

Establecimiento de Niveles Genéricos de Referencia de Metales en Suelos para la Protección de los Ecosistemas

Código documento: Establecimiento de NGR para ecosistemas (ECONGR)_Rev1
(1) Rev_1

Fecha de emisión: 28/01/2025



Junta de Andalucía

Índice

1. Antecedentes.....	6
2. Introducción.....	6
3. Metodologías existentes para el cálculo de NGR para ecosistemas.....	10
3.1 Metodología norteamericana – Soil Screening Levels (ECO-SSL) de la U.S. EPA.....	11
3.2 Metodologías Europeas.....	16
3.2.1 Metodología del TGD para la obtención del valor PNEC.....	16
3.2.2 Metodología Británica - Soil Screening Values (SSV) de la U.K. - E.A.....	22
3.2.3 Factores de corrección para compuestos metálicos.....	25
3.2.3.1 Enfoque de riesgos añadidos.....	26
3.2.3.2 Factores de lixiviación/envejecimiento.....	29
3.2.3.3 Factores de normalización.....	33
3.2.4 Metodología de cálculo descrita en la Guía Técnica del Ministerio para la aplicación del RD 9/2005.....	39
4. Metodología propuesta para el cálculo de NGR para protección de ecosistemas en Andalucía.....	43
4.1 Organismos del suelo.....	43
4.2 Organismos acuáticos.....	50
4.3 Vertebrados terrestres.....	54
5. Niveles genéricos de referencia propuestos.....	58
6. Ejemplo práctico de aplicación.....	65
7. Referencias.....	66
Anexo 1. Abreviaturas usadas.....	68
Anexo 2. Valores PNEC disponibles en la base de datos europea ECHA.....	71
Anexo 3. ECO-NGRs disponibles en otras fuentes.....	74
Anexo 4. Comparación ECO-NGRs con valores PNEC ECHA y valores de fondo.....	79
Anexo 5. Funciones disponibles para la normalización de los valores ecotoxicológicos en función de las características edáficas de los suelos.....	82

Índice de Tablas

Tabla 1. Parámetros edáficos que intervienen en el ajuste del NGR de diversos metales.....	30
Tabla 2. Comparación de valores PNEC envejecidos totales sin normalizar con valores PNEC de ECHA (mg/Kg)	32
Tabla 3. Información sobre la normalización aplicada en el establecimiento de los valores PNEC para organismos del suelo de ECHA.....	38
Tabla 4. Número de valores NOEC empleados en el establecimiento de los valores PNEC de ECHA para organismos terrestres.....	44
Tabla 5. Aproximación a los valores PNEC que podrían obtenerse para V, Sb, Ba, Be y Mn a partir de ECOTOX.	46
Tabla 6. Rangos de valores (percentiles) de factores abióticos que intervienen en los modelos de lixiviación/ envejecimiento y normalización.....	49
Tabla 7. Estimación de valores PNEC en alimento (PNEC oral) para Cu y Hg a partir de los valores toxicológicos holandeses.....	56
Tabla 8. Estimación de NGR para predadores por envenenamiento secundario (PNEC sp) en función de algunos valores de bioacumulación en lombrices (BAF worm) disponibles aplicando algoritmo sencillo de la agencia ambiental británica.....	57
Tabla 9. NGRs en suelo y valores de intervención en aguas propuestos para la protección de ecosistemas en Andalucía por afecciones del suelo.....	59
Tabla 10. NGRs de Co propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	60
Tabla 11. NGRs de Cu propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	61
Tabla 12. NGRs de Pb propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo y vertebrados terrestres, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	61
Tabla 13. NGRs de Mo propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	62
Tabla 14. NGRs de Ni propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	62
Tabla 15. NGRs de Ag propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	63
Tabla 16. NGRs de Zn propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo.....	64
Tabla 17. Ejemplo de selección de NGR para Cu y organismos del suelo normalizado en función de las condiciones edáficas o biodisponibilidad del suelo.....	65
Tabla 18. Valores PNEC disponibles actualmente en la base de datos europea ECHA.....	72
Tabla 19. NGR del suelo (mg/kg) para ecosistemas disponibles por las agencias ambientales americana (U.S EPA) y británica (EA-UK) con indicación del tipo de datos toxicológicos de partida.....	75
Tabla 20. Comparación NGR en suelos establecidos por agencias ambientales americana y británica (mg/Kg) con valores PNEC de la ECHA para organismos del suelo y valores de fondo estimados para el conjunto de An- dalucía.....	80

Tabla 21. Comparación NGR en suelos establecidos por agencias ambientales americana y británica (mg/Kg) para predadores con valores de fondo estimados para el conjunto de Andalucía indicando disponibilidad de valor PNEC en alimento de la ECHA.....81

Índice de Figuras

Figura 1. Ejemplo de curva dosis-respuesta y establecimiento de NOEC-LOEC.....	8
Figura 2. Ejemplo gráfico de Distribución de Sensibilidad de Especies (SSD).....	9
Figura 3. Algoritmo para la evaluación de riesgos sobre aves y mamíferos según U.S. EPA.....	12
Figura 4. Algoritmo simplificado de evaluación de riesgos en aves y mamíferos según U.S. EPA.....	13
Figura 5. Ejemplo gráfico de derivación de TRV para aves y mamíferos por US EPA.....	14
Figura 6. Procedimiento de derivación de TRV para aves y mamíferos por US EPA.....	15
Figura 7. Correlaciones para la estimación de la concentración en alimento en función de la concentración en el suelo empleadas por la metodología US EPA.....	15
Figura 8. Ejemplo de aplicación del factor de seguridad (AF) a un valor HC5 obtenido en un SSD.....	17
Figura 9. Normalización de valores toxicológicos para un suelo de biodisponibilidad estándar.....	18
Figura 10. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC del suelo siguiendo metodología europea.....	19
Figura 11. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC acuático siguiendo metodología europea.....	20
Figura 12. Conversión de NOAEL en NOEC para aves y mamíferos según metodología europea.....	21
Figura 13. Factores de conversión de NOAEL-NOEC para especies de laboratorio.....	21
Figura 14. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC para vertebrados terrestres siguiendo metodología Europea.....	22
Figura 15. Obtención del NGR en suelo por envenenamiento secundario en aves y mamíferos según metodología británica.....	24
Figura 16. Cálculo del BAFworm a partir de la eCEC del suelo.....	25
Figura 17. Estimación de la eCEC a partir de pH, arcilla y CO.....	25
Figura 18. Incremento de los NGR obtenidos mediante enfoque de riesgos añadidos por el fondo natural según metodología británica.....	26
Figura 19. Aplicación por etapas del enfoque de riesgos totales o añadidos en ECHA.....	28
Figura 20. Aplicación del enfoque de riesgo añadido en el PNEC establecido por ECHA para Se.....	29
Figura 21. Cálculo del factor de lixiviación/envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F).....	30
Figura 22. Rango de valores obtenidos para el factor de lixiviación/envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F).....	30
Figura 23. Cálculo del factor de lixiviación / envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F) dependiente de parámetros edáficos.....	31
Figura 24. Diagrama de flujo para implementar los factores L/A y de normalización en la derivación de valores PNEC ajustados.....	32
Figura 25. Diagrama de flujo para el establecimiento de modelos de normalización de la toxicidad para organismos terrestres en función de las propiedades edafológicas del suelo.....	34
Figura 26. Algoritmo general para la normalización de valores NOEC/ECx en función de la biodisponibilidad del suelo debida a sus propiedades edáficas.....	35
Figura 27. Algoritmo de normalización para funciones con varias propiedades edáficas.....	35
Figura 28. Algoritmo de normalización para funciones dependientes del pH del suelo.....	35
Figura 29. Parámetros edáficos considerados en la normalización de los NOEC/ECx envejecidos.....	36
Figura 30. Conversión de valores de pH del suelo medidos en soluciones diferentes al CaCl ₂ 0,01 M.....	37
Figura 31. Conversión de materia orgánica en carbono orgánico.....	37
Figura 32. Implementación de los factores de biodisponibilidad (L/A y normalización) en el cálculo de NGR.....	39
Figura 33. Extrapolación PNEC acuático a NGR del suelo según Guía del Ministerio.....	41
Figura 34. Cálculo de la concentración en los predadores según Guía del Ministerio.....	42
Figura 35. Cálculo de la tasa de biomagnificación según Guía del Ministerio.....	42
Figura 36. Cálculo del NGR para vertebrados terrestres según valor de la tasa de biomagnificación de acuerdo a la Guía del Ministerio.....	42
Figura 37. Sumarios de puntos finales para toxicidad terrestres y toxicidad acuática de Cr en ECHA.....	45
Figura 38. Cálculo del NGR en suelos para salud humana por la vía de exposición a las aguas subterráneas.....	51
Figura 39. Procedimiento de cálculo de las normas de calidad ambiental en aguas superficiales.....	53
Figura 40. Envenenamiento secundario como vía de exposición crítica en el establecimiento del PNEC de la ECHA para organismos del suelo por Cd.....	54
Figura 41. Valores de toxicidad por envenenamiento secundario (equivalente a TOX oral) disponibles en documento del RIVM holandés.....	55

1. Antecedentes

Este trabajo ha sido encargado por la Dirección General de Sostenibilidad Ambiental y Economía Circular a la Agencia de Medio Ambiente y Agua en el marco de las medidas contempladas en el Programa Andaluz de Suelos Contaminados aprobado por Orden de 27 de abril de 2018. siendo su autor D. Andrés Jiménez Ocaña, Técnico de Servicios Ambientales. En él se recoge la metodología de cálculo recomendada y los niveles genéricos de referencia (NGR) de metales y metaloides en suelos para la protección de ecosistemas en Andalucía.

2. Introducción

Con ligeras diferencias (nomenclatura, unidades de concentración o de dosis, etc), las diferentes metodologías de evaluación de riesgos para ecosistemas disponibles definen el nivel de riesgo a través de la siguiente expresión simplificada:

$$R_{eco} = \frac{PEC}{PNEC}$$

donde:

Reco: Riesgo ecológico

PEC: Concentración ambiental prevista

PNEC: Concentración sin efecto prevista

El riesgo ecológico queda definido como la relación entre la concentración de exposición prevista (PEC) para el receptor ecológico por un determinado contaminante, determinada a partir de los resultados analíticos recopilados del emplazamiento y/o en su caso los modelos de transporte posiblemente empleados para estimar la concentración en el punto de exposición, y la concentración máxima a la que puede quedar expuesto ese receptor (PNEC) ante ese contaminante sin que manifieste efectos indeseables en su funcionamiento vital (crecimiento, reproducción, etc).

Se distinguen valores PNEC para los diferentes compartimentos ambientales en los que los receptores ecológicos pueden entrar en contacto con los contaminantes (suelos, aguas, alimento, ..), y para su establecimiento se parte de los resultados de ensayos toxicológicos llevados cabo a cabo sobre organismos vivos representativos de los diferentes niveles tróficos, distinguiendo normalmente:

- Microorganismos del suelo
- Plantas
- Invertebrados del suelo
- Organismos acuáticos
- Aves
- Mamíferos

En los ensayos ecotoxicológicos se comprueban los efectos que producen diferentes niveles de concentración del contaminante en diferentes aspectos del funcionamiento vital de las especies consideradas, denominados como “end points” o puntos finales, tales como la mortalidad, el crecimiento o la reproducción, normalmente frente al comportamiento observado de un grupo de control de esos mismos organismos no expuestos al contaminante, construyéndose con ellos funciones dosis-respuesta para cada uno de los puntos finales.

A partir de estas relaciones dosis-respuesta se obtienen diferentes parámetros toxicológicos como los siguientes:

- **LC50 ó EC50:** Concentración que produce mortandad (LC) o efecto (EC) en el 50% de los individuos de la especie ensayada. Generalmente este parámetro se obtiene en ensayos de corta duración o ensayos de toxicidad aguda.

Siempre que sea posible se debe partir de ensayos de mayor duración, representativos de la toxicidad crónica, a partir de los cuales se obtienen los parámetros comentados a continuación

- **LC10 ó EC10:** Concentración que produce mortandad (LC) o efecto (EC) en el 10% de los individuos de la especie ensayada, o en otros porcentajes similares (LCx ó ECx).
- **LOEC / LOAEL:** Concentración más baja a la cual se observa algún efecto significativo en los individuos ensayados respecto a un grupo de control (Lowest Observed Effect Concentration).

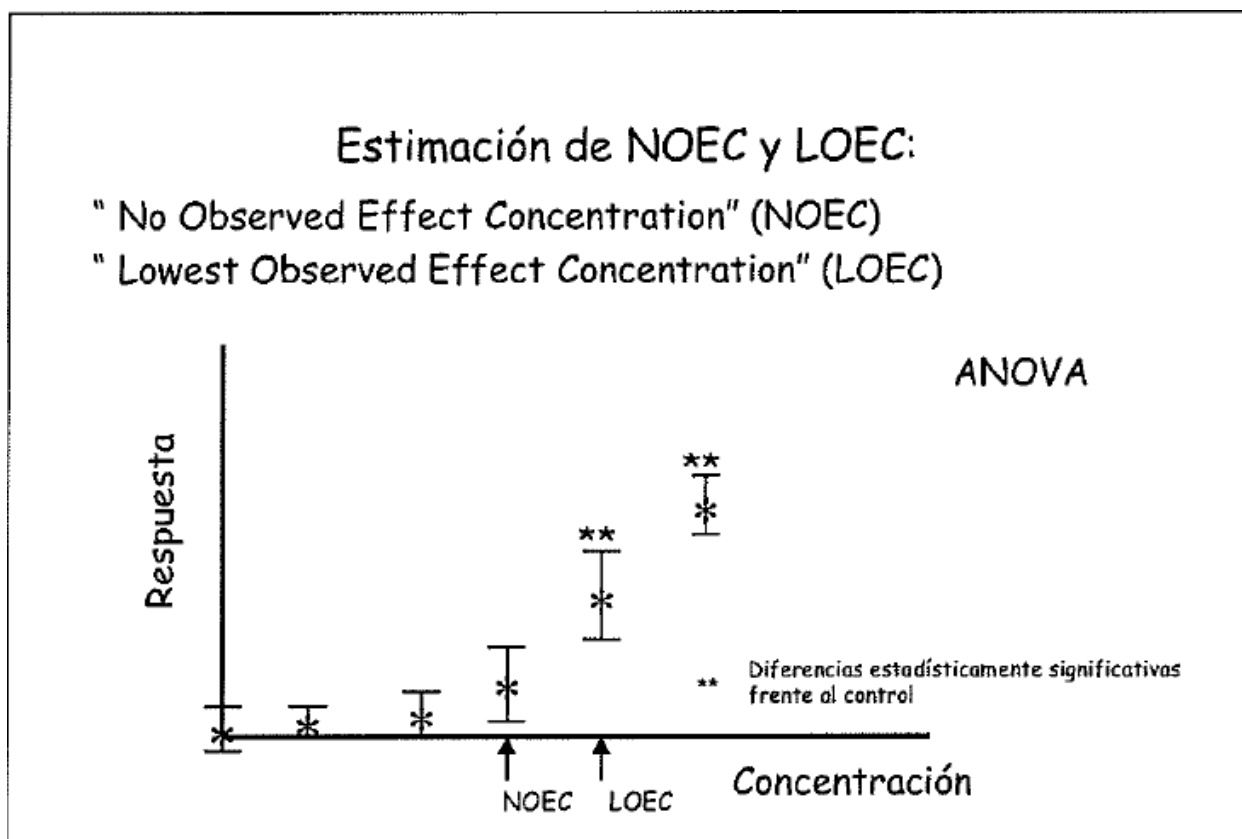
El término LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) hace referencia al mismo concepto aunque expresado normalmente en unidades de dosis (mg/Kg*día).

- **NOEC/NOAEL:** Concentración más elevada a la cual no se observa efecto significativo en los individuos ensayados respecto a un grupo de control (No Observed Effect Concentration)

El término NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) hace referencia al mismo concepto aunque expresado normalmente en unidades de dosis (mg/Kg*día).

- **MATC:** Máxima concentración tóxica aceptable, obtenida mediante la media geométrica de LOEC y NOEC obtenidos dentro de un mismo ensayo.

Figura 1. Ejemplo de curva dosis-respuesta y establecimiento de NOEC-LOEC

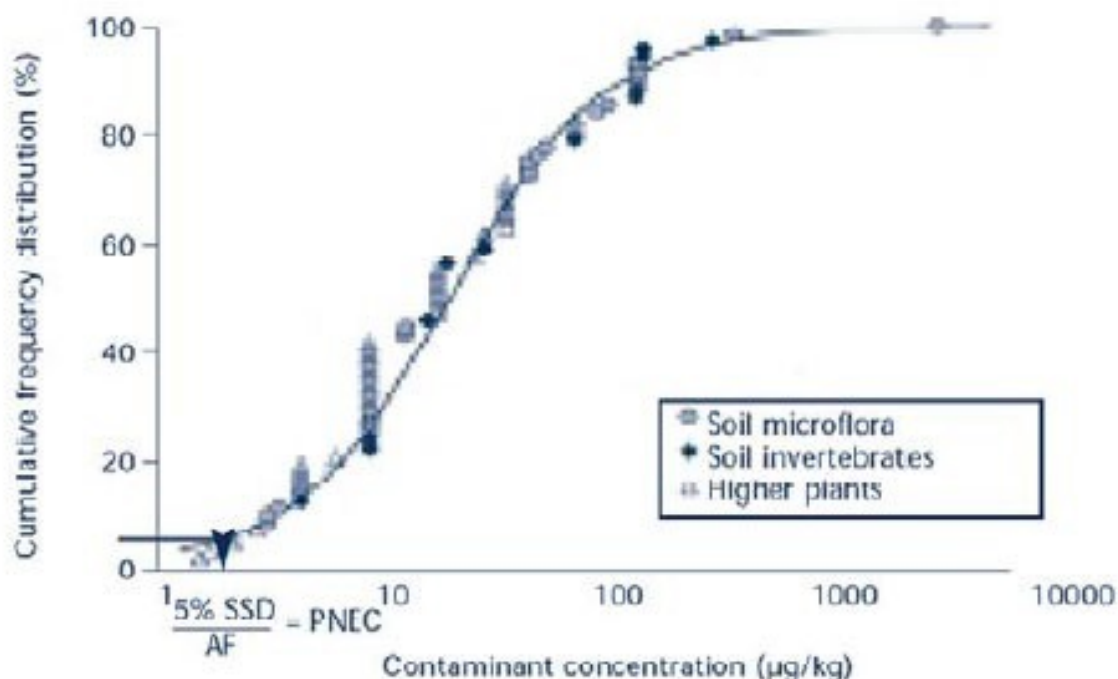


Fuente: Evaluación de los ensayos de toxicidad en laboratorio y sobre suelos contaminados y su utilización en el análisis de riesgos (INIA)

El valor PNEC estaría ubicado en algún punto entre el NOEC y el LOEC, punto que trata de representar el MATC. No obstante, con criterio conservador, se procura en la medida en que la información toxicológica disponible lo permite, partir preferentemente de valores NOEC para estimar el PNEC. En ocasiones se adopta también el valor EC_{10} como valor sustitutivo del NOEC.

Por otro lado, cuando se dispone de un número importante de valores NOEC ($>10-15$) para diferentes especies o taxones (≥ 8), se puede llevar a cabo una Distribución de Sensibilidad de Especies (SSD), en el que se construye con todos los valores NOEC disponibles una función de frecuencia acumulada como la de la figura, adoptando como valor sustitutivo al NOEC el valor de concentración por debajo del cual se encuentran el 5% de los valores NOEC empleados en la construcción de la gráfica ($HC5$), incrementando normalmente dicho valor a su límite superior de confianza al 50%. Este parámetro se considera el dato de partida más robusto de todos para obtener el valor PNEC.

Figura 2. Ejemplo gráfico de Distribución de Sensibilidad de Especies (SSD)



Fuente: Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks. EA-UK (2022)

Existen diversas publicaciones (USA, Canadá, Australia, Países Bajos...) que versan sobre la evaluación de riesgos para ecosistemas, sin que estén ligadas necesariamente a los riesgos derivados de la contaminación del suelo. Dos de las publicaciones más relevantes serían las siguientes:

- Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives Part II (Environmental Risk Assessment). Instituto para la protección de la salud y el consumidor de la Comisión Europea 2003.
- Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for designing and conducting ecological risk assessments. US EPA 1997.

Las fuentes de información ecotoxicológica disponibles para llevar a cabo estas evaluaciones de riesgos son fundamentalmente dos, una europea y la otra americana, coincidiendo con el origen de las publicaciones anteriores que establecen los procedimientos de cálculo::

- Base de datos de la Agencia Europea de Productos Químicos (ECHA), la cual recopila la información generada en la aplicación del Reglamento que regula el Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de sustancias y mezclas Químicas (REACH).
<https://echa.europa.eu/es/information-on-chemicals>
- Base de datos ECOTOX de la U.S. EPA.
<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>

Por otro lado, los ensayos toxicológicos son llevados a cabo bajo condiciones normalizadas o estandarizadas, evaluando en cada ensayo un único contaminante sobre una determinada especie o especies consideradas representativas, por lo que no quedan afectados y no tendrían en cuenta las sinergias/antagonismos que se producen por la ocurrencia simultánea de varios contaminantes en un mismo medio de exposición.

