de riesgo de  $2,4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , también refiriéndonos a níquel total.

## PLOMO

### Efectos en salud

El plomo es un tóxico que se acumula en los huesos. Niños de hasta 6 años (los niños absorben 4-5 veces más plomo que los adultos) y mujeres embarazadas son los grupos más susceptibles de sufrir los efectos del plomo.

En niños con niveles de plomo en sangre de 5 µg/dL se ha observado una inhibición en la actividad de la - aminolevulínico deshidratasa, enzima implicado en la síntesis del grupo hemo.

El plomo tiene efectos sobre el sistema nervioso central y periférico: de comportamiento y neurológicos en niños con niveles en sangre bastante por debajo de 30 µg/dL.

El plomo tiene efectos bioquímicos sobre la síntesis del grupo hemo, el metabolismo de la vitamina D y el sistema hematopoyético.

Niveles de plomo en sangre tan bajos como 10 µg/dL, que no producen síntomas, están asociados a una disminución del coeficiente intelectual y daños en el desarrollo neurocomportamental.

### Valoración de la toxicidad:

Vía oral:

OMS: En 1986 la JECFA estableció una PTWI = 25 µg/Kg, equivalente a 3,5 µg/Kg.día, para bebés y niños basándose en que el plomo es un tóxico acumulativo. Se estima en un 50 % la absorción intestinal en este grupo.

El valor guía para el agua potable se estableció partiendo de la asignación del 50% al agua potable para un lactante alimentado con biberón que pese 5 Kg y consuma 0.75 L diarios de agua. Como se considera que los lactantes son el grupo más sensible este valor guía protegerá también a los demás grupos de edad.

IRIS: La EPA considera inapropiada la determinación de una RfD para el plomo, pues considera que algunos de sus efectos adversos, como cambios de algunas enzimas sanguíneas y alteraciones neurocomportamentales en niños, pueden ocurrir a niveles de plomo en sangre tan bajos que equivalen a admitir que no existe umbral para la aparición de efectos.

U.B.A. : El efecto tóxico valorado es la neurotoxicidad. Parte de un LOAEL de 10 µg/dL de sangre y aplicando un factor de seguridad de 2, llega a calcular la dosis absorbida de 1 µg/Kg.día (50 % de absorción) para que la plumbemia no supere 5 µg/dL.

Vía inhalatoria:

U.B.A. : Establece el mismo valor orientativo derivado para la vía oral.

### **Cancerogenicidad**

Clasificado por la EPA como B2 (probablemente cancerígeno en humanos). Existen estudios epidemiológicos en trabajadores pero no pueden considerarse definitivos. Sí está suficientemente demostrada la cancerogenicidad en animales. (Carcinoma renal en ratas y ratones y gliomas en ratas y cáncer de pulmón en ratones).

### **Elección del valor de referencia**

Se adopta la referencia establecida por la OMS, 3,5 µg/Kg.día.

## **1.2. CIANUROS**

### **Efectos en salud**

Los cianuros tienen una toxicidad aguda elevada.

En algunas poblaciones se observaron efectos en el tiroides y, más marcadamente, en el sistema nervioso, como consecuencia del consumo prolongado de mandioca insuficientemente elaborada que contiene elevadas concentraciones de cianuro.

### **Valoración de la toxicidad:**

Vía oral:

OMS: El número de estudios toxicológicos que pueden utilizarse para calcular un valor guía es muy limitado. Sólo existe un estudio en el que se observaron efectos claros para una concentración de 1.2 mg diarios/Kg de peso corporal con cerdos expuestos durante 6 meses. Los efectos observados

estaban relacionados con pautas de comportamiento y la bioquímica sérica. A partir del LOAEL resultante de este estudio y aplicando un factor de incertidumbre de 100 para reflejar la relación entre especies y dentro de la especie (no se consideró necesario un factor adicional para tener en cuenta el empleo de un LOAEL dadas las dudas sobre el significado biológico de los cambios observados), se calculó una TDI de 12 µg/Kg.día.

Se asignó al agua potable el 20% de la TDI porque la exposición debida a otras fuentes es generalmente reducida y la exposición al cianuro presente en el agua es solo intermitente.

IRIS: Datos con humanos no proporcionan información adecuada a partir de la cual se pueda derivar una dosis de referencia porque no se han documentado estudios de exposición crónica a cianuros.

Se utilizó un estudio crónico con ratas que proporcionó la NOAEL más alta, 10.8 mg/Kg.día, para la derivación de una RfD de 0.02 mg/Kg.día. Se empleó un factor de incertidumbre de 100 (10 por extrapolación entre especies y 10 para proteger a poblaciones sensibles) y un factor de modificación de 5 para tener en cuenta la aparente tolerancia al cianuro cuando es ingerido con alimentos más que cuando se administra con agua.

UBA La dosis de 10 µg/Kg.día está derivada a partir de la vía inhalatoria.

Vía inhalatoria:

No existen referencias de la OMS ni en el IRIS.

UBA: La referencia de 10 µg/Kg.día debe entenderse para el cianuro de hidrógeno. Apartir de los efectos sobre el sistema nervioso central y efectos hematológicos en humanos establecieron un NOAEL de 100 g/Kg.día. Se consideró una absorción del 70% y un factor de incertidumbre de 10.

## Cancerogenicidad

Clasificación: D, no clasificable como carcinógeno humano.

## Elección del valor de referencia

Se adopta la referencia establecida por la OMS, 12 µg/Kg.día.

**Efectos agudos**: La única referencia para ello es la dosis de la UBA, 20 µg/Kg-día, que parte de un LOAEL en humanos de 0.56 mg/Kg-día y aplica un factor de seguridad de 3.



## 2. COMPUESTOS ORGÁNICOS

### 2.1. COMPUESTOS AROMÁTICOS

#### BENCENO

##### Efectos en salud

El benceno se utiliza principalmente para fabricar otros productos químicos orgánicos. Está presente en la gasolina, y las emisiones de los vehículos son la principal fuente del existente en el medio ambiente.

La exposición aguda de seres humanos a elevadas concentraciones de benceno afecta principalmente al sistema nervioso central. En concentraciones menores el benceno es tóxico para el sistema hepatopoyético, produciendo una serie de alteraciones hematológicas, inclusive leucemia.

##### Valoración de la toxicidad

###### Vía Oral

U.B.A.: A partir de un estudio en ratas (Wolf et al. 1956) se obtuvo un LOAEL de 10 mg/kg.día, siendo el efecto estudiado el hematotóxico. El valor orientativo fue 10 µg/kg.día. El factor de incertidumbre fue 1000 y la absorción 100%.

###### Vía Inhalatoria

U.B.A.: A partir de un estudio realizado en ratones (Rozen et al., 1984) se obtuvo un LOAEL de 10,6 µg/kg.día (equivalente a 32,5 mg/m<sup>3</sup>), siendo el efecto estudiado el hematotóxico. El valor orientativo fue 10 µg/kg.d (35 µg/m<sup>3</sup>). El factor de incertidumbre fue 1000 y la absorción 100%.

##### Cancerogenicidad

###### Vía Oral

O.M.S.: Dadas las pruebas inequívocas de la carcinogenicidad del benceno para los seres humanos y los animales de laboratorio y sus efectos cromosómicos documentados se utilizó una extrapolación cuantitativa para calcular los riesgos de cáncer durante toda la vida. Sobre la base de una estimación del riesgo

realizada a partir de los datos procedentes de estudios epidemiológicos sobre la aparición de leucemia tras exposición por inhalación, se calculó que una concentración de 10 mg/L en el agua de bebida va asociada con un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de  $10^{-5}$ . Como no se dispone de datos sobre el riesgo de carcinogenesis para los seres humanos tras la ingestión de benceno, se efectuaron también estimaciones del riesgo sobre la base del estudio de alimentación forzada de 2 años de duración realizado con ratas y ratones y se mantuvo dicho valor guía ('Guías para la calidad del agua potable').

#### Vía inhalatoria

O.M.S. Dos estudios epidemiológicos llevados a cabo con trabajadores expuestos a benceno cuantificaron el exceso de mortalidad por leucemia llegando a riesgos muy similares por la exposición durante toda la vida a una concentración de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , U.R.= $4 \times 10^{-6}$ .

El IARC llevó a cabo una evaluación cuantitativa del riesgo de cáncer por benceno asumiendo una relación lineal entre la dosis de benceno acumulativa y el riesgo relativo de desarrollar leucemia. La unidad de riesgo, extrapolada a una exposición durante toda la vida, para una concentración de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  era un valor entre  $3 \times 10^{-6}$  y  $4 \times 10^{-6}$ .

El grupo de evaluación de carcinógenos de la EPA calculó una unidad de riesgo utilizando 6 modelos y combinaciones de asunciones y estudios epidemiológicos. En base a todos los estudios epidemiológicos se calcularon 21 U.R. y se obtuvo un valor medio de  $8.1 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  como mejor estimación. ('Air Quality Guidelines')

EPA: Clasificado como A, carcinógeno humano.

El aumento de incidencia de leucemia no linfocítica debido a exposición ocupacional, el aumento de incidencia de neoplasia en ratas y ratones expuestos por vía inhalatoria y a través de la alimentación u otros estudios constituyen la base para tal evidencia.

El factor de pendiente,  $2.9 \times 10^{-2} (\text{mg}/\text{Kg.día})^{-1}$  fue derivado a apartir de datos en humanos expuestos ocupacionalmente por la vía inhalatoria.

La U.R. calculada fué de  $8.3 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

### Elección del valor de referencia

Solamente se tendrá en cuenta el efecto cáncer y se adoptarán las referencias de la OMS: vía oral, factor de pendiente de  $3.5 \times 10^{-2} \text{ (mg/Kg.día)}^{-1}$  y unidad de riesgo de  $4 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ .

## ETILBENCENO

Las principales fuentes de etilbenceno en el ambiente son la industria del petróleo y el uso de derivados del petróleo.

El etilbenceno se absorbe fácilmente por vía oral o cutánea o por inhalación. En los seres humanos se ha observado su almacenamiento en los tejidos adiposos. El etilbenceno se convierte casi por completo en metabolitos solubles que se excretan rápidamente en la orina.

La toxicidad oral por vía oral es baja. No se cuenta con información sobre reproducción, toxicidad a largo plazo, carcinogenicidad, genotoxicidad o teratogenicidad.

### Valoración de la toxicidad

#### Vía Oral

O.M.S.: ('Guías para la calidad del agua potable'): Se calculó una TDI de  $97.1 \mu\text{g/Kg}$  de peso corporal utilizando un NOAEL de  $136 \text{ mg diarios/Kg}$  de peso corporal (administración de 5 días a la semana) que se basaba en la hepatotoxicidad y nefrotoxicidad observadas en un estudio limitado de 6 meses de duración realizado con ratas. Se aplicó un factor de incertidumbre de 1000 (100 por variación inter e intra especie y 10 por la breve duración del estudio). Asignando el 10% de la TDI al agua potable, se obtiene un valor guía de  $300 \mu\text{g/L}$ . Este valor sobrepasa el umbral de olor.

IRIS: La dosis de referencia se calculó a partir del mismo estudio empleado por la OMS con el mismo NOAEL y el mismo factor de incertidumbre, por lo que la RfD fue  $100 \mu\text{g/Kg}$  de peso corporal.

U.B.A.: A partir de estudios realizados en ratas (Wolf et al. 1956), siendo los efectos estudiados la hepato- y nefrotoxicidad, se obtuvo un NOAEL de  $97 \mu\text{g/kg.día}$  (mismos valores que para efectos agudos). El valor orientativo fue de  $100 \mu\text{g/kg.día}$  (provisional) y el factor de incertidumbre de 1000. Absorción 100%.

### Vía Inhalatoria

OMS: En un estudio con animales el único efecto relacionado con la dosis fue el aumento del peso del hígado en ratas machos. En base a este criterio se definió un NOAEL de 2150 mg/m<sup>3</sup>. Este valor fue el usado como base para la determinación del valor guía. Se utilizaron los siguientes factores de incertidumbre: 10 por variabilidad interespecies; 5 por variabilidad intraespecies; y 2 por la carencia de datos de toxicidad crónica. Esto conduce a un valor guía de 22 mg/m<sup>3</sup>. Este valor se correspondería con una dosis absorbida semanal (tasa de ventilación, 20m<sup>3</sup> y 60% de retención) de aproximadamente 2000 mg y administrada diaria de 6.3 mg/Kg-día. Sin embargo, debe hacerse notar que el valor guía de 22 mg/m<sup>3</sup> es aproximadamente 10 veces la correspondiente al umbral de olor y, por tanto, exposiciones a esos niveles pueden causar molestia. (*Environmental Health Criteria* 186. WHO. Geneva, 1996).

IRIS: Se llevaron a cabo estudios con ratas y conejos. El etilbenceno no indujo embriotoxicidad, fetotoxicidad o teratogenicidad en conejos. Los resultados del estudio con conejos indican un NOAEL de 100 ppm (434 mg/m<sup>3</sup>) basado en la ausencia de efectos en el desarrollo. El factor de incertidumbre de 300 refleja un factor de 10 para proteger individuos sensibles, 3 para conversión interespecies y 10 por la ausencia de estudios crónicos y de reproducción multigeneracional. La RfC es 1 mg/m<sup>3</sup>.

U.B.A: A partir de estudios en ratas (Hardin et al. 1981) se obtuvo un LOAEL de 39 mg/kg.día (equivalente a 418 mg/m<sup>3</sup>), siendo el efecto estudiado la fetotoxicidad (mismos valores que para efectos agudos). El valor orientativo fue 40 µg/kg.día (300 µg/m<sup>3</sup>) y el factor de incertidumbre 1000. Absorción 50%.

### Elección del valor de referencia

Adoptamos las referencias del IRIS (100 µg/kg-día y 1 mg/m<sup>3</sup>). La OMS no dispone de una TDI como tal, sino que adopta una referencia para el establecimiento de un nivel guía de calidad para el agua potable. Por otra parte, el valor guía de este organismo para la vía inhalatoria no parece apropiado puesto que supera el umbral de olor.

## TOLUENO

El tolueno se utiliza principalmente como disolvente y en las mezclas de gasolinas. La principal exposición se produce a partir del aire y aumenta como resultado del hábito de fumar y de la circulación de vehículos.

El tolueno se absorbe por completo a través del tracto gastrointestinal y se distribuye rápidamente por todo el organismo, preferentemente en los tejidos adiposos. Este compuesto se metaboliza con rapidez y se excreta, sobre todo, por la orina.

En los casos de exposición ocupacional se han observado alteraciones del sistema nervioso central e irritación de las membranas mucosas. La toxicidad aguda por vía oral es baja. No se han obtenido datos que demostraran la carcinogenicidad en animales ni seres humanos, tanto por vía oral como inhalatoria.

### Valoración de la toxicidad

#### Vía Oral

O.M.S. ('Guías para la calidad del agua potable'): Se calculó una TDI de 223 µg/Kg de peso corporal a partir de un LOAEL de 312 mg diarios/Kg de peso corporal (administración de 5 días a la semana) para la aparición de efectos hepatotóxicos marginales, obtenido en un estudio de 13 semanas con alimentación forzada realizado con ratones, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para tener en cuenta la variación entre especies y dentro de la especie y 10 por la breve duración del estudio y la utilización del LOAEL en vez de un NOAEL). Se obtiene así un valor guía de 700 µg/L, partiendo de la asignación del 10% de la TDI al agua potable. No obstante, este valor sobrepasa el umbral de olor.