En lo que respecta a los ensayos llevados a cabo con organismos del suelo (microorganismos, plantas e invertebrados del suelo) con sustancias metálicas, el efecto del contaminante en los organismos, para un mismo nivel de concentración de contaminantes, va a depender de manera importante de la forma química en que se presente el contaminante administrado en el ensayo, del tiempo de duración del ensayo y de ciertas propiedades edáficas que controlan o influyen en la movilidad y la disponibilidad del contaminante, especialmente el pH, el contenido en arcilla y materia orgánica, y la capacidad de intercambio catiónico.

Los ensayos toxicológicos llevados a cabo suelen realizarse en líneas generales en condiciones favorables a la movilidad (casos más desfavorables), o en todo caso, aunque se disponga de ensayos llevados a cabo bajo diferentes condiciones de movilidad, el valor finalmente adoptado suele corresponderse con valores conservadores (p.ej. valores NOEC mínimos, HC5 de una SSD,...) , por lo que los valores PNEC calculados en base a ellos son protectores respecto a las condiciones de movilidad real existentes en muchos emplazamientos.

Para compensar en cierta medida la variabilidad introducida por el tiempo empleado en los ensayos y las características edáficas particulares del suelo ensayado, se han establecido para algunos metales, en base a datos experimentales, factores correctores de envejecimiento/lixiviación y factores de normalización a otras propiedades edáficas.

3. Metodologías existentes para el cálculo de NGR para ecosistemas

Se citan fundamentalmente los siguientes documentos técnicos donde se derivan NGRs para suelos, por ser los documentos que trasladan a valor de NGR los valores PNEC o equivalentes calculados en base a la información toxicológica de la base de datos americana ECOTOX y la base de datos europea ECHA:

- Guidance for developing ecological soil screening levels (US EPA 2005)
- Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks (UK Environmental Agency 2022)

Existen otros documentos equivalentes en otros países (Canadá, Países Bajos,...), pero no consta que usen las bases de datos referidas y por lo general son documentos de cierta antigüedad (2006 y 2001 respectivamente).

Por su parte, el documento TGD de la Comisión Europea, el cual es seguido en gran parte por la guía de la agencia ambiental británica, aunque no es un documento de derivación de NGR en suelos propiamente dicho, establece la metodología para la obtención de valores PNEC para los diferentes grupos de organismos, siendo los valores PNEC para organismos del suelo, expresados en niveles de contaminantes en el suelo, totalmente equivalentes al concepto de un NGR. La base de datos ECHA ofrece esos resultados de PNEC ya calculados tomando como base la metodología del TGD.

Tanto la metodología británica como la base de datos ECHA, aplican por otro lado factores correctores que tienen en cuenta los valores de fondo ambiental, las diferencias entre las pruebas de laboratorio y las condiciones de campo reales así como la influencia de las propiedades edáficas de los suelos. Estos factores de corrección serían pues comunes a ambas metodologías.

Por último, la Guía Técnica del Ministerio de Medio Ambiente para la aplicación del Real Decreto 9/2005, en sus Anexos C y D, incluye el procedimiento seguido para el establecimiento de los NGR para ecosistemas que incluye dicho documento normativo, todos ellos referentes a contaminantes orgánicos. El procedimiento sigue en una parte importante la metodología del TGD, complementándola con otras fuentes, especialmente en lo referente a los vertebrados terrestres, y sin llegar a aplicar los factores correctores que contemplan las metodologías anteriores.

Se comentan a continuación las características principales del cálculo de NGRs en estas metodologías.

3.1 Metodología norteamericana – Soil Screening Levels (ECO-SSL) de la U.S. EPA

Parte de la base de datos ECOTOX, la cual no proporciona el dato toxicológico depurado (equivalente al PNEC) con el cual realizar el cálculo del NGR, sino que proporciona únicamente los datos toxicológicos de partida (EC10, NOAEL, etc.).

El valor toxicológico depurado obtenido a partir de estos resultados de partida se encuentra disponible en la publicación de establecimiento de los NGR (2005), por lo que para su actualización, sería necesario repetir el proceso de depuración y puntuación de los datos disponibles en función de su calidad, que describe el documento.

Se comentan a continuación las principales características a resaltar de la metodología para cada uno de los grupos de organismos establecidos en el Anexo VI del Real Decreto 9/2005.

ORGANISMOS DEL SUELO

- Para este tipo de organismos el dato toxicológico viene expresado en unidades de concentración del contaminante en suelos, por lo que el valor de la PEC que satisface el criterio de riesgo igual al máximo admisible (la unidad), esto es el NGR, sería igual al valor toxicológico adoptado (término equivalente al PNEC europeo).
- Establece como término equivalente al PNEC los siguientes parámetros en el siguiente orden de preferencia EC20>MATC>EC10
- Emplea la media geométrica de los valores disponibles para la categoría de máxima biodisponibilidad siempre que el número de datos disponibles sea >3. En caso contrario emplea los disponibles para la categoría de biodisponibilidad media.
- En líneas generales, el número de resultados toxicológicos considerados válidos en el documento de establecimiento de los ECO-SSLs y el número de especies representado por dichos resultados es reducido.

- A diferencia de las otras metodologías descritas a continuación, no contempla resultados toxicológicos sobre microorganismos del suelo, únicamente sobre plantas e invertebrados del suelo.

Tampoco contempla, por falta de datos a fecha de su establecimiento, resultados toxicológicos sobre reptiles y anfibios, si bien es cierto que la actual página web de ECOTOX permitiría filtrar resultados para estos dos grupos de organismos.

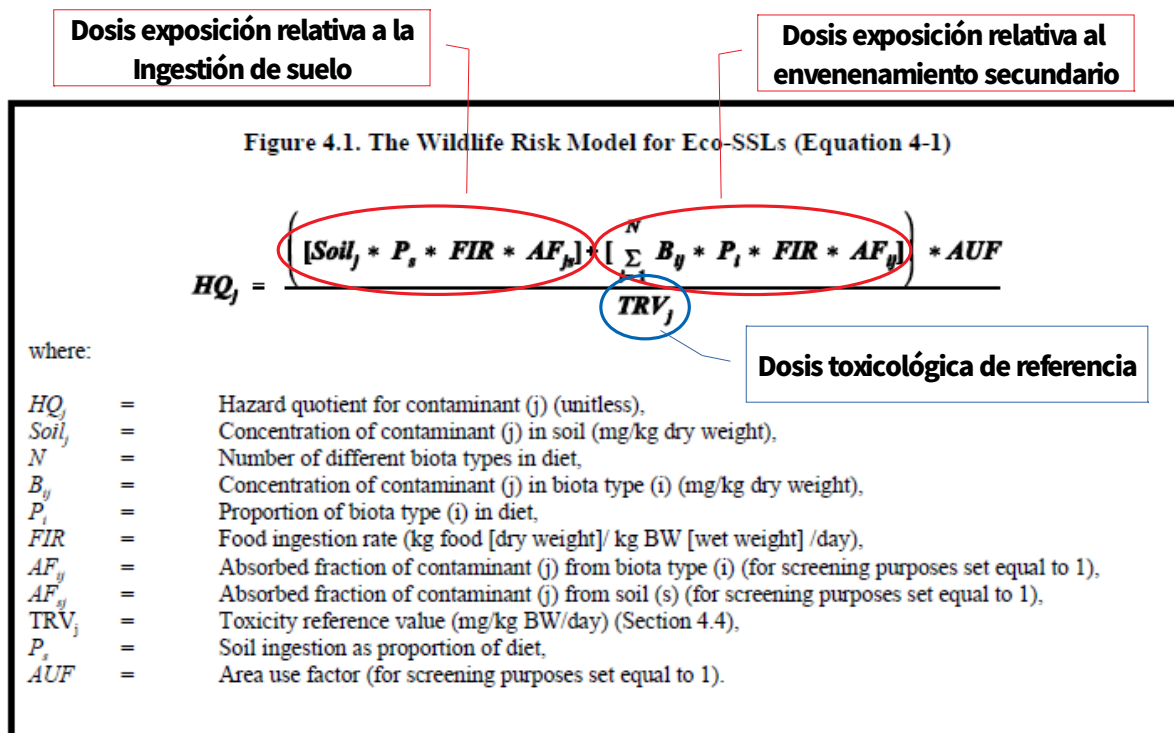
ORGANISMOS ACUÁTICOS

- Los Eco-SSLs no tienen en cuenta en su establecimiento los posibles riesgos derivados de la contaminación de las aguas superficiales bien de forma directa por escorrentías bien de forma indirecta a través de la contaminación de las aguas subterráneas.
- Estos riesgos deben ser evaluados a través de un análisis de screening segregado (criterios de calidad de aguas) o como parte del análisis de riesgos de cada emplazamiento.

AVES Y MAMÍFEROS

- El algoritmo de evaluación de riesgos para estos organismos contempla una componente por ingestión accidental de suelo (p.ej. suelo adherido a las presas que sirven de alimento o la ingesta de suelo en operaciones de aseo del animal) y otra componente por la ingestión de presas previamente contaminadas por su contacto directo con el suelo y la posterior bioacumulación/biomagnificación del contaminante a través de la cadena trófica (envenenamiento secundario).

Figura 3. Algoritmo para la evaluación de riesgos sobre aves y mamíferos según U.S. EPA



Fuente: Guidance for developing ecological soil screening levels Eco-SSL. US EPA 2005

- Sobre este algoritmo inicial se establecen una serie de supuestos con carácter conservador (p.ej. se contemplan tres especies representativas herbívoras/granívoras, insectívoras (de lombrices) y

carnívoras, tanto de aves como de mamíferos, de alimentación uniforme y dieta contaminada en su totalidad) que permiten simplificar la fórmula de la siguiente forma, donde el término $Soil_j$ representaría el NGR cuando HQ_j fuera igual a la unidad:

Figura 4. Algoritmo simplificado de evaluación de riesgos en aves y mamíferos según U.S. EPA

$$HQ_j = \frac{[FIR * (Soil_j * P_s + B_{ij})]}{TRV_j}$$

where:

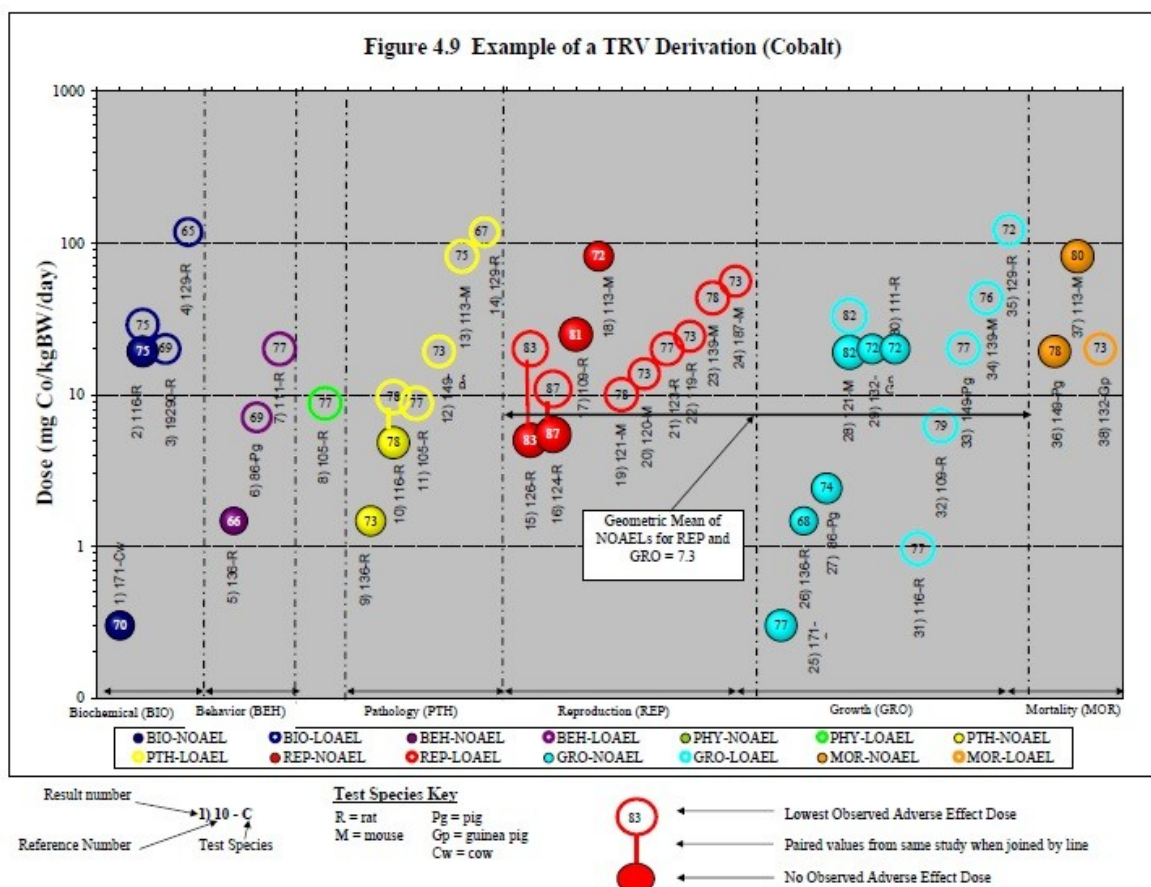
$Soil_j$	=	Concentration for contaminant (j) in soil (mg/kg [dry weight]),
FIR	=	Food ingestion rate (kg food [dry weight]/ kg bw [wet weight] / d),
P_s	=	Proportion of diet that is soil,
TRV_j	=	Toxicity reference value for contaminant (j) (mg [dry weight]/kg bw [wet weight] /d),
B_{ij}	=	Concentration of contaminant (j) in food type (i) mg/kg [dry weight].

Fuente: Guidance for developing ecological soil screening levels Eco-SSL. US EPA 2005

La ingestión directa de suelo se ha estimado, de forma conservadora, en torno a un 3-5% en peso seco de la dieta total para la mayoría de los organismos, salvo para las aves granívoras e insectívoras en las que llega a alcanzar un 14-16%.

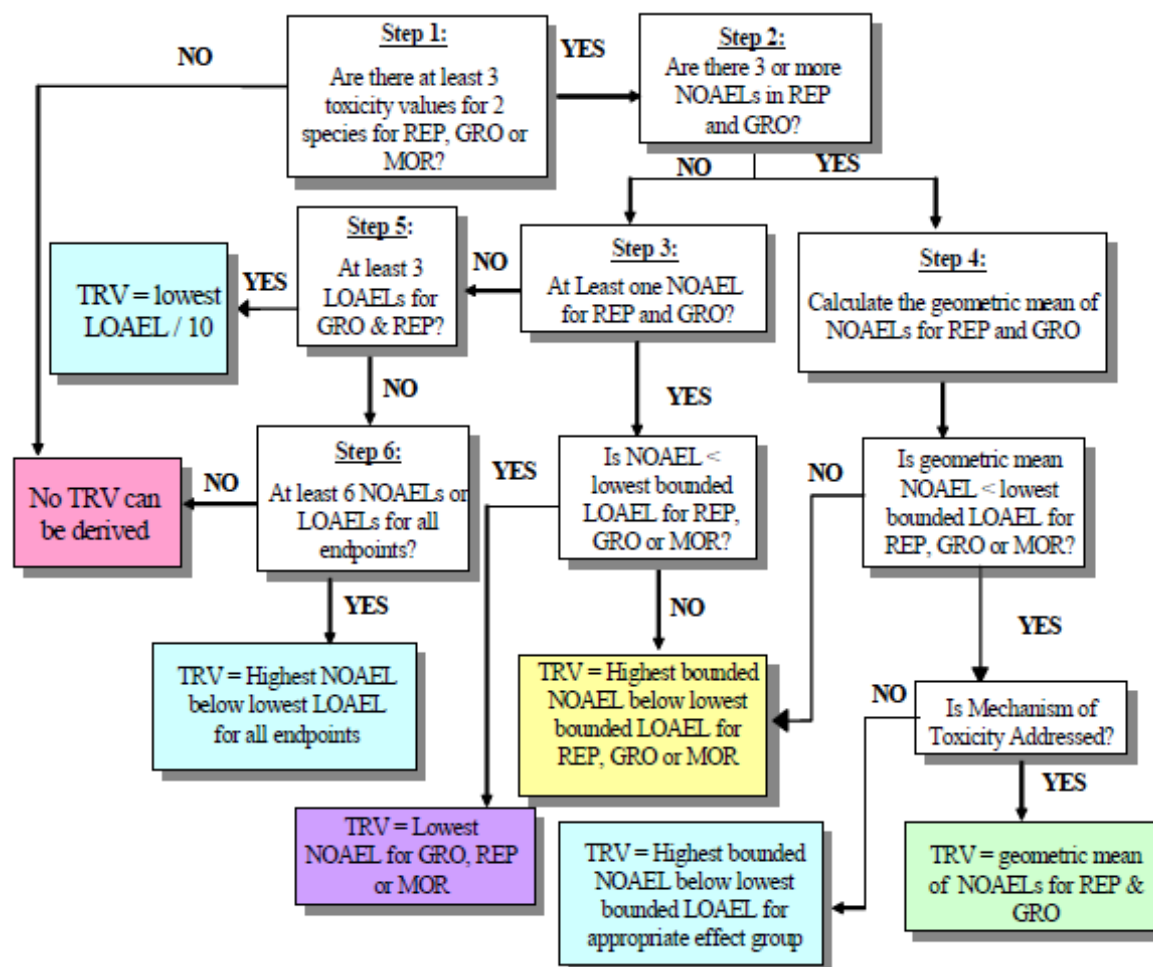
- El valor PNEC equivalente (Toxicity Reference Value o TRV) viene expresado en unidades de dosis, y no de concentraciones.
- En este caso, el número de datos toxicológicos disponibles considerados válidos es significativamente mayor. Para el cálculo del TRV se representan gráficamente los valores LOAEL y NOAEL disponibles (en unidades de dosis) agrupados por tipo de punto final, y en función del número de ensayos disponibles para cada punto final, establece un diagrama de decisión para el cálculo del TRV algo complejo, donde se prioriza como puntos finales la reproducción y el crecimiento, y los NOAEL (más conservadores) sobre los LOAEL.
- La concentración del contaminante en el alimento (B_{ij}) es determinada a partir de unas funciones lineales experimentales que la relacionan con la concentración del contaminante en el suelo.

Figura 5. Ejemplo gráfico de derivación de TRV para aves y mamíferos por US EPA



Fuente: Guidance for developing ecological soil screening levels Eco-SSL. US EPA 2005

Figura 6. Procedimiento de derivación de TRV para aves y mamíferos por US EPA



Fuente: Guidance por developing ecological soil screening levels Eco-SSL. US EPA 2005

Figura 7. Correlaciones para la estimación de la concentración en alimento en función de la concentración en el suelo empleadas por la metodología US EPA

Analyte	Soil to Plants		Soil to Earthworms		Soil to Small Mammals	
	Equation	Source	Equation	Source	Equation	Source
Antimony	$\ln(C_p) = 0.938 * \ln(C_s) - 3.233$	a	$C_e = C_s$	g	$C_m = 0.001 * 50 * C_d$	f
Arsenic	$C_p = 0.03752 * C_s$	b	$\ln(C_e) = 0.706 * \ln(C_s) - 1.421$	e	$\ln(C_m) = 0.8188 * \ln(C_s) - 4.8471$	d
Barium	$C_p = 0.156 * C_s$	b	$C_e = 0.091 * C_s$	c	$C_m = 0.00015 * 50 * C_d$	f
Beryllium	$\ln(C_p) = 0.7345 * \ln(C_s) - 0.5361$	h	$C_e = 0.045 * C_s$	c	$C_m = 0.001 * 50 * C_d$	f
Cadmium	$\ln(C_p) = 0.546 * \ln(C_s) - 0.475$	b	$\ln(C_e) = 0.795 * \ln(C_s) + 2.114$	e	$\ln(C_m) = 0.4723 * \ln(C_s) - 1.2571$	d
Chromium	$C_p = 0.041 * C_s$	b	$C_e = 0.306 * C_s$	e	$\ln(C_m) = 0.7338 * \ln(C_s) - 1.4599$	d
Cobalt	$C_p = 0.0075 * C_s$	b	$C_e = 0.122 * C_s$	c	$\ln(C_m) = 1.307 * \ln(C_s) - 4.4669$	d
Copper	$\ln(C_p) = 0.394 * \ln(C_s) + 0.668$	b	$C_e = 0.515 * C_s$	e	$\ln(C_m) = 0.1444 * \ln(C_s) + 2.042$	d
Lead	$\ln(C_p) = 0.561 * \ln(C_s) - 1.328$	b	$\ln(C_e) = 0.807 * \ln(C_s) - 0.218$	e	$\ln(C_m) = 0.4422 * \ln(C_s) + 0.0761$	d
Manganese	$C_p = 0.079 * C_s$	b	$\ln(C_e) = 0.682 * \ln(C_s) - 0.809$	e	$C_m = 0.0205 * C_s$	d
Nickel	$\ln(C_p) = 0.748 * \ln(C_s) - 2.223$	b	Not available	i	$\ln(C_m) = 0.4658 * \ln(C_s) - 0.2462$	d
Selenium	$\ln(C_p) = 1.104 * \ln(C_s) - 0.677$	b	$\ln(C_e) = 0.733 * \ln(C_s) - 0.075$	e	$\ln(C_m) = 0.3764 * \ln(C_s) - 0.4158$	d
Silver	$C_p = 0.014 * C_s$	b	$C_e = 2.045 * C_s$	c	$C_m = 0.004 * C_s$	d
Vanadium	$C_p = 0.00485 * C_s$	b	$C_e = 0.042 * C_s$	c	$C_m = 0.0123 * C_s$	d
Zinc	$\ln(C_p) = 0.554 * \ln(C_s) + 1.575$	b	$\ln(C_e) = 0.328 * \ln(C_s) + 4.449$	e	$\ln(C_m) = 0.0706 * \ln(C_s) + 4.3632$	d

Source:

- a. Regression derived from measured data [Appendix A]
- b. Bechtel-Jacobs 1998
- c. Sample et al. 1998b
- d. Sample et al. 1998a
- e. Sample et al. 1999
- f. Baes et al. 1984
- g. Assumed
- h. Regression derived from measured data [Appendix A]
- i. A reliable uptake equation could not be identified (see text)

Abbreviations:

- where small mammal diet is assumed to be 100% earthworms

Fuente: Guidance por developing ecological soil screening levels Eco-SSL. Anexo 4-1 Tabla 4a. US EPA 2005

- Se advierte que para los animales superiores no se tienen cuenta algunas vías de exposición, bien por falta de datos toxicológicos bien porque no se considera significativa respecto a otras vías de exposición contempladas:
 - Inhalación de VOCs en madrigueras: recomienda tenerla en cuenta en el análisis de riesgos si fuera el caso.
 - Inhalación de partículas: la considera poco relevante ($<0,1\%$) respecto a la ingestión.
 - Contacto dérmico: existe información insuficiente. Representaría un 1-11% del riesgo total excepto en algunos casos particulares en que puede ser más importante (aplicación de plaguicidas organoclorados por fumigación para las aves).