IRIS: Un estudio subcrónico con ratas sirvió de base para valorar la toxicidad del tolueno. El NOAEL para este estudio fue 312 mg/kg.día, basado en cambios en el peso de hígado y riñón en ratas alimentadas con 625 mg/Kg. La significación toxicológica de estos cambios en el peso de los órganos es reforzada por la aparición de cambios histopatológicos en hígado y riñón a dosis más altas. Puesto que la exposición fue de 5 días/semana, esta dosis es 223 mg/Kg.día. El LOAEL es 446 mg/Kg.día. Se aplicó un factor de incertidumbre de 1000 por la extrapolación inter e intra especies, por el paso de subcrónico a crónico y por datos limitados sobre la toxicidad reproductiva y sobre el desarrollo. La RfD es, por tanto, 200 µg/Kg. día.

UBA: A partir de estudios realizados en ratas (Wolf et al. 1956, NTP 1990) se obtuvo un NOAEL de 223 mg/kg.d, siendo los efectos estudiados la hepato y nefrotoxicidad. El valor orientativo fue 200 µg/kg.día (provisional) y el factor de incertidumbre 1000 (10,1,10,10). Absorción 100%.

### Vía inhalatoria

O.M.S: Los efectos del tolueno sobre el sistema nervioso central van desde claramente adversos, tales como confusión y debilidad muscular que aparecen a concentraciones de  $750 \text{ mg/m}^3$  y superiores durante periodos cortos de tiempo, a ligeros cambios en la función psicomotor y síntomas leves detectables a  $375 \text{ mg/m}^3$  después de una exposición de varias horas. Irritación nasal y de ojos es detectable a  $375 \text{ mg/m}^3$  durante 6 horas de exposición. Estudios ocupacionales proporcionan datos razonablemente acordes con los obtenidos en experimentos controlados de exposición humana aguda.

Así el LOAEL parece ser  $375 \text{ mg/m}^3$  basándose en observaciones del sistema nervioso central e irritación de las mucosas. Para estos efectos un factor de seguridad de 50 parece adecuado en vista de los datos sobre efectos negativos en humanos, la carencia de evidencia de un efecto crónico y la naturaleza mínimamente adversa de los efectos observados para el LOAEL. Esto conduce a un valor guía de  $7.5 \text{ mg/m}^3$  para una media de 24 horas. También puede ser apropiado usar el umbral de olor de aproximadamente  $1 \text{ mg/m}^3$  como guía de calidad del aire (media de 30 minutos).

La OMS ha llevado a cabo una revisión en 1997 estableciendo un valor guía de  $0.26 \text{ mg/m}^3$  (media 1 semana).

IRIS: Se partió de un estudio de cohortes con 30 trabajadores expuestos para la derivación de la RfC. Una serie de tests sobre comportamiento neurológico demostraron efectos sobre el sistema nervioso central con una LOAEL de  $119 \text{ mg/m}^3$ . Se aplicó un factor de 10 para tener en cuenta la variación intraespecies y otro factor de 10 por el empleo de un LOAEL en lugar de un NOAEL. Se aplicó un factor adicional de 3 por deficiencias en la base de datos, incluyendo la carencia de datos y estudios bien caracterizados de exposición con animales de laboratorio que evalúen neurotoxicidad e irritación respiratoria. La RfC es  $0.4 \text{ mg/m}^3$ .

UBA. A partir de estudios realizados en humanos (Foo et al. 1990), siendo el efecto estudiado la neurotoxicidad, se obtuvo un LOAEL de  $11,2 \text{ mg/kg.día}$  ( $330 \text{ mg/m}^3$ ). El valor orientativo fue  $0,1 \text{ mg/kg.día}$  con un factor de incertidumbre de 100 (1, 10, 1, 10). Absorción 50%.

### Elección del valor de referencia

La OMS no dispone de una TDI como tal, sino que adopta una referencia para el establecimiento de un nivel guía de calidad para el agua potable. Para la vía oral se adopta la referencia del IRIS:  $200 \text{ µg/kg.día}$  (por otra parte

coinciden las 3 fuentes); para la vía inhalatoria se adopta el valor guía de calidad de aire actualizado de la OMS, 260 µg/m<sup>3</sup>.

## XILENOS

Los xilenos se utilizan en las mezclas de gasolina, como disolventes y como compuestos químicos intermedios. La exposición a los xilenos procede principalmente del aire y aumenta con el hábito de fumar.

Los xilenos se absorben rápidamente por inhalación, se distribuyen con rapidez por el organismo yendo a parar, sobre todo, a los tejidos adiposos. Se metabolizan casi por completo y se excretan en la orina.

La toxicidad aguda de los xilenos absorbidos por vía oral es baja. No existen pruebas sobre su teratogenicidad ni mutagenicidad.

### Vía Oral

O.M.S.: ('Guías para la calidad del agua potable'): Se calculó una TDI de 179 µg/Kg de peso corporal a partir de un NOAEL de 250 mg diarios/Kg de peso corporal (administración de 5 días a la semana) basado en la disminución de peso observada en un estudio de alimentación forzada realizado con ratas durante 103 semanas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para tener en cuenta la variación inter e intra especie y 10 para reflejar la limitación del efecto toxicológico). Se obtiene así un valor guía de 500 µg/L asignando al agua potable el 10% de la TDI. Este valor sobrepasa el umbral de olor.

IRIS: Se partió de un estudio de alimentación crónica en ratas. Se adoptó un NOAEL de 250 mg/kg.día (convertido a 179 mg/Kg.día) para los efectos de hiperactividad y disminución del peso corporal. Se eligió un factor de incertidumbre de 100: 10 para extrapolación entre especies y 10 para la protección de individuos sensibles. La RfD es 2 mg/Kg.día.

UBA: A partir de estudios realizados en ratas (Condi et al. 1988), siendo el efecto estudiado la nefrotoxicidad, se obtuvo un LOAEL de 150 µg/kg.día. El valor orientativo fue 150 µg/kg-día con un factor de incertidumbre de 1000 (5, 2, 10, 10). Absorción 100%.

### Vía Inhalatoria

OMS: Recomendó un valor guía de 0.87 mg/m<sup>3</sup> para población general. Este valor fue derivado a partir del LOAEL definido para efectos neurotóxicos

en el desarrollo en animales de laboratorio. Se empleó un factor de incertidumbre de 1000; 10 por el uso de un LOAEL en vez del NOAEL, 10 por la variación interespecies y 10 por la variación entre individuos. La dosis diaria equivalente, asumiendo una tasa de respiración de 20 m<sup>3</sup>/día y 70 Kg, es 249 µg/Kg-día. . (*Environmental Health Criteria* 190. WHO. Geneva, 1997).

UBA : Se basan en valores obtenidos en exposiciones agudas en humanos (Savolainen et al. 1980), obteniendo un LOAEL de 18,4 mg/kg-día (396 mg/m<sup>3</sup>), siendo el efecto estudiado la neurotoxicidad.

El valor orientativo fue 0,2 mg/kg-día con un factor de incertidumbre de 100 (1,10,1,10). Absorción 65%.

#### Elección del valor de referencia

Se adopta la referencia empleada por la OMS para el establecimiento del valor guía de calidad para el agua potable para la vía oral, 179 µg/kg-día (similar a la de UBA, por otra parte). Para la vía inhalatoria, se adopta el valor guía de calidad del aire de la OMS para población general: 870 µg/m<sup>3</sup>.

## FENOL

El fenol se absorbe fácilmente por todas las vías de exposición. Tras la absorción, la sustancia se distribuye rápidamente a todos los tejidos. La población general está expuesta al fenol principalmente por inhalación.

No hay datos suficientes para descartar con seguridad la posible carcinogenicidad del fenol.

#### Vía Oral

O.M.S.: Los valores de NOAEL más bajos identificados en experimentos con animales se refieren a efectos en el riñón y en el desarrollo, y en las ratas se sitúan dentro de un margen de variación de 12-40 mg/Kg de peso corporal al día. Utilizando un factor de incertidumbre de 200, se recomienda una TDI de 100 µg/Kg.día. (*Environmental Health Criteria* 161. WHO 1994)

IRIS: El efecto más importante de un estudio llevado a cabo con ratas fue la reducción altamente significativa del peso de los fetos, con un NOAEL de 60 mg/Kg.día. El factor de incertidumbre fue 100, 10 por extrapolación entre especies y 10 para la población humana sensible. La RfD fue, pues, 600 µg/Kg.día.