3.2 Metodologías Europeas

Como se ha descrito anteriormente, existe una publicación reciente de la agencia ambiental británica que establece NGR de los suelos para la protección de los ecosistemas, incluyendo algunos metales entre los parámetros considerados. Y con mayor antigüedad, los anexos C-D de la Guía Técnica del Ministerio español de Medio Ambiente para la aplicación del RD 9/2005, describe el procedimiento seguido para el establecimiento de los NGR para la protección de ecosistemas incluidos de dicho texto normativo, todos ellos correspondientes a contaminantes orgánicos.

Ambas metodologías emplean información ecotoxicológica disponible en la base de datos europea de la ECHA, y están basadas en lo esencial en el procedimiento de cálculo de valores PNEC del documento TGD de la Comisión Europea, el cual no es un documento de derivación de NGR en suelos propiamente dicho, sino una guía general para la evaluación de riesgos para los ecosistemas, aunque su procedimiento de cálculo de valores PNEC para organismos del suelo, expresados en unidades de concentración de contaminantes en los suelos, es completamente equiparable al cálculo de un NGR.

La base de datos ECHA, por otro lado, ofrece los valores PNEC ya calculados para los diferentes compartimentos ambientales, entre ellos los organismos del suelo, siguiendo en lo esencial el procedimiento de cálculo descrito en el documento del TGD de la Comisión.

Tanto la agencia ambiental británica como la ECHA no obstante, aplican de forma adicional al procedimiento descrito por el TGD, unos factores de corrección específicos para los metales, que tampoco son tenidos en cuenta por la Guía Técnica del Ministerio puesto que ésta se centra en contaminantes orgánicos.

Se describen a continuación las características principales seguidas por el TGD y su aplicación práctica posterior por la ECHA, así como la metodología aplicada por la agencia ambiental británica, los factores de corrección aplicados por ambas, así como el procedimiento seguido por la Guía Técnica del Ministerio.

3.2.1 Metodología del TGD para la obtención del valor PNEC

El documento TGD es una guía técnica para la evaluación de riesgos ambientales en general, no solo desde los suelos, sino también desde otros compartimentos ambientales como las aguas, los sedimentos o el aire, ofreciendo indicaciones de carácter técnico para la estimación de los valores PEC y PNEC, y por tanto los riesgos existentes, en cada uno de los diferentes compartimentos ambientales a los que los organismos pueden estar expuestos.

Es decir, que se calculan valores de screening (PNEC, equivalentes al NGR) de forma directa en cada compartimento ambiental, sin extrapolar por ejemplo las concentraciones en suelo que, en condiciones de equilibrio, satisfarían la consecución del valor PNEC en un medio acuático en conexión con un suelo contaminado o a unos predadores que habitaran en el entorno del suelo contaminado. Esa extrapolación del valor PNEC a valores de screening en suelo corresponde, en su caso, a las metodologías citadas anteriormente para el cálculo de NGR (metodología británica y Guía Técnica del Ministerio).

Según el TGD, la preferencia de los valores de partida a emplear para derivar el PNEC, según su disponibilidad, sería la siguiente: HC5 SSD > NOEC > L(E)C50 . Como valor NOEC en ocasiones adopta el EC10 del bioensayo. Cuando dispone de varios valores NOEC/EC10 para una misma especie y punto final adopta su media geométrica, y como valor NOEC/EC10 de la especie el valor mínimo de los NOEC/EC10 de los diferentes puntos finales estudiados. El valor de H5 se calcula a partir de los NOEC/EC10 obtenidos para las diferentes especies.

Normalmente la extrapolación estadística por distribución de especies (SSD) solo es posible con aquellos organismos y elementos químicos para los cuales se dispone de un mayor número de datos de partida (organismos acuáticos de agua dulce y del suelo).

Sobre estos valores de partida se aplica un factor de seguridad (“Assessment Factor”) que reduce el valor adoptado en magnitud proporcional a la confianza que merece, tomando en consideración tanto el orden de preferencia anterior como el número de especies y niveles tróficos empleados en su establecimiento. El objetivo de este factor de seguridad es contemplar con carácter conservador la incertidumbre existente al aplicar en la toma de decisiones un valor toxicológico adoptado a partir de ensayos realizados con una única sustancia contaminante sobre un reducido número de individuos de unas especies determinadas y generalmente de corta duración, a la escala de un ecosistema real, con la presencia posiblemente de varias sustancias contaminantes, que afectarían a individuos con diferente sensibilidad pertenecientes a múltiples especies durante períodos temporales mayores. A mayor fiabilidad del dato toxicológico de partida (HC5 SSD, NOEC ó L(E)C50) menor es el tamaño del factor de seguridad por el que se ha de dividir, pudiendo oscilar desde valores de 1-5 que se aplican típicamente a un dato obtenido en un SSD, hasta valores de 1000 si se emplea un L(E)C50 obtenido en un ensayo de corta duración.

Figura 8. Ejemplo de aplicación del factor de seguridad (AF) a un valor HC5 obtenido en un SSD

$$PNEC = \frac{5\%SSD(50\%c.i.)}{AF}$$

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

Se derivan valores PNEC de forma segregada para los siguientes grupos de organismos, quedando expresados cada uno de ellos en las siguientes unidades de medida:

- Organismos del suelo: unidades de concentración en suelo
- Organismos acuáticos: unidades de concentración en aguas
- Vertebrados terrestres: unidades de concentración en alimento

Se comentan a continuación las principales características a resaltar de la metodología de establecimiento de valores PNEC para cada uno de estos grupos de organismos

ORGANISMOS DEL SUELO

- A diferencia de la metodología americana, dentro de este grupo se contemplan los microorganismos del suelo (organismos descomponedores), además de plantas (organismos productores), e invertebrados del suelo (organismos consumidores), teniendo en cuenta de esta forma todos los tipos de organismos que intervienen en el funcionamiento del ecosistema. Son por ello valores más conservadores que los de U.S. EPA.
- El resultado de los ensayos toxicológicos puede estar fuertemente influenciado por el grado de biodisponibilidad del contaminante en la muestra empleada. Con independencia de recomendar llevar a cabo los ensayos bajo condiciones favorables a la biodisponibilidad, el documento TGD aconseja normalizar los resultados a un suelo estándar con un contenido de materia orgánica (Fom_{soil} (standard)) del 3,4 % (2% de carbono orgánico) según el siguiente algoritmo.

Figura 9. Normalización de valores toxicológicos para un suelo de biodisponibilidad estándar

$$NOEC \text{ or } L(E) C_{50(standard)} = NOEC \text{ or } L(E) C_{50(exp)} \cdot \frac{Fom_{soil(standard)}}{Fom_{soil(exp)}}$$

Explanation of symbols

NOEC or $L(E)C_{50_{exp}}$	NOEC or $L(E)C_{50}$ in experiment	$[mg \cdot kg^{-1}]$	
$Fom_{soil(standard)}$	fraction organic matter in standard soil	$[kg \cdot kg^{-1}]$	Table 5
$Fom_{soil(exp)}$	fraction organic matter in experimental soil	$[kg \cdot kg^{-1}]$	
NOEC or $L(E)C_{50_{standard}}$	NOEC or $L(E)C_{50}$ in standard soil	$[mg \cdot kg^{-1}]$	

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

Aquellos ensayos que hayan sido llevados a cabo con muestras de suelo de un contenido en materia orgánica inferior al estándar (valor de mayor biodisponibilidad), verán aumentado el valor de NOEC/ $L(E)C_{50}$ obtenido para normalizarlo.

Esta normalización sería no obstante, según el documento TGD, teóricamente válida para contaminantes orgánicos no-iónicos, asumiendo que la biodisponibilidad estaría gobernada únicamente por la materia orgánica.

Para los compuestos metálicos sin embargo se comprueba que la biodisponibilidad depende adicionalmente de otros parámetros edáficos como el pH, el contenido de arcilla, la capacidad de intercambio catiónico,... El documento TGD no aporta un procedimiento de normalización equivalente específico para compuestos metálicos, aunque la base de datos ECHA sí parece aplicar en algún caso, como se verá en apartados posteriores, factores de normalización basados en alguno de estos parámetros edáficos.

También parece aplicar la base de datos ECHA, y en esta ocasión con carácter más extendido, factores de corrección por lixiviación/envejecimiento, que tienen en cuenta la mayor disponibilidad que se produce en los bioensayos, realizados tras un breve lapso de tiempo tras el dopaje del suelo del ensayo con la sustancia contaminante, en relación a la disponibilidad real existente transcurrido un cierto tiempo de adaptación o envejecimiento.

- Los factores de seguridad empleados para este grupo de organismos son los siguientes

Figura 10. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC del suelo siguiendo metodología europea

Table 20 Assessment factors for derivation of PNEC_{soil}

Information available	Assessment factor
L(E)C50 short-term toxicity test(s) (e.g. plants, earthworms, or microorganisms)	1000
NOEC for one long-term toxicity test (e.g. plants)	100
NOEC for additional long-term toxicity tests of two trophic levels	50
NOEC for additional long-term toxicity tests for three species of three trophic levels	10
Species sensitivity distribution (SSD method)	5 – 1, to be fully justified on a case-by-case basis (cf. main text)
Field data/data of model ecosystems	case-by-case

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

ORGANISMOS ACUÁTICOS

- En este grupo se contempla un conjunto de taxones preferentes (“base-set”), constituido por peces, daphnia y algas.
- Los factores de seguridad empleados para este grupo de organismos son los siguientes

Figura 11. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC acuático siguiendo metodología europea

Table 16 Assessment factors to derive a PNEC_{aquatic}

Available data	Assessment factor
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base-set (fish, Daphnia and algae)	1000 ^{a)}
One long-term NOEC (either fish or Daphnia)	100 ^{b)}
Two long-term NOECs from species representing two trophic levels (fish and/or Daphnia and/or algae)	50 ^{c)}
Long-term NOECs from at least three species (normally fish, Daphnia and algae) representing three trophic levels	10 ^{d)}
Species sensitivity distribution (SSD) method	5-1 (to be fully justified case by case) ^{e)}
Field data or model ecosystems	Reviewed on a case by case basis ^{f)}

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

- La base de datos ECHA discrimina por otro lado valores PNEC para organismos acuáticos de agua dulce y salada.

VERTEBRADOS TERRESTRES (PREDADORES)

- Se consideran en este grupo los mamíferos y aves pertenecientes al nivel más elevado de la cadena trófica.
- El documento TGD solo tienen en cuenta para estos receptores la exposición a través del alimento contaminado, es decir, por envenenamiento secundario, no por ingestión de suelo como también contempla la metodología americana.
- El valor PNEC se expresa en unidades de concentración en alimento en base húmeda (NOEC), pero algunos de los datos toxicológicos de los que se parte para su establecimiento vienen expresados en unidades de dosis (NOAEL). Para convertir estos resultados a unidades de concentración en alimento (NOEC), se aplica un factor de conversión que relaciona el peso corporal del animal con su tasa de ingesta de alimento diaria:

Figura 12. Conversión de NOAEL en NOEC para aves y mamíferos según metodología europea

$$NOEC_{bird} = NOAEL_{bird} \cdot CONV_{bird}$$
$$NOEC_{mammal, food_chr} = NOAEL_{mammal, oral_chr} \cdot CONV_{mammal}$$

Explanation of symbols			
NOEC _{bird}	NOEC for birds	(kg · kg _{food} ⁻¹)	
NOEC _{mammal, food chr}	NOEC for mammals	(kg · kg _{food} ⁻¹)	
NOAEL _{bird}	NOAEL for birds	(kg · kg bw · d ⁻¹)	
NOAEL _{mammal, oral chr}	NOAEL for mammals	(kg · kg bw · d ⁻¹)	
CONV _{bird}	conversion factor from NOAEL to NOEC	(kg bw · d · kg _{food} ⁻¹)	Table 22
CONV _{mammal}	conversion factor from NOAEL to NOEC	(kg bw · d · kg _{food} ⁻¹)	Table 22

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

Estos factores de conversión están tabulados para algunos de los animales de laboratorio habitualmente empleados en los ensayos ecotoxicológicos.

Figura 13. Factores de conversión de NOAEL-NOEC para especies de laboratorio

Table 22 Conversion factors from NOAEL to NOEC for several mammalian and one bird species

Species	Conversion factor (bw/dfi)
<i>Canis domesticus</i>	40
<i>Macaca sp.</i>	20
<i>Microtus spp.</i>	8.3
<i>Mus musculus</i>	8.3
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	33.3
<i>Rattus norvegicus</i> (> 6 weeks)	20
<i>Rattus norvegicus</i> (≤ 6 weeks)	10
<i>Gallus domesticus</i>	8

* bw = body weight (g); dfi: daily food intake (g/day)

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

- Para animales salvajes en libertad se citan rangos de 1,1 - 9 para aves y 3,9 - 10 para mamíferos. La diferencia con las ingestas de los animales de laboratorio sería enjugada, además de otros factores como la variación inter-especie, por el factor de seguridad.
- Esta conversión no es aplicable al resultado de dosis letales (LD50) obtenidas en ensayos agudos, ya que no se determinan mediante ensayos con ingesta de alimentos. Estos resultados no son considerados en la derivación del valor toxicológico salvo que vengan expresados en unidades de concentración (LC50).

- Asumiendo que en este caso no se va a disponer de suficiente número de datos para llevar a cabo un análisis de sensibilidad de especies, los factores de seguridad a emplear con los valores NOEC/LC50 disponibles serían según el documento TGD los siguientes:

Figura 14. Factores de seguridad aplicados en el establecimiento de PNEC para vertebrados terrestres siguiendo metodología Europea

Table 23 Assessment factors for extrapolation of mammalian and bird toxicity data

TOXoral	Duration of test	AForal
LC50 _{bird}	5 days	3,000
NOEC _{bird}	chronic	30
NOEC _{mammal, food,chr}	28 days	300
	90 days	90
	chronic	30

Fuente: Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II EC 2003

3.2.2 Metodología Británica - Soil Screening Values (SSV) de la U.K. - E.A.

La metodología británica parte de la información ecotoxicológica disponible en la base de datos de la ECHA (con algún dato toxicológico adicional), y aplica al igual que ésta en líneas generales el procedimiento de cálculo del documento TGD para establecer los valores PNEC, no obstante no emplea de forma directa los valores PNEC ofrecidos por la ECHA, sino que dispone de una hoja de cálculo (SSV_Tool), con los datos toxicológicos disponibles, para poder recalcular los valores PNEC en función de diversos factores de corrección que se comentan más adelante.

Respecto a la metodología general del TGD para el establecimiento del PNEC aplicada por la agencia ambiental británica, cabe indicar alguna particularidad:

- Desaconseja el uso de factores de seguridad > 50, ya que tienden a ofrecer NGR extremadamente bajos y seguramente impracticables, salvo excepciones. (cuando el modo de acción del contaminante es conocido y la especie es representativa para evaluar dicho modo de acción)
- Desaconseja igualmente obtener valores PNEC en suelos partiendo únicamente de la extrapolación teórica a concentraciones en suelo en condiciones de equilibrio de valores PNEC acuáticos.

Se comentan a continuación las principales características a resaltar de la metodología para cada uno de los grupos de organismos establecidos en el Anexo VI del Real Decreto 9/2005.

ORGANISMOS DEL SUELO

- **El NGR para organismos del suelo sería igual al valor PNEC para este grupo de organismos (incluyendo microorganismos, plantas e invertebrados), expresado en unidades de concentración del contaminante en suelo.**

$$R_{eco} = \frac{PEC}{PNEC} \quad 1 = \frac{NGR}{PNEC} \quad NGR = PNEC$$

- Los valores PNEC obtenidos son en algunos casos, típicamente para algunos metales, inferiores a los valores de fondo ambiental existentes, bien sea éste natural o incrementado por contribuciones antropogénicas difusas (p.ej. agricultura).

Para evitarlo propone trabajar en algunos casos (Zn y V únicamente por el momento) con riesgos añadidos, conforme al procedimiento descrito en detalle en apartado posterior.

Aún así, aduce esta razón entre otras para no establecer SSV para algunos metales y metaloides, como p.ej. As, Ba, B, Cr, Hg, Se y Tl.

- Contempla la normalización de los valores PNEC a un suelo con una fracción de materia orgánica del 3,4%, de acuerdo con las indicaciones del TGD europeo, pero solo para los contaminantes orgánicos no iónicos.

Para los metales, se entiende que los resultados de los bioensayos están influidos por la biodisponibilidad concreta del contaminante en cada muestra, pero ésta no dependería únicamente de la materia orgánica sino también del pH, el contenido en arcilla y la capacidad de intercambio catiónico.

También estarían influidos los resultados de los bioensayos por el escaso tiempo transcurrido desde la adición del contaminante al suelo del test en comparación a las condiciones de campo (lixiviación/envejecimiento).

Para tratar de corregir los resultados en función de ese envejecimiento y esa diferencia de disponibilidad, contempla la aplicación factores de lixiviación/envejecimiento y de normalización que se comentan en detalle en apartados posteriores.

- La agencia ambiental británica establece NGR mediante esta metodología para un total de 9 elementos metálicos y metaloides: Sb, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Ag, V y Zn.

ORGANISMOS ACUÁTICOS

- Al igual que la metodología americana, no contempla el establecimiento de NGR del suelo para la protección de organismos acuáticos. Es decir, no extrapola a concentraciones en suelo en equilibrio con las aguas, los valores PNEC acuáticos.

VERTEBRADOS TERRESTRES (PREDADORES)

- Solo tiene en cuenta la componente por envenenamiento secundario a través de la cadena trófica, es decir, no contempla la ingestión accidental de suelo que la metodología americana sí contabiliza.
- No establece un NGR específico para los vertebrados terrestres, segregado del NGR para organismos del suelo. Calcula en su caso (cuando aplica por el tipo de contaminante) el NGR correspondiente al envenenamiento secundario de las aves y mamíferos (PNEC sp “secondary poisoning”), así como el

NGR de los organismos del suelo (PNEC dt “direct toxicity”), y finalmente adopta un único NGR para el contaminante, resultante del valor mínimo entre los anteriores.

Contempla como metales susceptibles de envenenamiento secundario los siguientes: Cd, Pb, Hg y Se, aunque únicamente informa del resultado de esta componente y establece NGR para Cd, debido a que obtiene una elevada incertidumbre para el resto de compuestos y/o umbrales inferiores a los valores de fondo natural.

El valor adoptado para Cd coincide con el valor PNEC de la ECHA para organismos terrestres (0,9 mg/Kg), la cual, en el caso exclusivo de este metal, adopta como valor PNEC para este grupo de organismos el obtenido por envenenamiento secundario.

- Para calcular el NGR debido a envenenamiento secundario de aves y mamíferos (PNEC sp), prescinde de la posibilidad de alimento a partir de plantas o pequeños mamíferos como lleva a cabo la metodología americana, y se centra en la exposición a partir de la ingesta de lombrices, vector de exposición considerado crítico o más desfavorable.

El PNEC sp se calcularía mediante la ratio entre el PNEC oral (en unidades de concentración en alimento) extraído de la base de datos ECHA, y el factor de bioacumulación de la lombriz (BAF worm), que a su vez sería la ratio entre la concentración en **el cuerpo de la** lombriz y la concentración en el suelo.