UBA: No establece ningún valor.

#### *Vía inhalatoria*

IRIS: No adecuada la derivación de una RfC.

UBA : Se basan en datos de hepatotoxicidad obtenida en humanos (Shamy et al. 1994), obteniendo un LOAEL de 1,4 mg/kg.d (21 mg/m<sup>3</sup>). El valor orientativo es 15 µg/kg-día (provisional) con un factor de incertidumbre de 100 (1,10,1,10). Absorción 100%.

#### **Elección del valor de referencia**

Se adopta la referencia de la OMS para la vía oral, 100 µg/kg-día y para la vía inhalatoria, 15 µg/kg-día.

## **2.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS**

Se producen en diversos procesos de combustión y pirólisis.

Se dispone de escasa información sobre la toxicidad de los PAH por vía oral, especialmente después de una exposición prolongada. El benzo(a)pireno, que sólo representa una pequeña parte del total de PAH, ha resultado carcinogénico para los ratones cuando se administra por vía oral; se ha llegado a la conclusión de que algunos PAH son carcinógenos cuando se absorben por otras vías y se ha descubierto que otros tienen un bajo potencial de carcinogenicidad.

### **ANTRACENO**

Vía oral

IRIS: La RfD de 0.3 mg/Kg.día se obtuvo a partir de un estudio de alimentación en ratas durante 90 días en el que se evaluaron mortalidad, signos clínicos, peso corporal, consumo de alimento, efectos oftalmológicos, resultados hematológicos y en la química clínica, peso de órganos, etc. No se encontraron efectos relacionados con el tratamiento por lo que el NOAEL fue 1000 mg/Kg.día. Se consideró un factor de incertidumbre de 3000, 10 por la

extrapolación interespecies, 10 por la variabilidad intraespecie y 30 por el hecho de utilizar un estudio subcrónico para la derivación de una RfD crónica y por la carencia de datos sobre la reproducción y el desarrollo y de toxicidad en otras especies.

UBA: Se estudia la toxicidad sistémica en ratones (EPA 1989c) obteniendo un NOAEL de 1000 mg/kg-día. El valor orientativo es 1 mg/kg-día con un factor de incertidumbre de 1000. Absorción 100%.

### Elección del valor de referencia

Se tendrá en cuenta la RfD del IRIS, 300 µg/kg-día.

## BENZO(A)PIRENO

### Cancerogenicidad

Vía oral

O.M.S.: Sólo se dispone de datos suficientes para realizar una estimación cuantitativa de la carcinogenicidad de los PAH por ingestión en el caso del benzo(a)pireno, que parece ser un carcinógeno local, que provoca tumores en el lugar de administración. La administración de benzo(a)pireno a ratones en los alimentos tuvo como resultado un aumento de la incidencia de tumores del estómago anterior. Se realizó una estimación cuantitativa del riesgo mediante un modelo de mutación en 2 fases, nacimiento-muerte. El valor guía resultante para el benzo(a)pireno en el agua potable que corresponde a un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de  $10^{-5}$  es de 0.7 µg/L. Esto se corresponde con un 'slope factor' de  $0.5 \text{ (mg/Kg-día)}^{-1}$ . No se dispone de datos suficientes para calcular guías para los demás PAH

IRIS: Clasificado B2, cancerígeno probable para los humanos. Se carece de datos específicamente humanos que unan el efecto cáncer y el BaP.

Los datos con animales provienen de estudios de alimentación, inhalación, instilación intratraqueal y cutáneos y subcutáneos en numerosos tipos de al menos 4 especies de roedores y primates. La administración repetida de BaP se ha asociado con un aumento de la incidencia de tumores totales y de tumores en el lugar de exposición.

El factor de pendiente oral de  $7.3 \text{ (mg/Kg-día)}^{-1}$  se calculó basándose en la

media geométrica de 4 factores de pendiente obtenidos por diferentes procesos de modelización. Se utilizó la combinación de múltiples datos de 2 informes diferentes que empleaban más de una especie y sexo.

La unidad de riesgo para el agua potable:  $2.1 \times 10^{-4} (\mu\text{g/L})^{-1}$ . La concentración para un riesgo de  $10^{-5}$  es  $0.05 \mu\text{g/L}$ .

#### Vía inhalatoria

O.M.S.: La EPA ha ofrecido un límite superior del riesgo de cáncer de  $6.2 \times 10^{-4}$  por exposición a  $1 \mu\text{g/m}^3$  de emisiones solubles en benceno procedentes de hornos de coque. Asumiendo un contenido de BaP en estas emisiones del 0.71% se ha estimado un unidad de riesgo de  $9 \times 10^{-5} (\text{ng/m}^3)^{-1}$ . Sin embargo esta referencia no se encuentra en el IRIS.

UBA: Establece una concentración de  $0,14 \text{ ng/m}^3$  para un riesgo de  $10^{-5}$ .

#### Elección del valor de referencia

Se adopta la referencia de la OMS,  $0.5 (\text{mg/Kg-día})^{-1}$ . Debe indicarse que este valor es un orden de magnitud inferior a la referencia de la EPA.

#### BENZO(GHI)PERILENO

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como D, no clasificable como carcinógeno humano.

#### BENZO(K)FUORANTENO

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como B2, probable carcinógeno humano, basándose en la carencia de datos en humanos y datos suficientes de ensayos con animales. El benzo(k)fluoranteno produjo tumores en ratones tras la implantación pulmonar y cuando se administró con un agente promotor en estudios de aplicación dérmica. Se han obtenido resultados equívocos en un ensayo de adenoma de pulmón en ratones. El benzo(k)fluoranteno es mutagénico en bacterias.

No existe cuantificación del poder carcinogénico.

## FENANTRENO

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como D, no clasificable como carcinógeno humano.

## FLUORANTENO

### *Vía oral*

IRIS: La RfD de 0.04 mg/Kg.día se obtuvo a partir de un estudio subcrónico de alimentación oral con ratas, de 13 semanas de duración. Los ratones tratados exhibieron nefropatía, aumento de salivación y aumento de los niveles enzimáticos en el hígado dependiendo de la dosis administrada. El NOAEL se estableció en 125 mg/Kg.día por ser los efectos no significativos, no relacionados con la dosis o no considerados adversos y el LOAEL en 250 mg/Kg.día. El factor de incertidumbre de 3000 refleja la conversión interspecies (10), la variabilidad interespecies (10), y el uso de un estudio subcrónico para la derivación de una RfD crónica, y por la carencia de datos sobre toxicidad sobre la reproducción y el desarrollo y datos de toxicidad en otras especies (30).

UBA: A partir de estudios de hepato y nefrotoxicidad realizados en ratones (EPA 1988b) se obtuvo un NOAEL de 125 mg/kg-día (subcrónico). El valor orientativo es 100 µg/kg-día (provisional) con un factor de incertidumbre de 1000. Absorción 100%.

### Elección del valor de referencia

Se adopta la referencia del IRIS, 40 µg/kg-día.

## INDENO[1,2,3-CD]PIRENO

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como B2, probable carcinógeno humano, basándose en la carencia de datos en humanos y datos suficientes de ensayos con animales. El Indeno[1,2,3-cd]pyrene produjo tumores en ratones tras la implantación pulmonar, inyección subcutánea y exposición dérmica. El Indeno[1,2,3-cd]pireno dió positivo en ensayos demutación genética en bacterias.

No existe cuantificación del poder carcinogénico.

## NAFTALENO

### *Vía Oral*

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como D, no clasificable como carcinógeno humano.

UBA: A partir de estudios de nefro y hematotoxicidad realizados en ratas (Battelle 1980), se obtuvo un NOAEL de 30 mg/kg-día. El valor orientativo fue 30 µg/kg-día con un factor de incertidumbre de 1000. Absorción 85%.

### *Vía Inhalatoria*

UBA: Se realizaron estudios en ratones (EPA 1987a) siendo el efecto crítico la toxicidad respiratoria. Se obtuvo un LOAEL de 53 mg/m<sup>3</sup> (intermitente en ratones) de 56 mg/m<sup>3</sup> (continua en humanos).

El valor orientativo fue 56 µg/m<sup>3</sup> (provisional) con una factor de incertidumbre de 1000. Absorción local.

### **Elección del valor de referencia**

Las únicas referencias disponibles son las alemanas y no se pueden considerar definitivas; para la vía oral se corresponde con una dosis administrada de 35 µg/kg-día y para la inhalatoria 56 µg/m<sup>3</sup>.

## CRISENO

IRIS: No existen dosis de referencia.

Clasificado como B2, probable carcinógeno humano, basándose en la carencia de datos en humanos y datos suficientes de ensayos con animales. El criseno ha producido carcinomas y linfomas malignos en ratones tras inyección peritoneal y carcinomas de piel en ratones tras exposición cutánea. El criseno produjo anormalidades cromosómicas en células germinales de hamsters y ratones tras exposición por ingestión.

No existe cuantificación del poder carcinogénico.

## 2.3. ISOMEROS DE HEXACLOROCICLOHEXANO

### $\alpha$ -HEXACLOROCICLOHEXANO

#### Efectos en salud

No hay estudios específicos sobre población general expuesta  $\alpha$ -HCH.

La evaluación de los efectos del  $\alpha$ -HCH sobre trabajadores se ve obstaculizada por el hecho de que la exposición no es a un único compuesto, sino a todos los isómeros, sus impurezas y otros productos de proceso. Por lo tanto, es difícil, si no imposible, relacionar efectos observados con sustancias individuales.

Estudios con trabajadores expuestos  $\alpha$ -HCH durante su producción indican los siguientes efectos: parestesia de cara y extremidades, dolores de cabeza, vómitos, temores y pérdida de sueño. Estos efectos estaban más relacionados con la intensidad de la exposición (medida por los niveles de HCH en suero sanguíneo) que con la duración de la exposición. 60-80% del HCH total en suero era  $\beta$ -HCH.

#### Valoración de la toxicidad

Vía oral

OMS: No existe TDI

IRIS: No existe RfD

U.B.A: El efecto crítico fue la hepatotoxicidad en ratas. A partir de un NOAEL= 0.1 mg/Kg.día (Kuiper et al 1986) se derivó un valor orientativo de 0.1  $\mu$ g/Kg-día empleando un factor de incertidumbre de 1000 (10,1,10,10). Absorción 100%.

Para un riesgo adicional de cancer de  $10^{-5}$  establece una concentración de 2 ng/kg-día.

Vía inhalatoria

OMS: No existe TDI.

IRIS: No existe RfC.

U.B.A: Establece un valor orientativo de 25 ng/kg-día (provisional) equivalentes a 88 ng/m<sup>3</sup> (provisional). El factor de incertidumbre es 3300 : 1000 (10,1,10,10) x 3,3

Para un riesgo adicional de cancer de  $10^{-5}$  establece una concentración de  $6 \text{ ng/m}^3$ .

### **Cancerogenicidad**

La IARC (1987) clasificó los HCH en el grupo 2B y concluyó que hay evidencia suficiente de cancerogenicidad en animales experimentales para el isómero  $\alpha$ .

La EPA lo clasifica en el grupo B2 (probable cancerígeno para el hombre); se ha demostrado que el  $\alpha$ -HCH a través de la dieta produce un aumento de la incidencia de tumores de hígado en 5 razas de ratones y ratas wister.

La EPA estableció un factor de pendiente de  $6.3 \text{ (mg/Kg.día)}^{-1}$  y una unidad de riesgo de  $1.8 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$  para concentraciones inferiores a  $60 \text{ }\mu\text{g/L}$ .

La unidad de riesgo establecida por la EPA para inhalación (calculada a partir de la oral) es  $1.8 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ .

### **Elección de los valores de referencia**

Vía oral,  $0.1 \text{ }\mu\text{g/Kg.día}$ .

Vía inhalatoria,  $0.025 \text{ }\mu\text{g/Kg.día}$ .

Estas dosis de referencia son los valores UBA.

Para efectos cancerígenos, factor de pendiente  $6.3 \text{ (mg/Kg.día)}^{-1}$

## **$\beta$ -HEXACLOROCICLOHEXANO**

### **Efectos en salud**

Ver  $\alpha$ -HCH.

El  $\beta$ -HCH es el isómero más persistente de todos los HCH, por lo que la bioconcentración es más alta y la eliminación más lenta.

### **Valoración de la toxicidad**

Vía oral

OMS: No existe TDI.

IRIS: No existe RfD

UBA: El efecto crítico encontrado fue la hepato, hemato y nefrotoxicidad en ratas (Van Velsen et al 1981, 1982, 1984a). El valor orientativo establecido fue de 0.02 µg/Kg.día, el cual se basó en un NOAEL de 0.02 mg/Kg.día y un factor de incertidumbre de 1000. Absorción 100%.

Vía inhalatoria

OMS: No existe TDI.

IRIS: No existe RfC.

UBA: Establece un valor orientativo de 5 ng/kg-día (provisional). El factor de incertidumbre es 16500 y la absorción 100%.

### Cancerogenicidad

La IARC clasificó los HCH en el grupo 2B y consideró que existía evidencia limitada de cancerogenicidad en animales experimentales para el isómero β.

La EPA clasifica el β-HCH en el grupo C (posible cancerígeno para el hombre), sobre la base del aumento de tumores de hígado benignos en ratones CF1 alimentados con β-HCH. El factor de pendiente establecido fue de 1.8 (mg/Kg.día)<sup>-1</sup> y la unidad de riesgo para el agua de 5.3x10<sup>-5</sup>(µg/L)<sup>-1</sup>, aplicable a concentraciones inferiores a 200 µg/L.

La unidad de riesgo para la vía inhalatoria es 5.3x10<sup>-4</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>(calculada a partir de los datos de la vía oral).

### Elección de los valores de referencia

Vía oral, 0.02 µg/Kg.día.

Vía inhalatoria, 0.005 µg/Kg.día

Estas dosis de referencia son los valores UBA.

Para efectos cancerígenos, factor de pendiente 1.8 (mg/Kg.día)<sup>-1</sup>.

## $\gamma$ -HEXACLOROCICLOHEXANO (LINDANO)

### Efectos en salud

Se dispone de información sobre varios casos de envenenamiento. La dosis tóxica o letal varía considerablemente con la forma en que se ingiere y con el grado de homogeneización del producto. Bajo ciertas condiciones, 10-20 mg/Kg de peso corporal pueden representar un peligro letal para el hombre, pero concentraciones más altas pueden ser toleradas con una medicación apropiada y a tiempo.

Tras la ingestión de 15-17 mg/Kg de peso corporal de lindano en disolución se describieron síntomas tóxicos severos en voluntarios sanos.

Varios informes indican que exposiciones dérmicas de 5 mg/Kg de peso corporal no producen síntomas neurotóxicos agudos.

Estudios con trabajadores expuestos a lindano han indicado que la vida media del  $\gamma$ -HCH en plasma es aproximadamente 8 días.

Se ha relacionado la exposición a lindano en trabajadores con cambios electroencefalográficos y neuropatías periféricas.

### Valoración de la toxicidad

#### *Vía oral*

OMS: En 1989 la JMPR ( Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues) estableció una ingesta máxima admisible de 8  $\mu$ g/Kg.día basado en la toxicidad al hígado y riñón en un estudio a corto plazo en ratas.

Basándose en ese estudio pero usando una estimación de ingesta compuesta, la OMS en la elaboración de la guía de calidad de agua de consumo (WHO, 1993) consideró más apropiada una TDI=5  $\mu$ g/Kg.día derivada de un NOAEL=0.5 mg/Kg.día con un factor de incertidumbre de 100.

Así mismo, existen límites máximos de residuos para 35 alimentos, que van de 0.01 mg/Kg en leche a 3 mg/Kg en fresas. Un límite de 0.5 mg/Kg se recomendó para la mayoría de las frutas y verduras (Codex Alimentarius Commission, 1986).