Figura 15. Obtención del NGR en suelo por envenenamiento secundario en aves y mamíferos según metodología británica

$$PNEC_{sp} = \frac{PNEC_{oral}}{BAF_{worm}}$$

where:

$PNEC_{sp}$ = Predicted no-effect concentration for chemical secondary poisoning of birds and mammals, mg kg⁻¹ DW soil

$PNEC_{oral}$ = Predicted no-effect concentration for chemical secondary poisoning of birds and mammals, mg kg⁻¹ FW food

BAF_{worm} = Bioaccumulation factor for earthworms on a wet weight basis from empirical studies, kg DW soil kg⁻¹ WW earthworm

$$BAF_{worm} = \frac{C_0}{C_s}$$

where:

BAF_{worm} = Soil to worm bioaccumulation factor, kg DW soil kg⁻¹ WW worm

C_0 = Chemical concentration in the whole organism, mg kg⁻¹ WW

C_s = Chemical concentration in soil, mg kg⁻¹ DW

Fuente: Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks. UK Environment Agency 2022

El parámetro BAFworm, que relaciona el contenido del contaminante en el suelo y en la lombriz, puede ser estimado a partir de bioensayos específicos (p.ej. OCDE T6317, ASTM E 1676-04) o bien a través **de un modelo teórico** basado en el documento R.16 de la ECHA (Environmental exposure assessment) e incluido también en el documento TGD, y que requiere conocer entre otros factores la concentración del contaminante en el suelo y en el agua de poro y el factor de bioconcentración en la lombriz (relación entre la concentración del contaminante en el agua de poro y en la lombriz), parámetro que a

su vez puede ser estimado de forma teórica según esas mismas fuentes a partir del factor de partición octanol/agua (K_{ow}), pero no para el caso de los metales.

La hoja de cálculo de la agencia ambiental británica (SSV_Tool) no incluye la posibilidad de calcular el NGR por envenenamiento secundario ni ofrece información acerca de valores de referencia para el parámetro BAFworm.

Desarrollada por algunos de los autores de la hoja de cálculo británica, existe otra hoja de cálculo publicada por la entidad Arche Consulting, de funcionamiento muy similar a la británica, que sí contempla el cálculo del NGR por envenenamiento secundario para el caso del Pb de acuerdo a la fórmula establecida por la UK-EA a partir del parámetro BAFworm, ofreciendo también de manera adicional el valor de Cd de ECHA antes comentado (0,9 mg/Kg), y sin que conste en este caso el procedimiento de cálculo seguido, el NGR sp para Ni correspondiente a mamíferos.

Para el cálculo del NGR sp de Pb, se adopta un valor del BAFworm experimental que depende de la capacidad efectiva de intercambio catiónico del suelo ($eCEC$, en $cmol_c/Kg$) a través del siguiente algoritmo.

Figura 16. Cálculo del BAFworm a partir de la eCEC del suelo

$$BAF_{worm_{pb}} = 10^{(0,55+0,89 \cdot \log(eCEC))} \times 0,16$$

Fuente: Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020

- En caso de no conocer el valor de la $eCEC$ del suelo de interés, se estimaría a partir de los valores de pH, arcilla y carbono orgánico, en caso de disponer de ellos, conforme al siguiente algoritmo.

Figura 17. Estimación de la eCEC a partir de pH, arcilla y CO

$$eCEC \text{ (} cmol_c/kg \text{)} = (30 + 4,4 \cdot pH) \cdot \left(\frac{Arcilla(\%)}{100} \right) + (-59 + 51 \cdot pH) \cdot \left(\frac{CO(\%)}{100} \right)$$

Fuente: Helling et al (1964) Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution.

En caso contrario se adopta un valor genérico por defecto de la $eCEC$ de 16 $cmol_c/Kg$ que resulta en un BAFworm de 0,048.

3.2.3 Factores de corrección para compuestos metálicos

Tanto la agencia ambiental británica como la base de datos ECHA, aplican en diferente grado o medida algunos factores de corrección, adicionales a la metodología del TGD, para contemplar algunas características específicas de los compuestos metálicos. Dichos factores serían los siguientes:

- Enfoque de riesgos añadidos: tiene en cuenta la presencia de forma natural en los suelos, hasta cierto nivel de concentración, de los contaminantes considerados.
- Factor de lixiviación/envejecimiento: tiene en cuenta, a igualdad de concentración, la mayor disponibilidad de las formas metálicas recién aplicadas a las muestras de suelo empleadas en los

ensayos ecotoxicológicos, frente a las condiciones reales de campo en las cuales los contaminantes han sufrido una evolución temporal mucho mayor.

- Factor de normalización: tiene en cuenta, a igualdad de concentración, la mayor o menor disponibilidad del contaminante según las características edáficas del suelo en que se encuentran.

3.2.3.1 Enfoque de riesgos añadidos

Tanto la ECHA (y de forma mas imprecisa el documento TGD) para establecer sus valores PNEC, como la Agencia ambiental británica para establecer sus valores SSV, tratan de evitar situaciones en las que los valores de fondo geoquímico natural puedan superar estos valores umbral para algún elemento, recurriendo para ello a la aplicación, con diferencias, del enfoque de riesgos añadidos.

Este enfoque considera que la biodiversidad y las funciones ecológicas del suelo están perfectamente adaptadas a las concentraciones naturales de elementos traza inorgánicos existentes, las cuales presentan por lo general una baja disponibilidad, y por tanto no es esperable que produzcan efectos adversos (o de haberlos serían ignorados por su escasa relevancia), siendo éstos consecuencia únicamente de los aportes antropogénicos.

Según ese enfoque, los valores toxicológicos (NOEC/EC10, etc.) deberían ser calculados a partir de valores de concentración de contaminante añadidos a los suelos en cada bioensayo, restándoles previamente su concentración original de partida antes de realizar el tratamiento estadístico, obteniendo con ellos (normalmente la HC5 de un SSD) y con el factor de seguridad correspondiente, un valor PNEC expresado en concentraciones “añadidas”.

Este criterio es adoptado por ejemplo por la metodología británica, que en su hoja de cálculo, mantiene para todos los metales un sistema doble de cálculo de la HC5 y de los valores SSV, por un lado para las concentraciones totales y por otro para las añadidas.

Este PNEC o SSV “añadido”, es luego incrementado con las concentraciones de fondo geoquímico naturales que cabe encontrar a nivel regional (adoptando la UK-EA con carácter conservador un Percentil 10 de los niveles de fondo natural), obteniendo el SSV “genérico” que es el que serviría como valor de comparación con las concentraciones totales halladas en un emplazamiento dado.

Figura 18. Incremento de los NGR obtenidos mediante enfoque de riesgos añadidos por el fondo natural según metodología británica

$$SSV_{ARA} = C_{amb} + SSV$$

where:

SSV_{ARA} = Soil screening value for a trace element taking into account added risk, $mg\ kg^{-1}\ DW$

C_{amb} = Representative chemical concentration in natural background soil (usually the 10th percentile from a regional or national dataset), $mg\ kg^{-1}\ DW$

SSV = Soil screening value for a trace element derived from dose–response effects data for specific organisms (see Section 3), $mg\ kg^{-1}\ DW$

Fuente: Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks. UK Environment Agency 2022

Posteriormente, en un emplazamiento dado, es posible refinar este ajuste a los valores de fondo natural que cabe encontrar a nivel local, adicionándose dicho valor de fondo local en lugar del regional al PNEC “añadido” para obtener un SSV “normalizado”.

Este enfoque sin embargo no es aplicado finalmente por la metodología británica para todos los metales, sino únicamente para Zn y V. Para estos metales, la hoja de cálculo aportada por la agencia ambiental británica solicita los niveles de fondo locales para realizar el ajuste del SSV “añadido”, y si no son aportados, se aplican por defecto los niveles de fondo nacionales

En el resto de los casos, se informan valores PNEC o SSV derivados de concentraciones de suelo totales, aún conociéndose los valores de concentración inicial de los suelos empleados en los bioensayos.

Arche Consulting ofrece de manera independiente una versión ligeramente modificada de la hoja de cálculo británica, en la que sí es posible seleccionar el cálculo del PNEC según un enfoque añadido o total para todos los metales considerados, aunque en este caso no ofrece directamente la posibilidad de incrementar dicho valor con el fondo geoquímico natural.

Aunque el documento TGD contempla la incidencia de las concentraciones de fondo en los valores toxicológicos determinados, y establece que los valores PNEC no deberían ser inferiores al fondo, no tiene en cuenta un procedimiento concreto de ajuste. La ECHA sin embargo sí contempla la posibilidad de adoptar este enfoque de riesgos “añadidos” cuando las concentraciones de fondo (C_b en la figura adjunta) sean significativas respecto al valor PNEC.

En primera instancia (tier 1) se podría usar ese valor PNEC “añadido” como herramienta de valoración de las concentraciones encontradas en un emplazamiento (PEC), aunque en caso de que éstas fueran superiores, en la siguiente etapa (tier 2), el PNEC “añadido” debería incrementarse con el fondo geoquímico local o regional, o bien, de manera equivalente, convertir a concentraciones “añadidas” los valores encontrados en el emplazamiento (PEC “añadido”) mediante la sustracción de los valores de fondo.

Figura 20. Aplicación del enfoque de riesgo añadido en el PNEC establecido por ECHA para Se

Additional information

Added risk approach

Selenium is naturally present in all environmental compartments. The median ambient background concentrations in agricultural soil and grazing land are 0.35 and 0.40 mg Se/kg, respectively (Vercaigne et al., 2010). Background Se concentrations were only measured in a few soils used for the terrestrial ecotoxicity tests and vary between 0.23 and 1.5 mg Se/kg dw (Somogyi et al., 2007; Wilke, 1989; Cartes et al., 2005; Soltanpour and workman, 1980; Liu et al., 2016). Because these background concentrations are significant compared to the NOEC and EC10 values for effects of inorganic selenium substances (selenite or selenate) to terrestrial organisms, the added risk approach is employed as a pragmatic solution. All NOEC and EC10 values are therefore based on added selenium concentrations, without taking into account the natural background in the soil. In essence this added risk assessment approach assumes that species are fully adapted to the natural background concentration and therefore that only the anthropogenic added fraction should be regulated or controlled (Appendix R.7.13-2 of the REACH guidance on "Environmental risk assessment for metals and metal compounds").

Fuente: Endpoint Summary de la ecotoxicidad por Se para organismos terrestres de la base de datos ECHA

3.2.3.2 Factores de lixiviación/envejecimiento

Como se ha avanzado anteriormente, la toxicidad de los contaminantes metálicos añadidos a la muestra de un bioensayo, generalmente en forma de sales solubles y por tanto altamente disponibles, y medida en los tiempos establecidos en dichos bioensayos, generalmente cortos, es más elevada que la toxicidad esperable para un mismo nivel de concentración del contaminante en condiciones reales de campo, no necesariamente presente en formas tan solubles y tras haber sufrido generalmente un período de lixiviación y envejecimiento mucho mayor desde que fuera introducido en el subsuelo por la acción antrópica.

Tanto la ECHA (no así el documento TGD) en el establecimiento de sus valores PNEC como la Agencia ambiental británica en el establecimiento de sus valores SSV, tienen en cuenta este efecto.

Para ello se han llevado a cabo diversos ensayos experimentales consistentes a grandes rasgos en controlar la evolución de la toxicidad con el tiempo tras la adición del contaminante durante períodos mucho más prolongados (hasta un máximo de 18 meses) que los empleados habitualmente en los bioensayos, sometiendo a las muestras del ejercicio a la lixiviación con agua de lluvia en ambientes de laboratorio y/o exteriores. El estudio empleado en la actualidad para este fin comprende el empleo de un total de 23 tipos de suelos procedentes de 6 países europeos, entre ellos España, empleándose para cada metal de 3 a 7 de estos suelos para la realización de 6 a 10 bioensayos sobre diferentes especies y procesos microbianos.

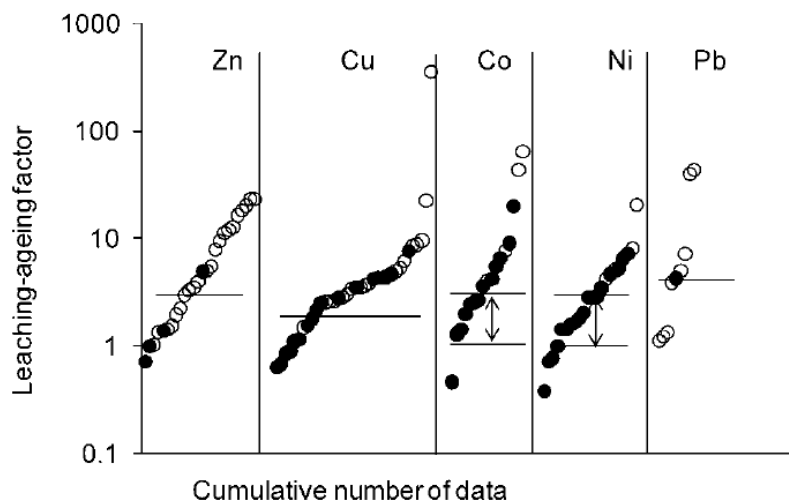
La ratio entre la EC10 del suelo envejecido y la equivalente EC10 del suelo fresco dopado suele ser según lo expuesto anteriormente mayor que 1 (mediana de 3,4). A partir de los resultados obtenidos para esta ratio, se han adoptado para algunos metales unos factores correctores de lixiviación/envejecimiento (L/A) o también llamados de laboratorio/campo (L/F), que aplicados sobre los resultados de toxicidad obtenidos en los bioensayos, permiten reducir el efecto distorsionador de las condiciones de laboratorio empleadas en los mismos.

En aquellos bioensayos en los que se hayan respetado unos tiempos importantes de estabilización de la muestra tras su dopaje con el contaminante (típicamente 120 días) antes de proceder a realizar con ella el ensayo ecotoxicológico propiamente dicho, se considera que la disponibilidad del contaminante no está sobredimensionada, y se aplica un factor L/A igual a la unidad (no se aplica corrección).

Figura 21. Cálculo del factor de lixiviación/envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F)

$$L/F \text{ factor} = \frac{EC_{x,add} \text{ field contaminated or aged}}{EC_{x,add} \text{ after freshly spiking}}$$

Figura 22. Rango de valores obtenidos para el factor de lixiviación/envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F)



Fuente: Smolders et al (2009). Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards

Los valores adoptados para estos factores en el marco de la evaluación de riesgos del reglamento REACH (según OCDE 2016), y empleados con ligeras modificaciones por las fuentes consultadas (hojas de cálculo de la agencia ambiental británica y variante de Arche Consulting), son los expuestos en la tabla adjunta, y siguen en comparación con el intervalo de valores disponibles, un criterio en líneas generales conservador.

Tabla 1. Parámetros edáficos que intervienen en el ajuste del NGR de diversos metales

Elemento	Factor de lixiviación/envejecimiento
Sb	— ⁽¹⁾
Cd	— ⁽¹⁾
Co	1,2-3,1 (función del pH)
Cu	2,0
Pb	4,0 / 2,0 ⁽²⁾
Mo	2,0
Ni	1,0-7,2 (función del pH)
Ag	1,6 – 4,3 (función del pH, CO, y eCEC)
V	1,5
Zn	3,0

⁽¹⁾ Factores no establecidos experimentalmente. En ausencia de valor, se asume L/A=1 (valor conservador)

⁽²⁾ Valores diferenciados para bioensayos en los que solo se aplica envejecimiento (4,0) o bien envejecimiento más lixiviación (2,0)

Fuentes:

Soil screening values for trace elements. Corrections for ageing, leaching and bioavailability. Spreadsheet tool v. 1.0 UK Environment Agency 2017

Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020

Los valores para Co, Ni y Ag dependen de algunos parámetros edáficos fundamentalmente el pH, y en el caso de la Ag también del carbono orgánico (CO) y la capacidad efectiva de intercambio catiónico (eCEC), según las

siguientes funciones. Para Co y Ni el factor L/A aumenta conforme se incrementa el pH. Para la Ag, el factor L/A aumenta conforme se incrementa la eCEC y disminuye conforme se incrementa el CO y el pH.

Figura 23. Cálculo del factor de lixiviación / envejecimiento (L/A) o laboratorio/campo (L/F) dependiente de parámetros edáficos

$$L/A_{Co} = \frac{84,1 - \left[\left(\frac{59,1}{10^{(6,06 - pH)} + 1} \right) \times 15^{\left(\frac{0,00097}{15} \right)} \right] - 3,64 \ln(15)}{84,1 - \left[\left(\frac{59,1}{10^{(6,06 - pH)} + 1} \right) \times 365^{\left(\frac{0,00097}{365} \right)} \right] - 3,64 \ln(365)}$$

$$L/A_{Ni} = 1 + e^{(1,4(pH - 7))}$$

$$L/A_{Ag} = 10^{(0,78 + 0,46 \log(eCEC) - 0,5 \log(CO) - 0,92 \log(pH))}$$

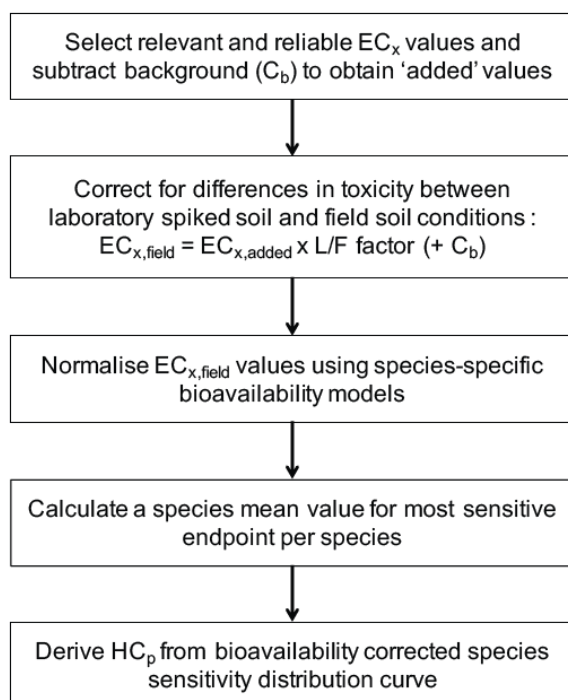
Fuentes:

Soil screening values for trace elements. Corrections for ageing, leaching and bioavailability. Spreadsheet tool v. 1.0 UK Environment Agency 2017

Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020

Estos factores se aplican sobre el valor de toxicidad calculado a partir de las concentraciones añadidas (sustraídas las concentraciones iniciales del suelo empleado en el ensayo), con independencia de que el valor del NGR vaya a ser calculado posteriormente o no aplicando el concepto de riesgos añadidos. En caso de que el NGR se calcule en unidades de concentraciones totales, al valor toxicológico “envejecido” obtenido tras aplicar el factor L/A se le debe volver a sumar la concentración inicial de la muestra empleada en el bioensayo.

Figura 24. Diagrama de flujo para implementar los factores L/A y de normalización en la derivación de valores PNEC ajustados



La base de datos ECHA no es muy explícita en este sentido, y en en sus expedientes de registro y/o sumarios de punto final cita de forma genérica el empleo de factores de lixiviación/envejecimiento tomados de la bibliografía en el establecimiento de los PNEC de Cu, Pb, Mo y Zn, sin que se especifique el valor adoptado salvo en el caso del Mo ($L/A=2$). Asimismo no cita el empleo de este tipo de factor para Sb, pero sí cita el uso de bioensayos con suficiente tiempo de estabilización (previsiblemente $L/A=1$).

Según documento de la OCDE (2016) no obstante, se cita el empleo de factores L/A también para Ni y Co y se especifican los valores adoptados, siendo prácticamente coincidentes con los reflejados en la tabla anterior.

Si se comparan los NGR “envejecidos” que se obtendrían mediante las hojas de cálculo de la UK-EA y de Arche Consulting para concentraciones totales con los valores PNEC de la ECHA, se observa una gran similitud, por lo que se confirma que los valores de la ECHA han debido establecerse aplicando con carácter general los factores de lixiviación/envejecimiento establecidos en la bibliografía.

Tabla 2. Comparación de valores PNEC envejecidos totales sin normalizar con valores PNEC de ECHA (mg/Kg)

Elemento	PNEC envejecido total SSV_Tool UK-EA	PNEC envejecido total Arche Consulting tool	PNEC ECHA
Cd	-	1,2	0,9 ⁽²⁾
Co	4,5	4,5	10,9
Cu	59,7	59,6	65
Mo	9,8	9,6	9,9
Ni	30	15,3	29,9
Zn	131,7 ⁽¹⁾	131,6	83,1
Pb	--	202,7	212
V	6,9 ⁽¹⁾	-	7,2

⁽¹⁾ SSV_Tool ofrece como resultados finales los valores expresados en concentraciones “añadidas” para Zn y V, siendo de 107 y 22 mg/Kg respectivamente. Los SSV en concentraciones totales ofrecidos en la tabla han sido calculados mediante la ratio entre el H5 en concentraciones totales y el factor de seguridad (AF) aplicable.

⁽²⁾ Valor procedente de envenenamiento secundario, no comparable con el PNEC de Arche Consulting

3.2.3.3 Factores de normalización

Al igual que para los contaminantes orgánicos el CO del suelo influye en su disponibilidad, para los metales y metaloides se comprueba que el CO y otras características edáficas como la eCEC, el pH y el contenido en arcilla, controlan o influyen en su disponibilidad, y por tanto, las características edáficas de las muestras de suelo empleadas en los bioensayos, determinan de forma significativa el resultado de toxicidad obtenido. Para un mismo nivel de concentración del contaminante, dependiendo de esas características edáficas, el resultado puede ser diferente.

Tanto la ECHA (no así el documento TGD) en el establecimiento de sus valores PNEC como la Agencia ambiental británica en el establecimiento de sus valores SSV, tienen en cuenta este efecto.

Para reunir resultados procedentes de diferentes bioensayos con diferentes especies en diferentes muestras de suelo, y poder construir con ellos una SSD y un valor toxicológico final representativo del conjunto,

debemos antes eliminar la variabilidad presente en estos resultados debida a las diferencias de disponibilidad provocadas por la heterogeneidad de los suelos empleados y sus propiedades edáficas.

Para ello se han llevado a cabo diversos ejercicios experimentales con los que se ha contrastado la ecotoxicidad observada en las muestras con los valores de las propiedades edáficas o abióticas a priori más influyentes (pH, arcilla, eCEC, CO,...) de los suelos empleados, construyendo cuando ello ha sido posible funciones de correlación lineal. El estudio empleado en la actualidad para este fin comprende el empleo de un total de 78 tipos de suelos procedentes de 11 países europeos, entre ellos España, de donde proceden aproximadamente un 10% de los mismos, más USA y Canadá de forma específica y puntual para el estudio del Co, con los que se abarca un amplio rango valores de estas propiedades edáficas. A nivel de cada metal, se han empleado de 6 a 19 de estos suelos, realizando entre 6 y 11 bioensayos con diferentes especies y puntos finales o procesos microbianos, al menos uno de cada nivel trófico, y considerando además la siguiente subdivisión:

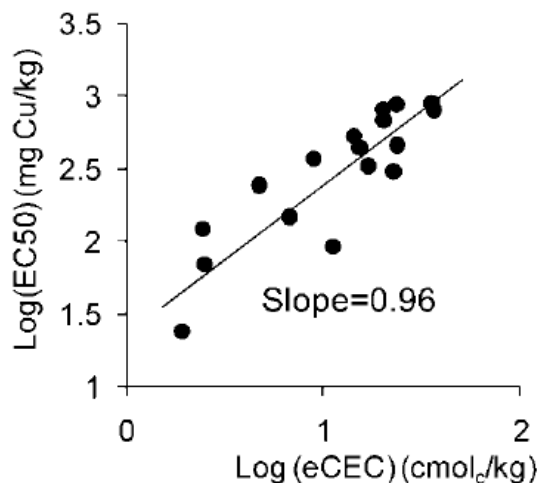
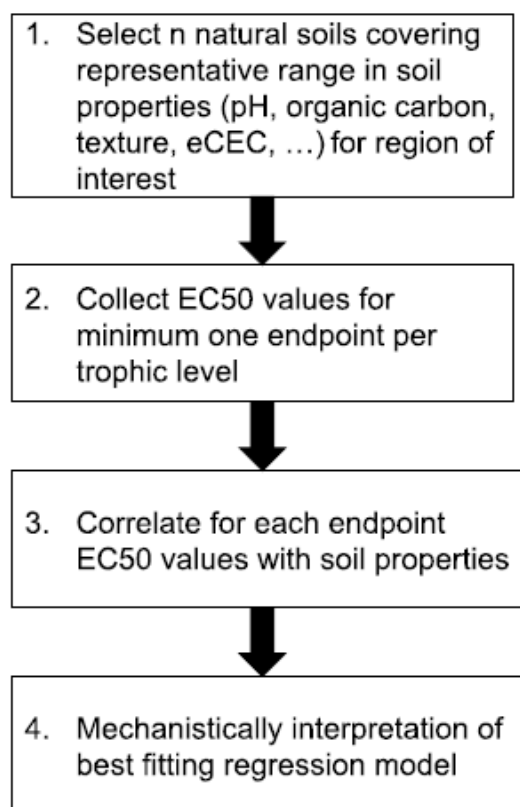
- Planta monocotiledónea
- Planta dicotiledónea
- Invertebrados de cuerpo duro (artrópodos)
- Invertebrados de cuerpo blando (anélidos)
- Procesos microbianos del ciclo del N
- Procesos microbianos del ciclo del C

Las funciones de correlación han sido establecidas en base logaritmo-logaritmo ($\text{Log ECx} - \text{Log Factor edáfico}$), salvo para pH ($\text{Log ECx} - \text{pH}$) que ya de por sí es una variable log-transformada, empleando como valor de ecotoxicidad preferiblemente la EC50 (en ocasiones EC20), por presentar un similar grado de correlación frente a las propiedades edáficas que otros niveles de efecto (EC10, EC20) y sin embargo considerarse un parámetro estadísticamente más robusto.

Las funciones de correlación EC50-factor edáfico o abiótico son específicas para cada metal y factor edáfico considerado, y para cada especie y punto final ensayado.

De entre las diferentes funciones de correlación obtenidas para cada metal y especie/punto final, expresando la dependencia de la toxicidad frente a los diferentes factores edáficos, se eligen aquellas que ofrezcan un mejor ajuste (generalmente las correspondientes al parámetro eCEC), realizándose en ocasiones funciones que integran varios factores de forma simultánea.

Figura 25. Diagrama de flujo para el establecimiento de modelos de normalización de la toxicidad para organismos terrestres en función de las propiedades edafológicas del suelo



$$\log(\text{EC}_{50}) = \text{intercept} + \text{slope} * \log(\text{abioticfactor})$$

Fuentes:

Smolders et al (2009). Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards

OCDE (2016) Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds

Las funciones representan a un reducido número de especies y puntos finales. Para aquellos puntos finales dentro de la especie ensayada, o aquellas especies que ni siquiera han sido ensayadas y no disponen de un modelo de biodisponibilidad propio, se recurre a asociar por similitud el modelo establecido para otro punto final de esa especie o para otra especie similar, asumiendo que el modo de acción del contaminante será similar y que las especies son fisiológicamente similares. La extrapolación está restringida dentro de cada nivel trófico, y es desaconsejado aplicarla por ejemplo entre invertebrados de cuerpo duro y blando y entre procesos microbianos del C y el N, de ahí la subdivisión de especies realizada previamente.

Mediante la pendiente de la función asignada a cada especie y punto final, es posible normalizar el resultado del NOEC/ECx envejecido calculado en el apartado anterior para unas propiedades edáficas que se consideren de interés mediante la siguiente expresión.

Figura 26. Algoritmo general para la normalización de valores NOEC/ECx en función de la biodisponibilidad del suelo debida a sus propiedades edáficas

$$\text{NOEC}_{\text{reference}} = \text{NOEC}_{\text{test}} \left[\frac{\text{abiotic factor}_{\text{reference}}}{\text{abiotic factor}_{\text{test}}} \right]^{\text{slope}}$$

Fuente: Smolders et al (2009). Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards

donde:

- NOEC/ECx del test: valor NOEC/ECx “envejecido” obtenido a partir del bioensayo realizado para una determinada especie y punto final con un determinado contaminante.
- NOEC/ECx de referencia: valor NOEC/ECx “envejecido” del bioensayo anterior que se obtendría teóricamente en un suelo con los valores de las propiedades edáficas que se consideran de interés.
- Factor abiótico del test: valor de la propiedad edafológica (eCEC, pH, arcilla, etc.) del suelo empleado en el bioensayo, que es considerada en la función de normalización aplicable al contaminante y especie/punto final cuyo NOEC/ECx “envejecido” se quiere normalizar.
- Factor abiótico de referencia: valor de la propiedad edafológica (eCEC, pH, arcilla, etc.) considerada en la función de normalización aplicable al contaminante y especie/punto final cuyo NOEC/ECx “envejecido” se quiere normalizar, para un suelo con unas características edáficas de interés, diferentes a las del suelo empleado en el bioensayo.

Cuando la función de normalización emplea más de un parámetro edáfico o factor abiótico, el NOECtest se multiplica por cada una de las ratios de los factores abióticos que intervienen elevadas cada una de ellas a su pendiente correspondiente.

Figura 27. Algoritmo de normalización para funciones con varias propiedades edáficas

$$NOEC_{ref} = NOEC_{test} * \left[\frac{Factor_{ref_1}}{Factor_{test_1}} \right]^{pendiente_1} * \left[\frac{Factor_{ref_2}}{Factor_{test_2}} \right]^{pendiente_2} * \dots * \left[\frac{Factor_{ref_n}}{Factor_{test_n}} \right]^{pendiente_n}$$

Si uno de los factores edáficos considerados es el pH (salvo que el parámetro sea el log pH como en el caso de la Ag), la pendiente de la función es negativa y la ecuación a aplicar sería la siguiente.

Figura 28. Algoritmo de normalización para funciones dependientes del pH del suelo

$$NOEC_{ref} = NOEC_{test} * \left[\frac{10^{-pH_{ref}}}{10^{-pH_{test}}} \right]^{-(-pendiente_{pH})}$$

Las funciones, y por tanto las pendientes a considerar en la ecuación de normalización, son diferentes según se hayan contemplado valores NOEC/ECx en unidades de concentraciones totales o en unidades de concentraciones añadidas, lo cual es tenido en cuenta por las hojas de cálculo de la UK-EA y de Arche Consulting, que realizan el cálculo en paralelo en ambos tipos de concentraciones.

Las pendientes establecidas para cada metal, especie y punto final pueden consultarse en detalle en el Anexo 5, extraídas la mayoría de ellas del documento de apoyo de la hoja de cálculo de Arche Consulting, donde se indica el número de suelos empleados para establecer la función, el rango de características edáficas abarcadas con esos suelos y el coeficiente de correlación obtenido. En el caso de la Ag, parámetro no contemplado por la hoja de Arche Consulting, se ofrecen las pendientes empleadas por la hoja de cálculo de la agencia ambiental británica.

A modo de síntesis, los parámetros edáficos que mejor definen matemáticamente la biodisponibilidad para cada metal en cada nivel trófico, y que con diferentes pendientes para las diferentes especies/puntos finales, son los considerados en los correspondientes algoritmos de normalización, serían los de la figura adjunta.

Figura 29. Parámetros edáficos considerados en la normalización de los NOEC/ECx envejecidos

Metal	Organisms/Microbial processes	Abiotic factors	Reference
Ag	Plants	Organic C, pH and eCEC	Langdon et al., 2013
	Invertebrates	Organic C	Langdon et al., 2013
	Microbial processes	Organic C and eCEC	Langdon et al., 2014
Co	Plants	eCEC	Mico et al., 2008; Li et al., 2009
	Invertebrates	eCEC	De Schamphelaere et al., 2008
	Microbial processes	eCEC	Salpeteur et al., 2007
Cu	Plants	eCEC	Rooney et al., 2006
	Invertebrates	eCEC	Criel et al., 2008
	Microbial processes	eCEC, Organic C, clay and pH	Oorts et al., 2006
Pb	Plants	eCEC	Smolders et al., 2011
	Invertebrates	eCEC	Lanno, 2012
	Microbial processes	eCEC	Smolders et al., 2011
Mo	Plants	pH and clay	McGrath et al., 2010; Oorts et al., 2015
	Invertebrates	Clay	Van Gestel et al., 2011; Oorts et al., 2015
	Microbial processes	Clay	Oorts et al., 2015
Ni	Plants	eCEC	Rooney et al., 2007
	Invertebrates	eCEC	Van Eeckhout et al., 2005
	Microbial processes	eCEC	Oorts et al., 2006
Zn	Plants	pH and eCEC	Smolders et al., 2003
	Invertebrates	eCEC	Lock et al., 2003
	Microbial processes	Background Zn	Smolders et al., 2004

Fuente: OCDE (2016) Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds

En el caso particular del Zn y para los microorganismos, el factor abiótico determinante o crítico sería la concentración de fondo o partida del propio metal.

Para poder hacer uso de estas funciones con corrección, las propiedades edáficas empleadas en la normalización han de determinarse experimentalmente de la siguiente forma:

- **pH** medido en suspensión 0,01 M CaCl₂ (ej. ISO 10390)

En ocasiones el pH se mide en otro tipo de suspensiones, pudiéndose llevar a cabo en estos casos no obstante, alguna de las siguientes conversiones con coeficientes de correlación elevados.

Figura 30. Conversión de valores de pH del suelo medidos en soluciones diferentes al CaCl₂ 0,01 M

$$pH\ 0.01\ M\ CaCl_2 = -0.54 + 1.00 * pH\ H_2O \quad (based\ on\ data\ for\ set\ of\ 86\ Dutch\ soils,\ R^2=0.88)$$

$$pH\ 0.01\ M\ CaCl_2 = 0.79 + 0.89 * pH\ 1\ M\ KCl \quad (based\ on\ data\ for\ set\ of\ 86\ Dutch\ soils,\ R^2=0.91)$$

Fuente: Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020

- **Carbono orgánico (%)** determinado por combustión seca (ej. ISO 10694)

En ocasiones en lugar de carbono orgánico se dispone del valor de materia orgánica, pudiéndose llevar a cabo la siguiente conversión:

Figura 31. Conversión de materia orgánica en carbono orgánico

$$CO(\%) = 0,58 * MO(\%)$$

Fuente: Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Arche Consulting, 2020

La hoja de cálculo de la agencia ambiental británica, aunque trabaja con valores de C.O. siguiendo las funciones del Anexo 5, está configurada para que el valor de entrada sea de materia orgánica, realizando internamente la conversión necesaria, por lo que en caso de emplear esta hoja con valores de C.O. de un emplazamiento dado, habrá de realizarse la conversión inversa a la descrita en la figura anterior ($MO=CO/0,58$).

- **Contenido en arcilla (%)** : fracción del suelo con tamaño de grano $< 2\mu m$, determinado por tamizado y sedimentación tras la completa dispersión del suelo (ej. ISO 11277)
- **Capacidad efectiva de Intercambio Catiónico (eCEC, cmol./Kg)**: capacidad de intercambio catiónico medida al pH real del suelo, no a un pH tamponado, usualmente $pH=7$, como se determina la CEC normal (ej. ISO 11260)

Si excepcionalmente no se dispone de medidas reales de la eCEC, es posible su estimación a partir de los valores de pH, arcilla y carbono orgánico conforme al algoritmo reflejado anteriormente en el apartado del envenenamiento secundario de la metodología británica.

- **Fondo natural de Zn (mg/Kg)**: contenido pseudo-total de Zn (digestión con agua regia o similar, ej ISO 11466) en suelos naturales no afectados por actividades antrópicas con las mismas propiedades edafológicas que los suelos del emplazamiento tomado como referencia de la normalización (ej. ISO 11260)

La base de datos ECHA no es muy explícita en la aplicación o no de factores de normalización en el establecimiento de sus PNEC, y en sus expedientes de registro y/o sumarios de punto final cita el empleo de dichos factores para As, Cu, Mo, Ni y Zn, aunque solo detalla las funciones empleadas y los valores a los que se normaliza el PNEC en el caso del As, para el resto de metales la información es incompleta, desconociéndose los valores de normalización, las funciones empleadas o los parámetros edáficos empleados.

Tabla 3. Información sobre la normalización aplicada en el establecimiento de los valores PNEC para organismos del suelo de ECHA

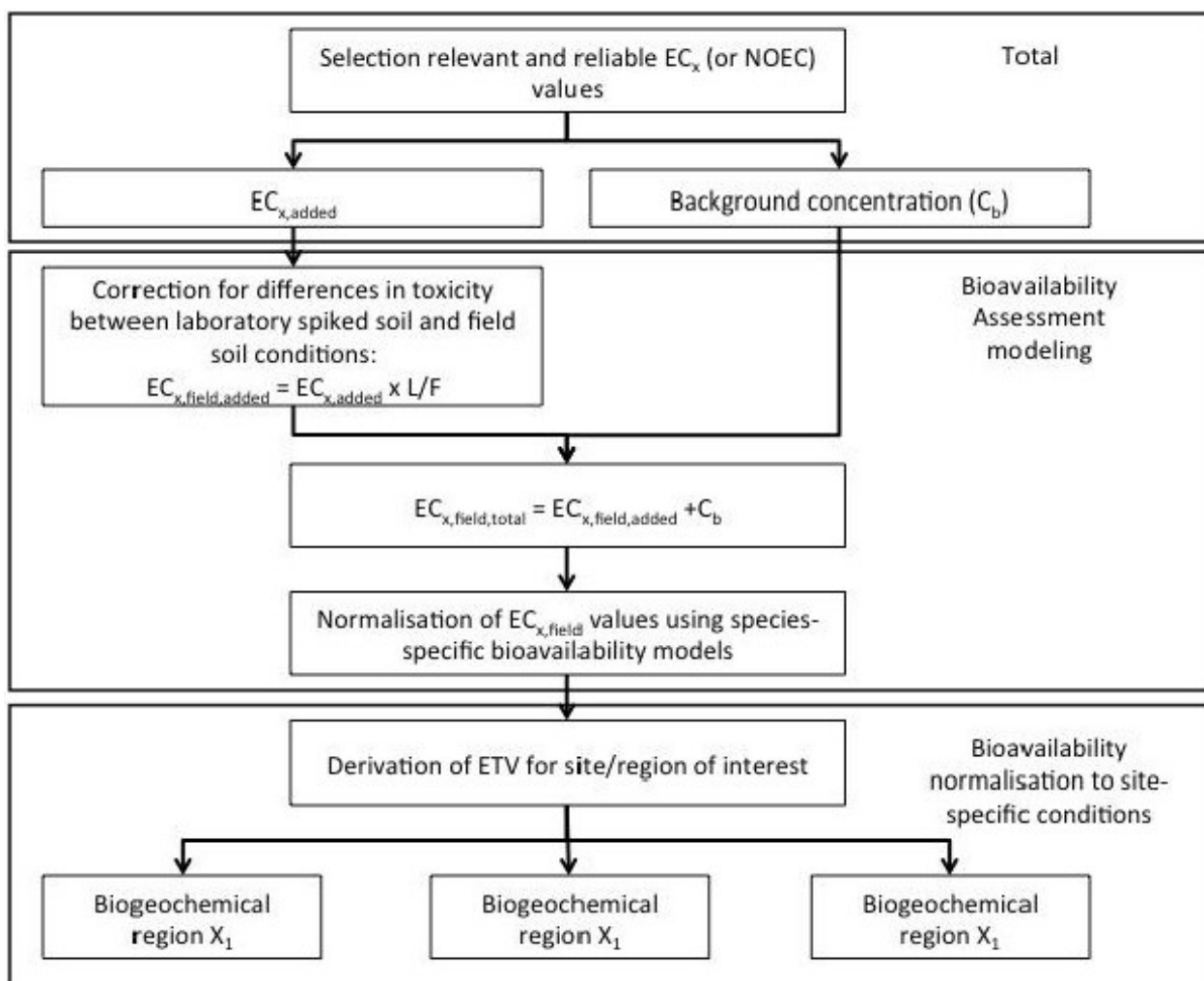
Elemento	Funciones de normalización adoptadas	Valores de normalización
As	Se adoptan las siguientes funciones de correlación: Lombriz $\log EC_{50} = 1.060 + 0.989 * \log \text{clay}$ Colémbolo $\log EC_{50} = 0.847 + 1.074 * \log \text{clay}$ Avena $\log EC_{50} = 0.697 + 0.981 * \log \text{clay}$ Pepino $\log EC_{50} = 3.587 - 0.273 * pH$ Cebada $\log EC_{50} = 0.711 + 1.034 * \log \text{clay}$ Tomate $\log EC_{50} = 1.225 + 0.712 * \log \text{clay}$	10% arcilla $pH=7$
Cu	Se cita la normalización de los resultados, pero no se especifican las funciones empleadas	Tampoco se citan los valores del suelo estándar adoptado para la normalización.

Elemento	Funciones de normalización adoptadas	Valores de normalización
Mo	Se cita la normalización de los NOEC/EC10 en función de los siguientes parámetros edáficos: Plantas: pH y arcilla Microorganismos e invertebrados: arcilla No se especifican las funciones empleadas	Tampoco se citan los valores del suelo estándar adoptado para la normalización.
Ni	Se cita el establecimiento de modelos de toxicidad en función del tipo de suelo	-
Zn	Se cita la normalización de los NOEC/EC10 en función de los siguientes parámetros edáficos: Plantas: pH y eCEC Invertebrados: eCEC Microorganismos: concentración de fondo en Zn No se especifican las funciones empleadas	pH=6 CO=2% Arcilla=10% eCEC=10 cmolc/kg Fondo de Zn= 25mg/Kg

Es de suponer no obstante que se aplican criterios de normalización con carácter general para aquellos elementos que disponen de información al respecto en la bibliografía, y en particular los factores descritos por el documento de la OCDE (2016), normalizando al parecer los resultados a suelos arenosos con escaso contenido orgánico y de capacidad de intercambio catiónico, y pH esencialmente neutro, características en general favorecedoras a la biodisponibilidad (exceptuando quizá el pH), motivo por el cual los valores PNEC de ECHA son en general bastante coincidentes, como se puede observar en el apartado anterior, con los valores PNEC envejecidos sin normalizar obtenidos por las hojas de cálculo de UK-EA y Arche Consulting.