IRIS: Ha establecido la RfD en 0.3  $\mu$ g/Kg.día a partir de un NOAEL de 0.33 mg/Kg.día y un factor de incertidumbre de 1000.

El estudio en que está basado (Zoecon Corp., 1983) observó la incidencia de hipertrofia de hígado, degeneración tubular del riñón, gotas de hialina, distensión tubular, nefritis intersticial y tubos basofílicos tras la administración de lindano en concentraciones de 0 a 100 ppm por la dieta.

UBA: El valor orientativo, 0.33 µg/Kg.día se derivó a partir de un estudio de hepato y nefrotoxicidad en ratas ( Sutter et al. 1983). El NOAEL fue 0.33 mg/Kg.día y el factor de incertidumbre 1000 (10,1,10,10). Absorción 100%.

Vía inhalatoria

OMS: No existe TDI

IRIS: No existe RfC.

UBA: A partir de estudios de hepatotoxicidad en ratas (Leber, 1983; Oldiges et al. 1983) se obtuvo un NOAEL de 80 µg/kg-día (0,5 mg/m<sup>3</sup>). El valor orientativo fue 80 ng/kg.d con un factor de incertidumbre de 1000 (10,1,10,10). Absorción 100%.

### Cancerogenicidad

Aunque la IARC clasificó todos los HCH en el grupo 2B, concluyó que había evidencia limitada de cancerogenicidad en animales para el γ-HCH.

La EPA no ha evaluado el lindano como cancerígeno potencial para el hombre.

### Elección de los valores de referencia

Para la vía oral las dosis de la EPA y UBA prácticamente coinciden (0.3 y 0.33 µg/Kg.día respectivamente), y este valor es un orden de magnitud inferior al de la OMS, que emplea un factor de incertidumbre 10 veces menor. Este hecho, unido a la carencia de referencias de la OMS para los otros isómeros nos lleva a proponer 0.33 µg/Kg.día como dosis de referencia oral y 0.08 µg/Kg.día para inhalación.

## $\delta$ -HEXACLOROCICLOHEXANO

IRIS:

No existe RfD

No existe RfC

Carcinogenicidad: Clasificado como D, no clasificable como cancerígeno humano

## $\epsilon$ -HEXACLOROCICLOHEXANO

IRIS:

No existe RfD

No existe RfC

Carcinogenicidad: Clasificado como D, no clasificable como cancerígeno humano

## 2.4. DIOXINAS Y FURANOS

Las Policloro-dibenzo-dioxinas (PCDDs) y los Policloro-dibenzo-furanos (PCDFs) son dos series de compuestos aromáticos tricíclicos con propiedades físico-químicas similares que son ubicuos en el ambiente. No son productos naturales ni se sintetizan intencionadamente. Existen 75 isómeros de posición de las PCDDs y 135 de los PCDF.

Las fuentes más importantes de estos compuestos son:

- Productos químicos comerciales contaminados, como clorofenoles y PCBs.
- Incineración de residuos urbanos, hospitalarios, peligrosos y de fangos de depuración.
- Industrias del metal y de reciclaje.
- Automóviles.
- Combustión de fuel.

- Emisiones de la combustión de PCBs.
- Vertido de residuos industriales de procesos tales como la producción de clorofenoles, PCBs y residuos de fabricación de pulpa de papel

La exposición de la población general a estos compuestos es sobre todo a través de la cadena alimentaria. Algunos trabajadores implicados en la producción, uso y destrucción de materiales conteniendo PCDDs y PCDFs y sus precursores pueden recibir altas exposiciones. Para estas personas la inhalación y el contacto dérmico son las principales rutas de exposición.

Ante la ausencia de estudios a largo plazo con animales expuestos a mezclas complejas de PCDDs y los PCDFs así como estudios similares con exposiciones a isómeros y congéneres individuales se han propuesto varios modelos que relacionan la toxicidad de mezclas ambientales con el isómero mejor estudiado.

Basándose en estudios a corto plazo in vivo e in vitro se ha desarrollado un factor de equivalencia de toxicidad (I-TEF) para comparar los efectos tóxicos de los isómeros de los PCDDs y los PCDFs con el 2, 3, 7, 8 - TCDD del que hay más información. La utilización de estos equivalentes debe ser considerada provisional ya que está sujeta a grandes incertidumbres.

### Efectos en salud

En el caso de exposiciones ocupacionales y accidentales a PCDDs y PCDFs y a pesar de muchos estudios clínicos y de seguimiento, no se han encontrado efectos sistémicos bien definidos y persistentes distintos al cloracné.

En algunos estudios epidemiológicos de personas expuestas a una mezcla de dioxinas, furanos y otros compuestos se ha presentado un incremento en la incidencia de cáncer, pero muchos factores limitan la confianza de estos hallazgos.

En el accidente de Seveso el único efecto adverso bien definido ha sido el cloracné. El cloracné (193 casos) apareció en 1976 y 1977 y 20 de estos individuos todavía tenían cloracné activo en 1984.

Estudios epidemiológicos en Missouri sobre poblaciones expuestas a bajas concentraciones durante periodos largos no han demostrado ningún efecto significativo sobre la salud. Aunque no se observaron síntomas clínicos había indicaciones de un efecto sobre la inmunidad celular.

Las únicas intoxicaciones documentadas con PCDFs en humanos son los 2 casos de contaminación de aceite de arroz con y PCDFs, PCBs y PCQs en Japón (Yusho) y Taiwan (Yu-Cheng). En total varios miles de personas fueron gravemente intoxicadas. Parece lo más probable que el agente causante fueran los PCDFs. La sintomatología general fue similar a la vista en intoxicaciones con TCDD, con diferencias que reflejan la intensidad de la exposición, la edad y el sexo.

La lesión mas característica del cloracné es el llamado quiste, una elevación coloreada de la piel que puede medir de 1mm a 1cm de diámetro con un punto en el centro que puede ser difícil de detectar.

Valoración de la toxicidad

#### *Vía oral*

OMS: Decidió establecer una TDI basándose en efectos generales toxicológicos. Se puede identificar un nivel sin efecto de 1000 pg/Kg de acuerdo con efectos reproductivos y de inmunotoxicidad en varias especies de laboratorio. Usando datos cinéticos esto se puede traducir en una dosis de 100 pg/Kg. día en humanos. Por insuficiencia de datos sobre efectos en la reproducción en humanos se empleó un factor de incertidumbre de 10; por tanto se recomendó una TDI= 10 pg/Kg. día para el 2, 3, 7, 8 - TCDD.

La TDI de 10 pg/Kg. día no debería aplicarse a lactantes porque el concepto de TDI está basado en una ingesta de por vida. En la mayoría de los países, lactantes entre 0 y 6 meses tienen una ingesta diaria media aproximada de 13 pg/Kg. día de 2, 3, 7, 8 - TCDD ( ó 90 pg TEQ/Kg. día). Esta exposición no comporta concentraciones altas en órganos diana o tejidos grasos y los niveles en tejido graso de lactantes son más bajos que en los de sus madres durante la lactancia. Se estima que las ingestas de PCDDs y PCDFs durante los meses de lactancia corresponde a menos del 5% de la ingesta durante la vida. No se ha asociado enfermedad en niños con los niveles encontrados en leche materna. En cualquier caso debe minimizarse la exposición a estos compuestos para reducir la acumulación de PCDDs y PCDFs.

EPA: El IRIS no proporciona RfD para los PCDDs y PCDFs.

UBA: Tuvieron en cuenta dos estudios. Bowman et al, 1989 en un estudio con monos resus estudiando la fetotoxicidad obtuvo un NOAEC de 200 ppt. A partir de un estudio en humanos Neubert et al., 1992 valoraron el efecto de inmunotoxicidad y llegaron a un NOAEC de 49 ppt. En el primer caso el factor de incertidumbre fue 10 y en el segundo 5. El valor orientativo al que llegan es 1 pg/Kg. día.