La normalización se puede llevar a cabo respecto a unos valores edáficos de referencia característicos de los suelos de una determinada comarca o región o bien respecto de los valores edáficos concretos del emplazamiento que se pretende evaluar. En el primero de los casos podríamos anticipar unos NGR segregados por áreas geográficas asumiendo una cierta homogeneidad en los suelos de las mismas, mientras que en el segundo supuesto los NGR deberían normalizarse y establecerse caso a caso.

Figura 32. Implementación de los factores de biodisponibilidad (L/A y normalización) en el cálculo de NGR



Fuente: OCDE (2016) Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds

En cualquier caso, como se deduce de lo expuesto, la normalización se ha de llevar a cabo sobre los resultados toxicológicos envejecidos de cada uno de los bioensayos disponibles para el metal y con los resultados obtenidos, realizar el análisis SSD correspondiente, calcular la H5 y aplicar el factor de seguridad correspondiente de acuerdo a las indicaciones del TGD, lo que implica llevar a cabo nuevamente todo el proceso de cálculo del NGR prácticamente desde el inicio cada vez que se quieran ajustar los valores a unas condiciones edafológicas de referencia, por ejemplo a cada emplazamiento.

3.2.4 Metodología de cálculo descrita en la Guía Técnica del Ministerio para la aplicación del RD 9/2005

La metodología recogida en la Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 está basada, en lo que respecta al menos en la obtención inicial de los valores PNEC, en el documento TGD de la Unión Europea, partiendo de los valores toxicológicos de la base de datos europea de la ECHA.

Apartándose ya de la sistemática descrita en el TGD, la Guía Técnica del Ministerio incluye una serie de modelos para extrapolar las concentraciones PNEC para organismos acuáticos y vertebrados terrestres a unidades de concentración en suelo (valor NGR) asumiendo condiciones de equilibrio.

A nivel general cabe destacar

- Para evaluar la toxicidad se emplearán preferentemente resultados de laboratorio, ya que los resultados de campo presentan mayor variabilidad.
- Las PNEC se obtienen a partir de datos NOEC o L(E)C50 de la especie ensayada más sensible, aplicando los factores de seguridad del TGD. En caso de que la Unión Europea haya publicado el análisis de riesgo de la sustancia y el valor PNEC, se emplearán éstos salvo que se disponga de nuevos estudios toxicológicos.

Se comentan a continuación las principales características a resaltar de la metodología para cada uno de los grupos de organismos establecidos en el Anexo VI del Real Decreto 9/2005.

ORGANISMOS DEL SUELO

- Para este grupo de organismos, que están expuestos por vía directa con los suelos potencialmente contaminados, el valor PNEC adoptado, en unidades de concentración en suelo, sería igual al NGR.

ORGANISMOS ACUÁTICOS

- A la hora de extrapolar el PNEC acuático a valores de NGR en suelo, considera que el agua de poro debe cumplir con los valores PNEC acuáticos, y asumiendo condiciones de equilibrio, emplea la ecuación que relaciona las concentraciones en el agua de poro y en el suelo.

Prescinde por tanto del empleo de modelos que tengan en cuenta la atenuación de la contaminación desde el foco hasta las aguas subterráneas primero y las superficiales después hasta llegar a los potenciales receptores ecológicos, seguramente para contemplar escenarios de máxima exposición en los que los suelos potencialmente contaminados entren en contacto directo o a través de las escorrentías con las masas de agua.

Figura 33. Extrapolación PNEC acuático a NGR del suelo según Guía del Ministerio

$$C_{\text{agua de poro}} = C_{\text{suelo}} \cdot RHO_{\text{suelo}} / K_{\text{suelo-agua}} \cdot 1000$$

$C_{\text{agua de poro}}$	concentración de la sustancia en el agua de poro	mg l ⁻¹
C_{suelo}	concentración de la sustancia en el suelo	mg kg ⁻¹
RHO_{suelo}	densidad relativa de suelo húmedo	kg m ⁻³ (1700)
$K_{\text{suelo-agua}}$	coeficiente de partición suelo-agua	m ³ m ⁻³

Teniendo en cuenta que el coeficiente de partición suelo-agua se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$K_{\text{suelo-agua}} = F_{\text{aire-suelo}} \cdot K_{\text{aire-agua}} + F_{\text{agua-suelo}} + F_{\text{sólidos-suelo}} \cdot Kp_{\text{suelo}} \cdot RHO_{\text{sólidos}} / 1000$$

$F_{\text{aire-suelo}}$	Fracción de aire en el suelo	m ³ m ⁻³	(0,2)
$F_{\text{agua-suelo}}$	Fracción de agua en el suelo	m ³ m ⁻³	(0,2)
$F_{\text{sólidos-suelo}}$	Fracción de sólidos en el suelo	m ³ m ⁻³	(0,6)
$K_{\text{aire-agua}}$	coeficiente de partición aire-agua	-	
Kp_{suelo}	coeficiente de partición sólidos-agua	l kg ⁻¹	
$RHO_{\text{sólidos}}$	densidad de la fase sólida	kg . m ⁻³	(2500)

y considerando la ecuación:

$$Kp = Koc \cdot CO$$

Koc	coeficiente de partición carbono orgánico del suelo-agua	l kg ⁻¹	(0,02)
CO	fracción de carbono orgánico en el suelo	kg kg ⁻¹	

$$NGR_{\text{org. acuáticos}} = (0,1176 \cdot K_{\text{aire-agua}} + 0.1176 + 0.0176 Koc) PNEC_{\text{organismos acuáticos}}$$

$$K_{\text{aire-agua}} = Henry / R T$$

Fuente: Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente (2007)

A partir de esa ecuación y sustituyendo en la ecuación del factor K_{sw} el factor K_p (coeficiente de partición suelo-agua) por el producto del coeficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}) por la fracción de carbono orgánico, obtiene una ecuación final resumida, que no consta ya en el documento TGD, en la que se aplicaría el factor K_{oc} así como el de K_{aire-agua}, siendo este último determinado, en aquellos casos en que es relevante (compuestos volátiles), mediante la constante de Henry y las constantes RT de la ecuación de gases ideales.

Esta fórmula está ideada para compuestos orgánicos (el RD 9/2005 solo establece NGR para ecosistemas para compuestos orgánicos), puesto que los metales y metaloides no disponen de valor K_{oc}.

AVES Y MAMÍFEROS

- Para extrapolar el valor del PNEC oral de estos animales a un NGR de suelos, apartándose ya de la metodología descrita en el TGD y apoyándose en diversas publicaciones científicas, describe un proceso de cálculo que implica:
 - Obtención del factor de bioconcentración (FBC) de plantas e invertebrados (lombriz concretamente), el alimento de los predadores, bien de la literatura científica bien de ensayos de laboratorio. En su defecto propone un modelo que depende el coeficiente de partición planta-agua de poro y lombriz -agua de poro, los cuales son estimados a su vez a partir del coeficiente de

partición octanol-agua (Kow), que tampoco está disponible para los metales, solo para parámetros orgánicos.

- Cálculo de la concentración del contaminante en los predadores a causa de la concentración del contaminante en el alimento (la planta y la lombriz), mediante el siguiente algoritmo:

Figura 34. Cálculo de la concentración en los predadores según Guía del Ministerio

$$PEC_{\text{organismo}} = \alpha F PEC_{\text{alimento}} / Kd$$

α	factor de absorción gastrointestinal	
F	tasa de alimentación	$kg_{\text{alimento}} kg^{-1}_{p.v.} d^{-1}$
PEC_{alimento}	concentración ambiental prevista en el alimento	$mg kg^{-1}$
Kd	constante de disipación/eliminación	$kg kg^{-1} d^{-1}$

Fuente: Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente (2007)

El factor de absorción gastrointestinal es localizable en la bibliografía, y para la tasa de alimentación se ofrecen valores por defecto para herbívoros (0,25), consumidores primarios (0,1) y predadores superiores (0,05). Para el parámetro PEC alimento se adopta un valor por defecto de 100 para herbívoros, mientras que para consumidores primarios y predadores, este término es igual al factor PECorganismo determinado para el nivel trófico inmediatamente inferior. En el Anexo D de la Guía se ofrecen por otro lado valores de la constante de disipación/eliminación, pero únicamente para compuestos orgánicos, sin que se aporten detalles de posibles fuentes de este parámetro para metales.

- Cálculo de la tasa de biomagnificación, como el cociente entre la PEC obtenida anteriormente para los predadores y la PEC obtenida, siguiendo el mismo algoritmo anterior, para las plantas.

Figura 35. Cálculo de la tasa de biomagnificación según Guía del Ministerio

$$TB = PEC_{\text{predadores superiores}} / PEC_{\text{herbívoros}}$$

$PEC_{\text{predadores superiores}}$	concentración ambiental prevista en predadores superiores	$mg kg^{-1}$
$PEC_{\text{herbívoros}}$	concentración ambiental prevista en herbívoros	$mg kg^{-1}$

Fuente: Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente (2007)

- En función del resultado de la tasa de biomagnificación, el NGR para vertebrados será el valor mínimo de los siguientes algoritmos.

Figura 36. Cálculo del NGR para vertebrados terrestres según valor de la tasa de biomagnificación de acuerdo a la Guía del Ministerio

Si $TB \leq 1$ (no existe biomagnificación a través de la cadena trófica)

$$NGR_{\text{vertebrados}} = PNEC_{\text{vertebrados}} / FBC_{\text{invertebrados}}$$

$$NGR_{\text{vertebrados}} = PNEC_{\text{vertebrados}} / FBC_{\text{plantas}}$$

Si $TB > 1$ (existe biomagnificación a través de la cadena trófica)

$$\text{NGR}_{\text{vertebrados}} = \text{PNEC}_{\text{vertebrados}} / \text{FBC}_{\text{invertebrados}} / \text{TB}$$

$$\text{NGR}_{\text{vertebrados}} = \text{PNEC}_{\text{vertebrados}} / \text{FBC}_{\text{plantas}} / \text{TB}$$

Fuente: Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente (2007)

4. Metodología propuesta para el cálculo de NGR para protección de ecosistemas en Andalucía

En base a las alternativas disponibles se indica y justifica a continuación la metodología recomendada para el establecimiento de NGR para la protección de ecosistemas en Andalucía, diferenciando según el grupo de organismos a proteger.

4.1 Organismos del suelo

Para este tipo de organismos el valor toxicológico (PNEC o equivalente americano) viene expresado en unidades de concentración en suelo y coincidiría con el NGR, por lo que no se precisa extrapolar sea cual sea la base de datos y la metodología a emplear.

Entre las dos bases de datos disponibles (europea y americana), se recomienda emplear por defecto la base de datos europea ECHA, por diferentes motivos:

- Ofrece el valor toxicológico ya depurado (PNEC), una vez seleccionados y agrupados los valores NOEC disponibles por taxones, realizado en su caso el análisis de sensibilidad de especies y aplicados los factores de seguridad correspondientes siguiendo las recomendaciones del TGD.
- Tiene en cuenta los microorganismos de suelo, las plantas y los invertebrados del suelo, a diferencia de la base de datos americana que únicamente tiene en cuenta plantas e invertebrados del suelo, por lo que ofrece valores más conservadores para este grupo de organismos.
- Ofrece valores PNEC basados en análisis de distribución de especies (SSD), que es el valor toxicológico considerado más robusto, aplicando factores de seguridad muy pequeños, de magnitud 1-2, para un grupo significativo de metales del Decreto 18/2015, como puede apreciarse en la tabla del Anexo 2, concretamente para: Cd, Co, Pb, Ni, Zn y Ag.

Para otro grupo importante de metales, aunque no **consta que parta de un análisis SSD**, aplica igualmente factores de seguridad pequeños o aceptables (1-2 salvo para Se que emplea AF=10), y el número de valores NOEC disponibles es por lo general importante o suficiente, interpretándose que en líneas generales se cuenta con buenos datos de partida de acuerdo al criterio establecido por el TGD. Ese sería el caso de: As, Cu, Mo, y Se .

Se contaría por tanto con buenos datos para un total de 10 de los 17 elementos contemplados por el Decreto 18/2015 (si no se contabiliza la doble especiación considerada para Cr y Hg) .

Tabla 4. Número de valores NOEC empleados en el establecimiento de los valores PNEC de ECHA para organismos terrestres

Elemento	nº NOEC/EC10
Sb	No consta en ECHA 4 ⁽²⁾
As	101
Ba	3 Solo invertebrados
Cd	45
Cr	No consta
CrVI	No consta
Co	141
Cu	252
Pb	105
Hg	No consta
Mo	86
Ni	No consta en ECHA 173 ⁽¹⁾
Se	14
Ag	No consta en ECHA 119 ⁽²⁾
Zn	220

(1) Valores NOEC/EC10 empleados por la hoja de Arche Consulting que proceden de datos disponibles en REACH en 2017

(2) Valores NOEC/EC10 empleados por la hoja de UK-EA, la cual emplea exclusivamente datos de REACH

- Aunque la información en este sentido no es muy explícita, consta que se han aplicado factores de lixiviación/envejecimiento para tener en cuenta la mayor disponibilidad del contaminante en los bioensayos respecto a las condiciones de campo, y seguramente también de normalización, aunque en este caso, con criterio conservador, se han debido adoptar en líneas generales condiciones edáficas de elevada disponibilidad.
- Los elementos que no quedarían bien caracterizados del todo por la base de datos europea serían los siguientes:
 - Be, CrVI, Tl, Sn y V, para los cuales no se ofrecen valores PNEC (en el caso del V existe PNEC para el pentóxido de vanadio, compuesto químico de toxicidad más elevada que el vanadio metal).
 - Mn (elemento no contemplado por el Decreto 18/2015 por otra parte) y Hg, para los cuales los factores de seguridad empleados (AF=500 para Mn y AF=50 para Hg) son elevados, especialmente para el primero, siendo iguales o superiores al criterio de calidad máximo adoptado por la agencia ambiental británica en la derivación de sus SSVs (AF ≤50).
 - Sb y Ba, para este elemento el número de valores NOEC empleado es reducido y en el caso del Ba sobre un reducido número de especies.

- Respecto a la especiación Hg 0/Hg inorgánico contemplada en el D 18/2015 para salud humana, quizá para la protección de ecosistemas no tenga mucho sentido, ya que la principal diferencia entre ambas especies es la volatilidad de la forma elemental, y al no diferenciarse bioensayos y valores ecotoxicológicos específicos por vía de inhalación, se carece de los datos de partida necesarios para segregar NGR a ese nivel de especiación.
- El valor PNEC de Cr por otro lado, debe tenerse en cuenta que ha sido propuesto a título informativo en base a resultados con formas solubles de Cr III iónico. En condiciones naturales la base de datos ECHA no considera que el cromo metálico sea potencialmente tóxico para el medio ambiente debido a su elevada insolubilidad.

Figura 37. Sumarios de puntos finales para toxicidad terrestres y toxicidad acuática de Cr en ECHA

Additional information

The solubility of the constituents from chromium (chromium oxide) is so low that they have no effect on the terrestrial toxicity. Chromium is so abundant in Earth crust and consequently also in terrestrial and sediment environments that the contribution of antropogenic metallic chromium to the natural pools of chromium is not relevant either in terms of added amounts or in terms of toxicity. Based on these exposure considerations, additional sediment or soil testing is not warranted.

For comparison, the solubility of chromium (from chromium oxide in chronic T/D test) is ca. 0.005 microg/L. The mean "bioavailable" (EDTA extractable) total chromium concentration in soil samples has been 0.053 mg/kg dry weight (WHO CICAD 76).

More information can be found in the ICDA (2010) environmental assessment, which is available upon request from the registrant.

Additional information

Aquatic toxicity is unlikely at the level of solubility of metallic chromium. According to column 2 of REACH Annex VIII, the study is not needed for highly insoluble substances.

For comparison, however, toxicity data obtained with mainly trivalent chromium compounds has been presented in various endpoints. This is only for informational purposes to clarify that the toxic concentrations are much higher than the concentrations arising in the environmental conditions from metallic chromium. The solubility of chromium (from chromium oxide in chronic T/D test) is ca. 0.005 microg/L, and the toxic concentrations typically of the order of milligrams/litre.

- De los elementos no considerados o no cubiertos satisfactoriamente por la base de datos ECHA, la base de datos ECOTOX tampoco posee actualmente información respecto a CrVI, Sn (solamente para compuestos organoestánicos) y Tl.

Respecto a V, Sb, Ba, Be, y Mn existen algunos datos, aunque con las siguientes limitaciones:

- Ninguno de los datos disponibles para V referentes a organismos del suelo vienen expresados en unidades de concentración en suelos. Sí aparecen un buen número de valores NOAEL/LOAEL en concentraciones disueltas en agua. Depurando esos valores (o bien incluso empleando el PNEC acuático de ECHA), podrían deducirse concentraciones en suelo en condiciones de equilibrio, aunque no es una solución ideal, y por ejemplo es desaconsejada por la agencia ambiental británica.
- Para Sb, Be y Mn existen escasos valores NOEC/LOEC/EC50 expresados en unidades de concentración de suelos, por lo que se tendrían que adoptar valores mínimos con criterio conservador.
- En cualquier caso, para los cuatro elementos el número de niveles tróficos para los cuales se dispone de información es de 1-2, ya que ECOTOX no dispone de toxicidad para microorganismos descomponedores, por lo que los factores de seguridad a aplicar deberían ser de 50-100 según la

metodología descrita en el TGD, los cuales, aplicados sobre los valores mínimos o extrapolados de concentraciones acuosas anteriores, proporcionarían valores PNEC escasamente consistentes.

Tabla 5. Aproximación a los valores PNEC que podrían obtenerse para V, Sb, Ba, Be y Mn a partir de ECOTOX

Elemento	Valores disponibles	Valor representativo (mg/Kg)	Niveles tróficos representados	Factor de seguridad (AF) aplicable	Estimación de PNEC (mg/Kg)	Fondo natural Andalucía ⁽¹⁾ (mg/kg)
V	41 NOEL +51 LOEL (en matriz acuosa)	-	Plantas y hongos Invertebrados	50	-	-
Sb	1 NOEC +2 LOEC + LC50	100 (mínimo)	Invertebrados	100	1	0,44/1,6
		1047 (media geométrica)			10,5	
Ba	5 NOEC+ 6 LOEC+ 2EC20+2 EC50	100 (mínimo)	Invertebrados Plantas (solo matriz acuosa)	50-100	1-2	84/212
		505 (media geométrica)			5-10	
	13 NOEL+ 9 LOEL+1 LC50 (matriz acuosa)	-			-	-
Be	6 NOEC	18 (mínimo)	Invertebrados	100	0,18	0,9/1,6
		44 (media geométrica)			0,44	
Mn ⁽²⁾	6 NOEC	157 (mínimo)	Invertebrados	100	1,57	493/1220
		664 (media geométrica)			6,64	

(1) Mediana / Percentil 90 de los valores disponibles para suelos superficiales de Andalucía en el Atlas Geoquímico de España del Instituto Geominero de España (IGME)

(2) Elemento no contemplado en los NGR para salud humana del Decreto 18/2015

- En el caso del Hg, con independencia de los valores que pudiera contener ECOTOX, el factor de seguridad a aplicar tampoco mejoraría en el mejor de los casos el aplicado por ECHA (AF=50).

Por todo ello se estima que el empleo de la base de datos ECOTOX no parece a priori que pueda subsanar de forma satisfactoria las carencias de información de la base de datos europea ECHA para determinar el NGR de estos elementos.

Centrándonos en los valores toxicológicos disponibles en ECHA se observa que con frecuencia se encuentran en órdenes de magnitud similares o incluso inferiores a los valores medios esperables para el fondo geoquímico natural de Andalucía, como puede apreciarse en la tabla del Anexo 4, y como ya es puesto de manifiesto por la agencia ambiental británica. Ocurre en nuestro caso en particular para los elementos: As, Cr, Co, Mn, Hg, Ni, Se y V.

De acuerdo al criterio del documento del TGD, los valores PNEC no deberían ser inferiores a los valores de fondo natural, pudiendo adoptar en estos casos el enfoque de riesgos añadidos de la ECHA. El enfoque de riesgos añadidos no obstante debe ser aplicado con precaución según apunta la propia ECHA, ya que el que los valores de fondo natural no sean ecotóxicos no implica o no garantiza que unos incrementos de concentración inferiores a los valores PNEC “añadidos”, puedan variar tal consideración. Dicho de otro modo, el efecto de las concentraciones de partida en las muestras de suelo empleadas en los bioensayos empleados en la derivación del PNEC, no tienen por qué ser comparables o de igual magnitud a la de un suelo real. Quizá por ello la agencia ambiental británica solo aplica este enfoque a Zn y V, y no incrementa el PNEC “añadido” con la totalidad del fondo natural, sino de forma conservadora con un 10% del mismo.

Una alternativa sería al menos no considerar valores PNEC inferiores a los valores de fondo natural, elevándolos hasta concentraciones que con seguridad no puedan ser achacables a dicho fondo. Estos valores podrían ser los valores de referencia que se determinen para cada zona en la revisión de los fondos geoquímicos de Andalucía actualmente en curso, y en su defecto, los que actualmente puedan considerarse a nivel general, esto es el P90 del conjunto de Andalucía, por similitud con el criterio empleado para redondear al alza algunos de los NGR para salud humana del Decreto 18/2015 que también resultaban inferiores al fondo natural (ej. As y Co para algunos usos del suelo).

La obtención de valores PNEC inferiores al fondo puede achacarse, entre otros, a los siguientes motivos:

- Aplicación de factores de seguridad sobredimensionados por carencia de suficiente número de datos (ya comentado el caso de Mn y Hg)
- Realización de bioensayos donde se prima en general el uso de formas solubles y de condiciones de ensayo que propician una elevada biodisponibilidad de los metales, en contraste con las condiciones reales de campo.

Este efecto se trata de contrarrestar con el establecimiento de los valores de lixiviación/envejecimiento y los factores de normalización comentados en apartados anteriores de la metodología europea.

Sin embargo estos factores no consta que estén disponibles actualmente para todos los metales, y en aquellos casos para los cuales existen modelos para la normalización de los resultados en función de esa biodisponibilidad, se suelen emplear como valores de normalización para el cálculo del PNEC condiciones edáficas conservadoras y propicias en líneas generales a dicha disponibilidad.

Cabe la posibilidad de planificar un programa de bioensayos sobre diferentes especies representativas de los grupos considerados por el TGD (microorganismos, plantas e invertebrados), bajo diferentes condiciones edáficas representativas de los suelos de Andalucía (pH y concentración de carbonatos, carbono orgánico, capacidad de intercambio catiónico, etc) , controlando la influencia de éstas en los resultados obtenidos de todos los metales de interés, especialmente para aquellas sustancias aún no suficientemente estudiados por la ECHA y que no cuentan con factores de lixiviación/envejecimiento y/o normalización, estableciendo en su caso NGR diferenciados por tipo de suelos presentes, o bien planteando algoritmos para adaptar el NGR a cada emplazamiento en función de sus características edáficas.

Para poder aplicar factores de seguridad pequeños de acuerdo a la metodología del TGD, deberían idealmente poderse obtener valores HC5 procedentes de distribuciones de sensibilidad de especies (SSD), para lo cual se necesitaría disponer de resultados NOEC de al menos 8 taxones para cada una de las condiciones edáficas consideradas. En caso contrario, en el mejor de los casos, tendrían que aplicarse factores de seguridad (AF) iguales a 10. Con objeto de determinar factores de lixiviación/envejecimiento y factores de normalización se tendrían que llevar a cabo igualmente ensayos adicionales específicos.

Para llevar a cabo este estudio, se precisaría una partida presupuestaria muy significativa, más los plazos de tiempo necesarios para llevar a cabo esta campaña analítica y el posterior tratamiento de los resultados. Sería por tanto una posible medida a adoptar a largo plazo, quizá en una futura actualización del Plan Andaluz de Suelos Contaminados.

En ausencia de este tipo de estudio, pueden emplearse los factores de lixiviación/envejecimiento y de normalización adoptados por ECHA y por la metodología europea para aquellos metales que disponen de los mismos, ya que el grupo de suelos empleado en su establecimiento cubre un rango de condiciones edáficas que puede ser igualmente representativo de las que cabe esperar en Andalucía, habiéndose empleado para ello además una muestra proporcionalmente no despreciable de suelos procedentes de España (aproximadamente un 10%) y suelos de otros países (Grecia, Italia, Francia...) pertenecientes al mismo tipo de región biogeográfica.

En base a todas estas consideraciones, se propone para el establecimiento de los NGR para la protección de organismos del suelo el siguiente procedimiento:

- Se adoptarían como valores de partida para los NGR los valores PNEC actualmente disponibles en la base de datos de la ECHA europea, basados en información ecotoxicológica procedente de bioensayos con microorganismos del suelo, plantas e invertebrados del suelo.

Se optaría por no establecer por el momento NGR para los elementos Ba, Cr, CrVI, Be, Tl, Sn y V, más Mn, bien porque no tienen asignado un valor PNEC en ECHA, bien porque aunque lo tengan asignado el número de valores NOEC disponibles es muy escaso y la fiabilidad del dato reducida.

En el caso del Sb, aunque el número de valores NOEC disponible es reducido, el número de especies estudiadas permite adoptar un factor de seguridad no demasiado elevado ($AF=10$), y el valor obtenido es significativamente superior a los valores de fondo natural previsibles, por lo que se ha incluido de forma excepcional.

En el caso del Hg, el factor de seguridad adoptado es elevado ($AF=50$), en el límite de lo aceptable, no se conoce el número de valores toxicológicos en el que está basado, y los valores obtenidos de PNEC son inferiores al fondo geoquímico natural. No obstante, dada la relevancia ambiental del contaminante, y la conveniencia de disponer de algún valor de referencia, se ha incluido entre los parámetros contemplados.

- En aquellos casos en que el valor PNEC de ECHA es inferior a los valores esperables para el fondo geoquímico natural, se establece como NGR el valor de dicho fondo, de forma similar al procedimiento llevado a cabo en el establecimiento de algunos de los NGR para salud humana del Decreto 18/2015.

Para ello se adoptarán por defecto los percentiles superiores (P90) de los fondos naturales de elementos traza en suelos de Andalucía publicados por las Universidades de Huelva, Sevilla y Granada. Para aquellos elementos para los cuales no se llegaron a establecer valores de referencia en dicho estudio, provisionalmente podrían ser adoptados como tales los percentiles superiores (P90) a nivel general de Andalucía de los resultados disponibles en el Atlas Geoquímico de España elaborado por el Instituto Geominero de España (IGME), el cual abarca un número muy importante de elementos en base a un importante número de muestras.

Cuando se actualicen formalmente estos valores de fondo mediante el proyecto actualmente en curso (en base entre otras fuentes al estudio referido del IGME), en cada uno de los dominios o unidades zonales que se segreguen se identificarán aquellos valores de fondo superiores al valor PNEC, pasando en esos casos a constituir el NGR el VR90 o P90 de dicho dominio.

- Para aquellos elementos para los que se dispone de información contrastada, se emplearían los factores de lixiviación/envejecimiento y de normalización existentes (Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Zn y Ag), de forma que el valor PNEC de ECHA (o en su caso el valor de referencia del fondo natural) sea aplicado en las condiciones edáficas de máxima disponibilidad, y a partir de ahí, el NGR se incrementa gradual y proporcionalmente conforme dichas condiciones vayan limitando la disponibilidad, de acuerdo a las funciones determinadas experimentalmente.

Para ello se han contemplado en primer lugar unos rangos de variación razonables de las diferentes variables edáficas que intervienen en las funciones, basándose en los rangos disponibles de esas variables en suelos de Andalucía, y en su defecto de España. En algunos casos los rangos han sido ampliados tomando otras referencias (p.ej. para el contenido de arcilla) para contemplar situaciones poco frecuentes aunque posibles. Se han tenido en cuenta como referencia general los siguientes rangos.

Tabla 6. Rangos de valores (percentiles) de factores abióticos que intervienen en los modelos de lixiviación/envejecimiento y normalización

Variable	Unidades	Ámbito geográfico	P10	P50	P90	Fuente
pH	ud pH	Andalucía	5,3	7,59	8,62	Atlas geoquímico de España del IGME
		Europa	4,4	5,6	7,4	Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020 ⁽¹⁾
Carbono orgánico	%	Andalucía	0,57	1,29	2,90	Atlas geoquímico de España del IGME
		Europa	1,0	2,1	5,5	Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020 ⁽¹⁾
Arcilla	%	España	1,3	5,8	14,3	Atlas geoquímico de Europa del FOREGS
		Europa	1,0	13,8	26,2	Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020 ⁽¹⁾
		Canadá	8	21	47	Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020 ⁽²⁾
eCEC	cmol _c /kg	Andalucía	1,9	7,9	20,7	Valores estimados a partir de la ecuación de Helling et al ⁽³⁾
		Europa	8,7	17,5	32,4	Threshold calculator for metals in soil. A global too for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020 ⁽¹⁾
Fondo natural de Zn	mg/Kg	Andalucía	25	57	107	Atlas geoquímico de España del IGME

(1) Valores tomados del proyecto GEMAS (Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soils).

(2) Valores tomados del CanSIS National Soil Database

(3) Ecuación de Helling et al a partir de los rangos de valores de pH y CO para Andalucía y de arcilla para España

IGME: Instituto Geológico y Minero de España

FOREGS: Foro de Servicios Geológicos de Europa

Partiendo de estos rangos generales, para cada parámetro se ha particularizado un rango de valores para cada factor abiótico que influye en su valor PNEC, prestando especial atención a los intervalos donde se observa que ejercen una mayor influencia cuantitativa y producen una mayor variación en el resultado final del PNEC envejecido y normalizado. También se han tenido en cuenta los rangos de las variables en los cuales ha sido probado el modelo cuando este dato es conocido, procurando evitar el uso del modelo para valores de las variables para las cuales no ha sido contrastado.

Cada rango empleado se ha subdividido a su vez en una serie de valores de referencia que no tienen por qué guardar una distancia constante entre sí, sino que se han seleccionado, por el mismo motivo anterior, de forma que queden bien representados los intervalos donde su influencia es mayor en el resultado final.

Para cada combinación de variables edáficas de influencia teóricamente posibles, sean más o menos frecuentes en la realidad, se ha calculado el NGR resultante (envejecido y normalizado) que puede observarse en las tablas del siguiente apartado.

Para calcular el NGR aplicable a un emplazamiento dado, se debe partir de valores representativos de las condiciones edáficas de los suelos investigados, seleccionar el valor tabulado de las mismas inmediatamente más conservador y extraer de la combinación de filas y columnas resultante el NGR aplicable.

Se debe emplear el valor más conservador y no un valor medio interpolado, para tener en cuenta las incertidumbres inherentes a los cálculos realizados por los modelos (regresiones no perfectas, cambios de unidades, etc.)

4.2 Organismos acuáticos

Este tipo de organismos no es considerado por ninguna de las metodologías de establecimiento de NGR de suelos consideradas más relevantes (US EPA y Reino Unido), salvo por la Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio.

La metodología seguida por el Ministerio asume que el agua de poro del suelo ha de respetar los valores PNEC existentes para organismos acuáticos, ignorando desde un punto de vista conservador la dilución que se produciría desde el agua de poro a las aguas subterráneas, y desde éstas a las aguas superficiales, y calcula los NGR como concentraciones en suelo en equilibrio con dichas aguas de poro. Esta metodología, tal como viene matemáticamente expresada en la Guía, no es directamente aplicable a elementos metálicos, ya que expresa la partición de los compuestos entre la fase sólida y el agua de poro a través del coeficiente de partición en carbono orgánico (K_{oc}), el cual no está disponible para los metales.

Existe la posibilidad de emplear un razonamiento parecido a la metodología de la Guía del Ministerio y del documento TGD del cual procede, y calcular la concentración adsorbida al suelo en equilibrio con una determinada concentración de agua de poro (el PNEC acuático de ECHA en este caso), sustituyendo el valor K_{oc} por el coeficiente de partición suelo-agua (K_d) propio de los metales, empleando para ello por ejemplo el algoritmo empleado por U.S. EPA en su documento de establecimiento de NGR para salud humana por la vía de exposición a las aguas subterráneas, en el cual la concentración objetivo en el lixiviado sería en este caso el vapor PNEC acuático.

Figura 38. Cálculo del NGR en suelos para salud humana por la vía de exposición a las aguas subterráneas

Soil-Water Partition Equation for Migration to Ground Water Pathway: Inorganic Contaminants

$$C_t = C_w \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H'}{\rho_b} \right) \quad (22)$$

Parameter/Definition (units)	Default	Source
C_t /screening level in soil (mg/kg)	–	–
C_w /target soil leachate concentration (mg/L)	(nonzero MCLG, MCL, or HBL) $\times$ 20 DAF	Table 1 (nonzero MCLG, MCL); Section 2.5.6 (DAF for 0.5-acre source)
K_d /soil-water partition coefficient (L/kg)	chemical-specific	see Part 5
θ_w /water-filled soil porosity ($L_{\text{water}}/L_{\text{soil}}$)	0.3 (30%)	U.S. EPA/ORD
θ_a /air-filled soil porosity ($L_{\text{air}}/L_{\text{soil}}$)	0.13	$n - \theta_w$
n /total soil porosity ($L_{\text{pore}}/L_{\text{soil}}$)	0.43	$1 - \rho_b/\rho_s$
ρ_b /dry soil bulk density (kg/L)	1.5	U.S. EPA, 1991b
ρ_s /soil particle density (kg/L)	2.65	U.S. EPA, 1991b
H' /dimensionless Henry's law constant	$H \times 41$, where 41 is a conversion factor	U.S. EPA, 1991b
H /Henry's law constant (atm-m ³ /mol)	chemical-specific	see Part 5

Fuente: Soil Screening Guidance: Technical Background Document. U.S. EPA 1996.

El valor K_d para metales presenta unos rangos de variación y unas incertidumbres significativos, ya que la partición en el caso de los metales depende de varios parámetros edáficos, adicionalmente al contenido de carbono orgánico, como son el pH, el potencial redox, óxidos de hierro, capacidad de intercambio catiónico, cationes mayoritarios de cambio presentes, etc..

Por defecto se suelen emplear unos valores tabulados en función del pH, extraídos algunos de ellos de modelos geoquímicos de especiación (Ag, Ba, Be, Cd, Cr+3, Cu, Hg, Ni y Zn) y otros de ellos de resultados empíricos (As, Cr+6, Se, Th), procedentes del documento de establecimiento de NGR de US EPA para salud humana (Soil Screening Guidance, 1996), y que están disponibles en la base de datos RAIS para un pH por defecto de 6,8 ud pH.

Estos valores representan por lo general los valores más conservadores esperados para el rango de variación esperado del factor K_d . Si además se omite con carácter conservador la dilución producida en el transporte de los contaminantes desde el agua de poro hasta las aguas superficiales, se obtendrían valores de NGR inferiores a los valores esperados de fondo geoquímico natural en la práctica totalidad de los elementos considerados, es decir, que se adoptarían como NGR los valores de fondo establecidos para cada dominio geológico o área geográfica a diferenciar en la mayoría de los casos.

Alternativamente, y sería la opción recomendada, adoptando igual criterio que U.S. EPA y la agencia ambiental británica, pueden evitarse las incertidumbres asociadas a la extrapolación a concentraciones en suelo de los valores PNEC acuáticos, valorando la posible existencia de riesgos para el medio ambiente mediante el control directo de las aguas receptoras.

Esta valoración se llevaría a cabo de manera preferente mediante la comparación de las concentraciones registradas en las aguas del emplazamiento con los valores umbral ya establecidos legalmente en España, esto es, con las normas de calidad ambiental recogidas en el Real Decreto 817/2015 o norma que lo sustituya, las cuales están calculadas siguiendo la metodología europea, en base a documento técnico precursor del actual TGD, para la evaluación de riesgos para el medio ambiente.

En aquellos elementos metálicos para los cuales la normativa legal no hubiera establecido normas de calidad ambiental, se emplearían provisionalmente los valores PNEC acuáticos de la ECHA europea.

En base a estas consideraciones, se propone en lo relativo a los NGR para la protección de organismos acuáticos lo siguiente:

- No establecer valores de NGR en suelos de elementos metálicos y metaloides para la protección de organismos acuáticos.
- Junto con la publicación de los NGR para organismos del suelo, se solicitaría que, en aquellos supuestos en los que resulte aplicable la protección de los ecosistemas (criterio aún por definir), y existiesen aguas superficiales próximas (<200m por ejemplo), se llevarán a cabo monitorizaciones periódicas de la calidad de dichas aguas, en épocas del año que representen las diferentes condiciones ambientales posibles (época de lluvias, período de estiaje, etc.), que permitan comprobar el carácter estacionario de una hipotética afección, valorando los resultados medios obtenidos respecto a la normas de calidad ambiental (NCA) vigentes, y en su defecto, frente a valores PNEC acuáticos de la base de datos ECHA.

En este caso, al no valorarse la influencia de un vertido autorizado y controlado sino una posible afección del subsuelo, no se tendría en cuenta una zona de mezcla en la cual se permitiría la superación momentánea de las NCA, debiendo éstas mantenerse en todo el recorrido o el área del curso superficial donde se espera se produzca la pluma de descarga (subterránea y/o por escorrentía directa) desde los suelos bajo estudio.

Estos valores no serían propiamente un NGR, sino más bien un nivel de intervención, puesto que se está evaluando de forma directa la calidad del medio de exposición, y si ésta es asumible o no para la vida acuática.

En aquellos casos en que los resultados de las diferentes campañas de monitorización en el medio receptor experimenten un incremento gradual y sostenido de las concentraciones en el medio receptor, tendente a alcanzar con el tiempo las normas de calidad ambiental, se procedería a realizar una remediación de los suelos sin dar lugar a que las mismas lleguen a alcanzar dichos umbrales y deterioren la vida acuática.

Figura 39. Procedimiento de cálculo de las normas de calidad ambiental en aguas superficiales

ANEXO VII

Procedimiento para el establecimiento de la norma de calidad ambiental

Para establecer la NCA en aguas, sedimento o biota, se actuará de acuerdo con las disposiciones que se exponen a continuación.

1. Cuando sea posible, se obtendrán datos, tanto puntuales como correspondientes a un periodo prolongado en el tiempo, respecto de los taxones que se mencionan a continuación, siempre que éstos sean pertinentes para la categoría y tipo de masas de agua, así como de otros taxones acuáticos de cuyos datos se disponga.

El conjunto de base de taxones lo componen:

- Algas o macrófitas.
- Daphnia u organismos representativos de las aguas saladas.
- Peces.

Se determinarán factores de seguridad adecuados en consonancia con la naturaleza y calidad de los datos disponibles, con las indicaciones recogidas en el punto 3.3.1 de la parte II del “Documento técnico de orientación en apoyo de la Directiva 93/67/CEE de la Comisión, de 20 de julio de 1993, sobre la evaluación del riesgo de las nuevas sustancias notificadas y del Reglamento (CE) nº 1488/94 de la Comisión, de 28 de junio de 1994, sobre la evaluación del riesgo de las sustancias existentes”; en el Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, sobre el registro, la evaluación y la autorización de sustancias químicas, así como las restricciones aplicables a estas sustancias (REACH), por el que se establece una Agencia Europea de los Productos Químicos; o en cualquier otro documento que lo sustituya con los factores de seguridad establecidos en el siguiente cuadro:

	FACTOR DE SEGURIDAD
Al menos un L(E)C50 puntual de cada uno de los tres niveles tróficos del conjunto de base	1000
Un NOEC prolongado (peces o Daphnia o un organismo representativo de las aguas saladas)	100
Dos NOEC prolongados de especies que representen dos niveles tróficos (peces o Daphnia o un organismo representativo de las aguas saladas o algas)	50
NOEC prolongado de, al menos, tres especies (normalmente fauna ictiológica, Daphnia o un organismo representativo de las aguas saladas y algas) que representen tres niveles tróficos	10
Otros casos, incluidos datos de campo o ecosistemas modelo, que permitan el cálculo y la aplicación de factores de seguridad más precisos	Evaluación caso por caso

L(E)C50: concentración letal o efectiva media. NOEC: concentración de efectos no observados.

Fuente: Anexo VII Real Decreto 817/2015

- Actualmente existen NCA para 10 elementos metálicos y metaloides (Pb, Hg, Ni, As, Cd, Cu, Cr, CrVI, Se y Zn), y para los elementos no contemplados por el Anexo IV del RD 817/2015, se tiene disponibilidad, de forma supletoria, según se recoge en el Anexo 2, de valores PNEC acuáticos para otros 3 elementos adicionales (Sb, Co, Mo), habiéndose empleado en su establecimiento factores de seguridad comprendidos en el rango 2-3 para Co y Mo respectivamente, y un factor algo mayor (AF= 10) para Sb, partiendo por tanto de datos de buena calidad, especialmente para Co y Mo para los que se dispone de análisis de distribución de especies (SSD).

Se obviaría por el momento el uso del PNEC acuático para Mn debido a que se emplea un factor en el límite de lo considerado aceptable por la agencia ambiental británica (AF=50), y fundamentalmente

porque no se establecería NGR para este elemento para los organismos del suelo, precisamente por el empleo de factores de seguridad aún mayores, y porque no es un elemento contemplado por el Decreto 18/2015.

También se obvia el uso de valor PNEC para V por proceder al igual que para organismos del suelo del pentóxido de vanadio, compuesto específico de toxicidad más elevada que el vanadio metal.

4.3 Vertebrados terrestres

En consonancia con la metodología contemplada por la Guía Técnica del Ministerio, se aconseja contemplar únicamente el envenenamiento secundario y partir de resultados toxicológicos de la base de datos europea ECHA.

La disponibilidad de bioensayos para el establecimiento de los valores PNEC en alimento para aves y mamíferos por envenenamiento secundario es significativamente inferior al existente para los organismos del suelo y los organismos acuáticos. Debido a ello, el número de elementos para los que se dispone de valor PNEC es reducido, y los factores de seguridad empleados son algo mayores, y por tanto también la incertidumbre de los valores obtenidos.