## Cancerogenicidad

El 2,3,7,8 - TCDD está clasificado por la IARC en el grupo 2B y por la EPA en el B2: Esta última ha estimado un factor de pendiente de  $1,5 \times 10^5$  (mg/Kg. día)<sup>-1</sup>(HEAST).

La EPA ha clasificado la HxCDD (Hexacloro-dibenzo-p-dioxina) en el grupo B2 en base a tumores hepáticos en ratas y ratones. y ha establecido un factor de pendiente de  $6,2 \times 10^3$  (mg/Kg. día)<sup>-1</sup>. Ha derivado así mismo una unidad de riesgo para la vía inhalatoria de  $1,3$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>.

## Elección del valor de referencia

Para efectos distintos al cáncer la dosis de referencia de la 2,3,7,8 TCDD será la de la OMS, 10 pg/Kg. día. Para efecto cancerígeno la de la EPA,  $1,5 \times 10^5$  (mg/Kg-día)<sup>-1</sup>.

## 2.5. PCBs

Los PCBs son hidrocarburos clorados que se fabrican comercialmente por cloración progresiva de bifenilo en presencia de un catalizador adecuado. Dependiendo de las condiciones de reacción, el grado de cloración varía entre el 21 y el 68 %. El producto es siempre una mezcla de diferentes isómeros y congéneres. Los fabricantes tienen su propio sistema de identificación; así la serie Aroclor utiliza un código de 4 dígitos, que indica el porcentaje en peso de cloro en la mezcla. La IUPAC utiliza un sistema de numeración que identifica a cada congénere.

Los PCBs se han utilizado comercialmente desde 1930 como dieléctricos y fluidos intercambiadores de calor. Están ampliamente distribuidos en el medio ambiente, son persistentes y se acumulan en la cadena alimentaria. Los PCDFs, que son contaminantes en mezclas de PCBs comerciales contribuyen de manera significativa a su toxicidad.

Las fuentes actuales de estos compuestos incluyen la volatilización desde vertederos que contienen transformadores y otros residuos de PCBs, fangos de depuración, vertidos accidentales, vertidos ilegales. La incineración de residuos urbanos e industriales también libera PCBs. Bajo condiciones pirolíticas los PCBs pueden convertirse en PCDFs; por tanto la combustión incontrolada de PCBs puede ser una fuente importante de emisión de PCDFs.

Los PCBs se acumulan en los humanos en el tejido adiposo y en la leche materna. Las concentraciones medias de PCBs totales en leche materna están en el rango de 0,5-1,5 mg/Kg de grasa, dependiendo del lugar de residencia de la madre, estilo de vida y método analítico utilizado. Mujeres que viven en zonas muy industrializadas, zonas urbanas o que consumen mucho pescado procedente de aguas altamente contaminadas pueden tener concentraciones más altas de PCBs en su leche. Sin embargo se ha demostrado que las concentraciones relativas en la grasa de la leche y en muestras ambientales difieren mucho de las de las mezclas comerciales.

La OMS ha establecido unos factores de equivalencia tóxica únicamente para los PCBs no-ortosustituídos y para PCBs con actividad similar a las dioxinas.

Se ha calculado que la ingesta diaria de PCBs en lactantes es del orden de 4,2 µg/Kg de peso corporal (5,2 µg/100 Kcal consumida) (WHO/EURO, 1988). Se ha estimado que el período de lactancia contribuye aproximadamente al 1,3 % de la ingesta total durante la vida.

### Efectos en salud

La evaluación toxicológica de los PCBs presenta muchos problemas, primero porque son mezclas de muchos congéneres y segundo porque pueden aparecer juntos los PCBs, PCDFs y PCDDs. Frecuentemente las mezclas de PCBs contienen PCDFs; también se ha detectado en ocasiones la presencia de PCDDs en accidentes.

Por tanto, los datos de que se dispone de grandes episodios de intoxicación en humanos, como las de Yusho y Yu-Cheng y otras intoxicaciones reflejan probablemente efectos ante la exposición a ambos, PCBs y PCDFs.

Los síntomas de intoxicación en los pacientes de Yusho y Yu-Cheng fueron hipersecreción de las glándulas meibomion de los ojos, inflamación de los párpados y pigmentación de uñas y membranas de las mucosas, asociado ocasionalmente con fatiga, náuseas y vómitos. Esto era seguido generalmente de hiperqueratosis y oscurecimiento de la piel con aumento folicular y erupciones en forma de acné.

En exposición ocupacional se ha presentado erupción a las pocas horas de una exposición aguda. Después de exposiciones a altas concentraciones de PCBs se observó picor, sensación de escozor, irritación de la membrana conjuntiva, pigmentación de dedos y uñas y cloracné. Además de estos signos dérmicos de intoxicación, diferentes autores han encontrado alteraciones he-

páticas, cambios inmunosupresivos, irritación transitoria de las membranas de las mucosas del tracto respiratorio y efectos psicosomáticos, neurológicos o psicológicos inespecíficos como dolores de cabeza, mareos, depresión, fatiga, nerviosismo, etc. La conclusión general es que la exposición ocupacional continua puede provocar efectos en piel e hígado.

### Valoración de la toxicidad

#### Vía oral

EPA: Con anterioridad había derivado una RfD= 0,1 µg/Kg. día (199?). Tras la última revisión remite a los Aroclor 1016, Aroclor 1248, Aroclor 1254, Aroclor 1260 y no existe RfD genérica para los PCBs.

#### Aroclor 1016

Es una mezcla comercial de bifenilos policlorados que no contiene dibenzofuranos clorados. Se establece una RfD de 0.07 µg/Kg.día; basándose en estudios que valoran la toxicidad perinatal (reducción del peso al nacer) en monos se concluyó una NOAEL de 0.07 mg/Kg.día y un LOAEL de 0.028 mg/Kg.día. El factor de incertidumbre es 100 (valor redondeado): 3 para tener en cuenta individuos sensibles (los fetos expuestos a través de la placenta representan una subpoblación sensible), se aplica un factor de 3 para la extrapolación de mono a humano, 3 por al carencia de estudios reproductivos en dos generaciones y 3 para la extrapolación de subcrónico a crónico.

#### Aroclor 1248

No se recomienda el establecimiento de una RfD porque el efecto 'Frank' (muerte de una cría) se observó a la dosis más baja aplicada en una especie animal sensible (mono rhesus).

#### Aroclor 1254

Estudios inmunológicos y clínicos de más de 5 años de duración con monos a los que se proporcionó por ingestión Aroclor 1254, una mezcla que contenía 5.19 ppm de dibenzofuranos policlorados. Los efectos fueron exudación ocular, inflamación de las glándulas Meibonian, deformación en el crecimiento de las uñas y disminución de los niveles de ciertos anticuerpos. La RfD es 0.02 µg/Kg.día, para lo que se partió de una LOAEL de 0.005 mg/Kg.día. Se

aplicó un factor de incertidumbre de 10 para tener en cuenta individuos sensibles, 3 para la extrapolación de mono a humano, 3 por el empleo de un NOAEL y 3 por el paso de subcrónico a crónico. El factor de incertidumbre total es 300.

UBA: A partir de estudios de inmunotoxicidad y hematotoxicidad en monos resus (Tryphonas et al., 1991; Arnold et al. 1993a, b) se obtuvo un LOAEL de 5 µg/kg-día (Aroclor 1254).

El valor orientativo obtenido fue de 15 ng/kg-día (provisional) con un factor de incertidumbre de 300 (1,10,3,10). Se consideró la absorción el 100%.

### **Cancerogenicidad**

La interpretación de los resultados de experimentación animal con mezclas comerciales de PCBs son difíciles de interpretar por la carencia de información sobre la presencia y contribución de PCCFs y por la variación en la composición de los congéneres. Los estudios de cancerogenicidad a largo plazo llevados a cabo con ratas y ratones han demostrado un aumento de cáncer de hígado.

Los PCBs están clasificado por la IARC en el grupo 2A y por la EPA en el B2 en base a carcinomas hepatocelulares en varias especies de ratas y ratones. Aunque hay varios estudios sobre aumento de cáncer de hígado en humanos por ingestión, inhalación y contacto dérmico, la evidencia es inadecuada.

Un estudio de 1996 encontró tumores de hígado en ratas hembras expuestas a Aroclors 1260, 1254, 1242 y 1016 y en ratas macho expuestas a Aroclor 1260. Estas mezclas contienen grupos de congéneres que se solapan y que, juntos, abarcan el rango de congéneres más frecuentes en mezclas ambientales. Los PCBs se absorben por ingestión, inhalación y a través de la piel. Información sobre tasas de absorción relativa sugiere que las diferencias en toxicidad por las distintas vías son pequeñas. Actualmente la evidencia de carcenogenicidad sobre humanos es inadecuada.

La potencia carcinógena de las mezclas de PCB se determina usando una aproximación por grados que depende de la información disponible:

	Criterios para el uso	Factor de pendiente (mg/Kg. día) <sup>-1</sup>	
		'Upper bound'	Estimación centrada
Alto riesgo y persistencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Exposición cadena alimentaria</li> <li>• Ingestión de suelo o sedimentos</li> <li>• Inhalación de polvo o aerosol</li> <li>• Exposición dérmica (si se aplica factor de absorción)</li> <li>• Presencia de dioxinas, promotores de cáncer o congéneres persistentes</li> <li>• Exposición a edad temprana</li> </ul>	2	1
Bajo riesgo y persistencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingestión de congéneres solubles en agua</li> <li>• Inhalación de congéneres evaporados</li> <li>• Exposición dérmica (si no se aplica factor de absorción)</li> </ul>	0.4	0.3
Muy bajo riesgo y persistencia	El análisis de isómeros o congéneres verifica que los congéneres con más de 4 cloros suponen menos del 1-2% del total de PCB	0.07	0.04

Dependiendo de la aplicación específica, puede ser apropiada una estimación centrada o una 'upper bound'. Estimaciones centrales describen el riesgo de un individuo típico, mientras que los upper bound proporcionan la seguridad de que el riesgo no es subestimado si el modelo en que se basa es correcto, pero no proporcionan información sobre individuos o grupos sensibles. Estimaciones centrales son útiles para calcular riesgos agregados para una población. Estimaciones centrales se usan para comparar o categorizar riesgos ambientales, mientras que los 'upper bounds' proporcionan información sobre la precisión de la comparación.

Para la inhalación de congéneres evaporados el factor de pendiente de la mitad de la escala puede convertirse en unidad de riesgo:

Factor de pendiente 'Upper bound' 0.4 (mg/Kg. día)<sup>-1</sup>

Unidad de riesgo 'Upper bound'  $1 \times 10^{-4}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>

#### Elección del valor de referencia

La derivación se hará a partir de los factores de pendiente de la EPA. Se adoptan las referencias 'upper bound' de alto riesgo y persistencia (suelo, sedimentos): 2 (mg/Kg. día)<sup>-1</sup>.

RESUMEN DE LAS DOSIS DE REFERENCIA. EFECTOS DISTINTOS AL CANCER

	OMS		IRIS		UBA		LUR	
	ORAL µg/Kg-día	INHALACION µg/m <sup>3</sup>	ORAL µg/Kg-día	INHALACION µg /m <sup>3</sup>	ORAL µg/Kg-día	INHALACION µg/m <sup>3</sup>	ORAL µg/Kg-día	INHALACION µg/m <sup>3</sup>
arsénico	2		0.3		0.3	0.33	2	0.33
cadmio	1		1		0.5	0.035	1	0.035
zinc	1000		300				1000	
cobre	500				50		500	
chromo			5		5	0.05	5	0.05
mercurio	0.7		0.3		0.21	0.04µg/Kg-día	0.3	0.13
molibdeno			5				5	
níquel	5		20		1.3	0.01	5	0.01
plomo	3.5				2	2µg/Kg-día	3.5	
cianuros	12		20		10		12	
etilbenceno	97.1	22000	100	1000	100	600	100	1000
tolueno	223	260	200	400	200	200µg/Kg-día	200	260
xilenos	179	870	2000		150	308µg/Kg-día	179	870
fenol	100		600			15µg/Kg-día	100	50
antraceno			300		1000		300	
fluoranteno			40		100		40	
naftaleno					35*	56*	35	56
α-HCH					0.1	0.088*	0.1	0.088
β-HCH					0.02	0.018*	0.02	0.018
γ-HCH	8		0.3		0.33	0.28	0.33	0.28
TCDD	1x10 <sup>-5</sup>				1x10 <sup>-6</sup>		1x10 <sup>-5</sup>	
PCBs					15x10 <sup>-3</sup>			

\*Valores provisionales

## RESUMEN DE LOS FACTORES DE POTENCIA CARCINOGENICA

	CLASIFICACIÓN	OMS		EPA		LUR	
		ORAL (mg/Kd-día) <sup>-1</sup>	INHALACIÓN (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	ORAL (mg/Kd-día) <sup>-1</sup>	INHALACIÓN (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	ORAL (mg/Kd-día) <sup>-1</sup>	INHALACIÓN (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
arsénico	1/A			1.5	0.0043	1.5	0.0043
cadmio	1/B1				0.0018		0.0018
chromo	1/A				0.012		0.012
níquel	1/A				2.4x10 <sup>-4</sup>		2.4x10 <sup>-4</sup>
benceno	1/A	3.5x10 <sup>-2</sup>	4x10 <sup>-6</sup>	2.9x10 <sup>-2</sup>	8.3x10 <sup>-6</sup>	3.5x10 <sup>-2</sup>	4x10 <sup>-6</sup>
benzo(a)pireno	2A/B2	0.5		7.3	9x10 <sup>-2</sup>	0.5	
benzo(k)fluoranteno	2B/B2						
α-HCH	2B/B2			6.3	1.8x10 <sup>-3</sup>	6.3	1.8x10 <sup>-3</sup>
β-HCH	2B/C			1.8	5.3x10 <sup>-4</sup>	1.8	5.3x10 <sup>-4</sup>
γ-HCH	2B/B2						
TCDD	2B/B2			1.6x10 <sup>5</sup>		1.6x10 <sup>5</sup>	
HxCDD	B2			6.2x10 <sup>3</sup>	1.3	6.2x10 <sup>3</sup>	1.3
PCB	2A/B2			0.04-2		0.04-2	

ANEXO 2: *Relación entre la clasificación de usos del suelo incluida en las Directrices de Ordenación Territorial de la CAPV y los valores VIE aplicables*

Usos del suelo DOT			VIE aplicables
Residencial	Vivienda unifamiliar		Residencial con huerta
	Vivienda adosada		Residencial
	Vivienda colectiva		Residencial
Productivo	Industrial	compatible con vivienda	Residencial
		no compatible con vivienda	Industrial / comercial
	Actividades agropecuarias	explotación agrícola	Protección ecosistemas(1) —(2)
		explotación forestal	Protección ecosistemas(1)
		explotación agropecuaria sin transformación de productos	Protección ecosistemas(1) —(2)
Actividades extractivas		— (2)	
Terciario	Oficinas		Industrial / comercial
	Comercios		Industrial / comercial
Equipamiento comunitario	Deportivo	al aire libre otros	— (2)
	Docente	preescolar, primaria	Residencial (3)
		otros	Residencial (3)
	Sanitario		Residencial
	Asistencial	para adultos	Residencial
		para niños	Residencial
Cultural, espectáculos, religioso, universitario, genérico, administración		Industrial / comercial	
Espacios libres			Parques (1) (3)
Comunicaciones			— (2)
Infraestructuras			— (2)

<sup>(1)</sup> Consultar igualmente de aplicación los valores VIE para la protección de los ecosistemas

<sup>(2)</sup> Es necesaria una evaluación caso por caso.

<sup>(3)</sup> En los espacios dedicados específicamente al de juego de los niños se aplicará el valor de Área de Juego Infantil.