En particular, en la base de datos ECHA, tal como queda reflejado en el Anexo 2, se dispone de valores PNEC para predadores para los elementos As, Cd, Pb, Ni y Se, con valores de AF de 30, 10, 6, 10 y 1 respectivamente, siendo extrañamente la mayoría de ellos inferiores al mínimo valor contemplado por el documento TGD ($AF \geq 30$). En el caso del Cd, el valor del PNEC para organismos del suelo está establecido atendiendo al envenenamiento secundario como vía de exposición crítica, por ser éste inferior al determinado para plantas, invertebrados y microorganismos, llevando a cabo una integración similar en un único NGR de ambos tipos de organismos, a la realizada por la agencia ambiental británica.

Figura 40. Envenenamiento secundario como vía de exposición crítica en el establecimiento del PNEC de la ECHA para organismos del suelo por Cd

b. Setting the PNEC soil

The PNEC soil is set based on the lowest observed HC5 derived by statistical extrapolation from the microflora data, i.e. $2.3 \mu\text{g Cd/kg d.w.}$ In the Cd RA, an AF 1 or 2 was considered. The current analysis rather suggests using an AF1 on the HC5 to derive the PNEC. It is noted that the $\text{PNEC}_{\text{soil}}$ based on secondary poisoning is of $0.9 \mu\text{g Cd/g d;w.}$, which is below the proposed value. The latter value is therefore proposed and used for $\text{PNEC}_{\text{soil}}$ in this analysis. This is in accordance with the Cd RA.

Fuente: Sumario de punto final para Cd en la base de datos ECHA

Adicionalmente a los valores PNEC oral de la ECHA, se han localizado valores de toxicidad holandeses equivalentes al factor TOX oral, expresados en concentración en alimento, para Cu y Hg, que podrían ser empleados en ausencia de valores en ECHA, aplicando los correspondientes factores de seguridad propuestos por el documento TGD y por la agencia ambiental británica.

Figura 41. Valores de toxicidad por envenenamiento secundario (equivalente a TOX oral) disponibles en documento del RIVM holandés

Table 7 Availability of toxicity data for birds and mammals

	birds			mammals		
	number of studies	number of species	lowest value*	number of studies	number of species	lowest value*
Cd	5	5	0.2	9	5	3
Cu	1	1	285	14	4	7
inorganic Hg	3	3	1	2	2	7
methyl Hg	8	7	0.25	6	4	0.22

*: in mg/kg food

Fuente: Secondary poisoning of Cd, Cu and Hg: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM report 601501009 June 2000.

Tabla 7. Estimación de valores PNEC en alimento (PNEC oral) para Cu y Hg a partir de los valores toxicológicos holandeses

Elemento	Valores disponibles	Valor representativo ⁽¹⁾ (mg/Kg alimento)	Duración ensayos ⁽²⁾	Factor de seguridad (AF) probable	Estimación de PNEC oral (mg/Kg alimento)
Cu	1 NOEC sobre 1 especie de aves 7NOEC +5LOEC+2LOEL sobre 4 especies de mamíferos	285 (aves) 7 (mam)	23w (aves) 15d -44w (mam)	30	9,5 (aves) 0,23 (mam)
Hg inor	3 NOEC sobre 3 especies de aves 2 NOEC sobre 2 especies de mamíferos	1 (aves) 7 (mam)	21d-1y (aves) 135d-560d (mam)	30	0,03 (aves) 0,23 (mam)

(1) Valores mínimos

(2) d: días w: semanas y: años

Por otro lado, la extrapolación a concentraciones en suelo de estos valores PNEC en alimento de la ECHA o procedentes del RIVM, está sujeta a la estimación del factor de bioacumulación en el alimento, concretamente en la lombriz (BAFworm) si se adopta la simplificación de la metodología británica.

Se debe tener en cuenta que el factor de bioacumulación en la lombriz es altamente variable en función de los parámetros edáficos, la disponibilidad de los contaminantes en los casos considerados por las diferentes fuentes bibliográficas disponibles, etc, por lo que es un parámetro de elevada variabilidad cuya estimación presenta una elevada incertidumbre, que por tanto se traslada al NGR calculado en base al mismo.

Se tiene constancia de una estimación razonable del parámetro BAFworm en función de las condiciones edáficas (concretamente de la eCEC) en el caso del Pb a partir de la metodología aplicada por la hoja de cálculo de Arche Consulting. Adoptando rangos de variación razonables para la eCEC (los mismos que los empleados para calcular NGR normalizados para organismos del suelo), y partiendo del PNEC oral de ECHA, es posible calcular NGR para envenenamiento secundario de este metal, que serían variables según la eCEC al igual que los NGR para organismos del suelo.

En el resto de casos habría de hacerse a partir de valores experimentales publicados en la bibliografía científica para experiencias muy concretas, de dudosa extrapolación general, ya que el modelo contemplado por la Guía técnica del Ministerio solo sería válido para compuestos orgánicos.

Tomando en consideración algunos de estos factores BAFworm localizados en la bibliografía, que no tienen por qué ser los más actualizados y válidos, los valores NGR que se obtendrían por envenenamiento secundario (PNEC sp) para otros metales diferentes al Cd y el Pb ya considerados, serían los de la siguiente tabla.

Tabla 8. Estimación de NGR para predadores por envenenamiento secundario (PNEC sp) en función de algunos valores de bioacumulación en lombrices (BAF worm) disponibles aplicando algoritmo sencillo de la agencia ambiental británica

	PNEC oral (mg/Kg alimento)	Fuente	BAF worm (Kg lombriz/Kg suelo)	Fuente	PNEC sp (mg/Kg suelo)	Fondo natural Andalucía ⁽¹⁾ (mg/kg)
As	1	ECHA	0,2361	US DOE ⁽⁵⁾	4,24	7,5 / 25
Ni	0,12	ECHA	0,7778	US DOE ⁽⁵⁾	0,15	30 / 51
Se	1	ECHA	-	-	-	0,3 / 0,7
V205	0,17	ECHA	0,042	US EPA ⁽³⁾	4,05	35 / 84
Cu	0,23	RIVM + AF ⁽²⁾	0,515 – 0,6364 – 0,09	US EPA ⁽³⁾ -US DOE ⁽⁵⁾ - RIVM ⁽⁴⁾	0,45 – 0,36 – 11,1	24 / 55
Hg	0,03	RIVM + AF ⁽²⁾	3,9334 - 0,28	US DOE ⁽⁵⁾ - RIVM ⁽⁴⁾	0,01 – 3,6	0,03 / 0,12

(1) Valor mediana/P90 calculados a partir de los valores de fondo geoquímico del IGME para suelos superficiales y extracción parcial con agua regia (salvo extracción total para Hg)

(2) Valor toxicológico ofrecido por RIVM report 601501009 y aplicando posteriormente factor de seguridad recomendado por TGD.

(3) Fuente: Guidance por developing ecological soil screening levels Eco-SSL. Anexo 4-1 Tabla 4a. US EPA 2005

(4) Fuente: Secondary poisoning of Cd, Cu and Hg: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM report 601501009 June 2000.

(5) Fuente: Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms. Energy Systems para U.S. DOE. 1998.

En líneas generales los NGR que se obtendrían serían similares o inferiores a los valores de fondo natural, por lo que tendrían que ser truncados al valor de dicho fondo, así puede ocurrir con As, Ni, Cu y Hg.

Por todo ello, se propone en lo relativo a los NGR para la protección de vertebrados terrestres lo siguiente:

- Considerar NGR por envenenamiento secundario únicamente en el caso del Cd y el Pb.

El PNEC sp de Cd (en unidades de concentración en suelo) viene ya prefijado por la ECHA y unificado con el PNEC para organismos terrestres (0,9 mg/Kg), siendo el único NGR establecido por la agencia ambiental británica.

El PNEC sp de Pb se calcularía a partir del valor del PNEC oral de la ECHA en unidades de concentración en alimento y el valor del BAFworm de este metal propuesto por Arche Consulting y dependiente de la eCEC. Los valores obtenidos son, al igual que ocurre en el caso del Cd de la ECHA, inferiores a los obtenidos para organismos del suelo.

Puesto que son únicamente dos metales los que se considerarían para el envenenamiento secundario, y siguiendo el procedimiento de la agencia ambiental británica y la ECHA para el Cd, los valores obtenidos se integrarían con los PNEC de organismos del suelo en un único NGR, adoptando para el caso del Pb los procedentes del envenenamiento secundario por ser inferiores y más conservadores.

- No establecer por el momento NGR por envenenamiento secundario para otros metales, dada la elevada incertidumbre de algunos de los valores de partida.

5. Niveles genéricos de referencia propuestos

En base a lo comentado en apartados anteriores, los NGR propuestos para organismos del suelo y vertebrados terrestres serían los de la siguiente tabla, donde se incluyen los valores aplicables en la actualidad para la valoración de la calidad de las aguas superficiales, que serían adoptados como valores de intervención en suelos, ante cuya superación o su aproximación, debería acometerse una reducción de la contaminación de los mismos que garantice el mantenimiento de dichos niveles de calidad en el medio receptor.

Es decir, que las normas de calidad de las aguas superficiales son empleadas como criterio de intervención en la calidad del suelo, sin implicar su utilización una intromisión en las competencias del órgano ambiental sustantivo para este medio.

Conforme se actualice la información ecotoxicológica disponible y se publiquen funciones de normalización en base a las características edáficas del suelo para nuevos elementos, se procederá a ampliar el listado de NGR aplicables y/o el ajuste de los valores existentes a la características de disponibilidad del suelo.

Tabla 9. NGRs en suelo y valores de intervención en aguas propuestos para la protección de ecosistemas en Andalucía por afecciones del suelo

Elemento	NGR organismos del suelo y vertebrados terrestres (mg/Kg)	Valores intervención organismos aguas superficiales continentales ⁽⁶⁾ (µg/l)	Valores intervención organismos aguas costeras y de transición ⁽⁶⁾ (µg/l)
Sb	37	113 ⁽⁵⁾	11 ⁽⁵⁾
As	36 ⁽¹⁾	50 ⁽³⁾	25 ⁽³⁾
Cd	0,25 ⁽²⁾	CaCO ₃ ≤40 mg/l ≤ 0,08 ⁽³⁾ 40≤CaCO ₃ ≤50 mg/l 0,08 ⁽³⁾ 50≤CaCO ₃ ≤100 mg/l 0,09 ⁽³⁾ 100≤CaCO ₃ ≤200 mg/l 0,15 ⁽³⁾ CaCO ₃ ≥200 mg/l 0,25 ⁽³⁾	0,2 ⁽³⁾
Co	Ver tabla específica	1 ⁽⁵⁾	2,4 ⁽⁵⁾
Cu	Ver tabla específica	CaCO ₃ ≤10 mg/l 5 ⁽³⁾ 10≤CaCO ₃ ≤50 mg/l 22 ⁽³⁾ 50≤CaCO ₃ ≤100 mg/l 40 ⁽³⁾ CaCO ₃ ≥100 mg/l 120 ⁽³⁾	25 ⁽³⁾
Pb	Ver tabla específica	7,2 ⁽³⁾	7,2 ⁽³⁾
Hg	0,12 ⁽²⁾	0,07 ⁽⁴⁾	0,07 ⁽⁴⁾
Mo	Ver tabla específica	11900 ⁽⁵⁾	2280 ⁽⁵⁾
Ni	Ver tabla específica	20 ⁽³⁾	20 ⁽³⁾
Se	0,7 ⁽²⁾	1 ⁽³⁾	10 ⁽³⁾
Ag	Ver tabla específica	0,04 ⁽⁵⁾	0,86 ⁽⁵⁾
Zn	Ver tabla específica	CaCO ₃ ≤10 mg/l 30 ⁽³⁾ 10≤CaCO ₃ ≤50 mg/l 200 ⁽³⁾ 50≤CaCO ₃ ≤100 mg/l 300 ⁽³⁾ CaCO ₃ ≥100 mg/l 500 ⁽³⁾	60 ⁽³⁾

NCA-MA Norma de calidad ambiental – Media anual

(1) Valor de referencia superior (P90) del fondo geoquímico natural de Andalucía - Universidades de Huelva, Sevilla y Granada

(2) Valor de referencia superior (P90) del fondo geoquímico natural de Andalucía – Atlas Geoquímico Instituto Geominero de España

(3) Norma de calidad ambiental – Media anual (NCA-MA) del RD 817/2015

(4) Norma de calidad ambiental - Concentración máxima admisible (NCA-CMA) del RD 817/2015, en ausencia de NCA-MA

(5) Valor PNEC acuático de la base de datos ECHA

(6) Los valores aplicables para la valoración de las aguas serán no obstante los legalmente vigentes en cada momento.

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren unos valores de referencia superiores para el fondo geoquímico natural (VR90) que sobrepasen a los indicados con carácter general para Andalucía ((1) y (2)), el NGR aplicable se igualará a los valores de referencia (VR90) de dichas unidades litológicas.

Para los elementos cuyos NGR para organismos del suelo dependan de los valores de algún o algunos factores abióticos, se adoptan las siguiente tablas, en las cuales se debe adoptar el valor de cada factor abiótico más próximo y conservador al del emplazamiento en cuestión, y extraer de la combinación de filas y columnas resultantes el NGR aplicable.

Se debe tener en cuenta que los valores de los factores abióticos provocan una mayor disponibilidad, reduciendo el NGR resultante, y por tanto son más conservadores cuando:

- Disminuye el contenido en CO
- Disminuye el valor de la eCEC.

- Disminuye el contenido en arcilla
- Aumenta el pH para Cu y Mo, y disminuye el pH para Zn y Ag

Es decir que por regla general habrá que elegir en las tablas el valor del factor abiótico inmediatamente inferior al valor representativo del emplazamiento investigado, a excepción del valor de pH para Cu y Mo, elementos para los cuales pH más elevados y básicos producen mayor disponibilidad y son por tanto más conservadores.

Tabla 10. NGRs de Co propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

eCEC (cmol _c /Kg)	<12,5	15	17,5	20	22,5	25,0
NGR (mg/Kg suelo)	24 ⁽¹⁾	30	37	43	50	57

(1) Valor de referencia superior (P90) del fondo geoquímico natural de Andalucía – Universidades de Huelva, Sevilla y Granada

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 11. NGRs de Cu propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

	eCEC (cmol _c /Kg)	<12	12			20		
	Arcilla (%)	<10	10	50		5	10	50
CO (%)	pH (ud pH)							
0,4	5	65 ⁽¹⁾	65 ⁽¹⁾				85	
	7,5						77	
1,5	5		65 ⁽¹⁾	85	72	85	112	
	7,5			76	66	77	100	
6	5		85	86	102	113	124	
	7,5		76	75	92	101	107	

(1) Valor PNEC de ECHA

El modelo de biodisponibilidad empleado no ha sido probado para valores de pH>7,5, en esos casos debe adoptarse el valor más conservador de 65 mg/Kg (valor PNEC de ECHA)

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 12. NGRs de Pb propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo y vertebrados terrestres, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

eCEC (cmol _c /Kg)	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25
NGR organismos suelo (mg/Kg suelo)	212 ⁽¹⁾		305	392	470	538	596	644	684
BAFworm _{Pb}	0,1355	0,0945	0,0731	0,0600	0,0510	0,0444	0,0395	0,0355	0,0324
NGR vertebrados terrestres (mg/Kg suelo)	80	115	149	182	214	245	276	307	337

(1) Valor PNEC de ECHA

Valores aplicables en sombreado, de forma conjunta para organismos del suelo y vertebrados terrestres

El modelo de biodisponibilidad para organismos del suelo no ha sido probado para valores de eCEC< 4

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 13. NGRs de Mo propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

	Arcilla (%)				
pH (ud pH)	1,5	12	25	38	50
5	19,5	121	218	301	370
5,5	11,4	72	133	186	230
6	10 ⁽¹⁾	41	76	107	134
6,5		22	42	59	74
7		12	22	32	40
7,5		10 ⁽¹⁾	12	17	21

(1) Valor PNEC de ECHA

El modelo de biodisponibilidad empleado no ha sido probado para valores de pH>7,8, en esos casos debe emplearse el valor más conservador de 10 mg/Kg (valor PNEC de ECHA)

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 14. NGRs de Ni propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

eCEC (cmol _c /Kg)	<12,5	12,5	15	17,5	20	22,5	25
NGR (mg/Kg suelo)	56 ⁽¹⁾	59	73	87	101	115	130

(1) Valor de referencia superior (P90) del fondo geoquímico natural de Andalucía (P90) – Universidades de Huelva, Sevilla y Granada

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 15. NGRs de Ag propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

	Arcilla (%)	1,5				10			
	eCEC (cmol _c /Kg)	1,0	2,0	5,0	10,0	1,0	2,0	5,0	10,0
CO (%)	pH (ud pH)								
0,4	5	1,4 ⁽¹⁾							
	6								
	7,5								
	8,5								
2,3	5								
	6								
	7,5	1,5	2,0	2,4	2,6	1,7	2,4	3,0	3,3
	8,5	1,8	2,6	3,5	3,8	1,9	2,9	3,9	4,4
6	5	1,4 ⁽¹⁾							
	6	1,4 ⁽¹⁾	1,8	2,3	2,5	1,7	2,3	3,0	3,3
	7,5	2,6	3,8	5,3	6,2	2,8	4,2	6,2	7,4
	8,5	3,3	4,9	7,5	9,2	3,3	5,0	7,9	9,9

(1) Valor PNEC de ECHA

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

Tabla 16. NGRs de Zn propuestos para Andalucía para la protección de organismos del suelo, normalizados en función de las condiciones edáficas del suelo

		eCEC (cmol _c /Kg)					
Fondo natural Zn ⁽²⁾ (mg/Kg)	pH (ud pH)	2,5	5,0	10,0	15,0	20,0	25,0
20	5	119 ⁽¹⁾		119 ⁽¹⁾	119 ⁽¹⁾	119 ⁽¹⁾	122
	6					126	130
	7,5				131	136	138
55	5				154	183	205
	6			136	179	210	231
	7,5			167	214	243	263
105	5			116	167	210	246
	6			140	199	247	287
	7,5			179	248	302	344

(1) Valor de referencia superior (P90) del fondo geoquímico natural de Andalucía (P90) – Universidades de Huelva, Sevilla y Granada

(2) Concentración media de Zn en suelos no alterados del emplazamiento. En su defecto, valor de referencia medio (VR50) del fondo geoquímico natural de Andalucía para las litologías involucradas.

El modelo de biodisponibilidad empleado no ha sido probado para valores de pH>7,5, en esos casos es suficiente con emplear el valor correspondiente para pH=7,5 (valor más conservador)

En casos en los que las unidades litológicas del emplazamiento muestren un valor de referencia superior (VR90) del fondo geoquímico natural que sobrepase al NGR indicado en la tabla, el NGR aplicable se igualará a dicho valor (VR90).

6. Ejemplo práctico de aplicación

Suponiendo el suelo de un emplazamiento con las siguientes características edáficas, obtenidas a partir de analíticas llevadas a cabo sobre diferentes muestras, obtenidas en diferentes puntos de muestreo, en áreas no afectadas por contaminación orgánica (no existen interferencias en los valores analíticos de CO y eCEC obtenidos):

- eCEC = 24 cmol_c/Kg
- Arcilla = 13 %
- CO = 4%
- pH = 6 ud pH

El valor del NGR para la protección de organismos del suelo aplicable, teniendo en cuenta la normalización del valor en función de las características edáficas y de biodisponibilidad de este suelo, se obtendría al seleccionar de la siguiente tabla, el valor correspondiente a los siguientes valores edáficos:

- eCEC: se adoptaría el valor de 20 cmol_c/Kg, el mayor de la escala, que es inferior y más conservador que el valor de 24 cmol_c/Kg del suelo
- Arcilla: entre 10% y 50%, se adoptaría el valor del 10%, más conservador que el segundo
- CO : entre 1,5% y 6%, se adoptaría el valor de 1,5%, más conservador que el segundo.
- pH : entre 5 ud pH y 7,5 ud pH, se adoptaría 7,5 ud pH, pues para este metal la biodisponibilidad es creciente con el valor del pH.

Tabla 17. Ejemplo de selección de NGR para Cu y organismos del suelo normalizado en función de las condiciones edáficas o biodisponibilidad del suelo

	eCEC (cmol _c /Kg)	<12	12			20		
	Arcilla (%)	<10	10	50	5	10	50	
CO (%)	pH (ud pH)							
0,4	5	65	65				85	
	7,5						77	
1,5	5		65	65	85	72	85	112
	7,5				76	66	77	100
6	5	76	85	86	102	113	124	
	7,5		76	75	92	101	107	

7. Referencias

- C.E. Smit, A.P. van Wezel, T. Jager and T.P. Traas (2000). Secondary poisoning of cadmium, Copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM report 601501009.
- ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Appendix R.7.13-2 Environmental risk assessment for metals and metal compounds
- European Commission - European Chemicals Bureau (2003). Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment Part II.
- Foro de los Servicios Geológicos de Europa (FOREGS) (2005). Geochemical Atlas of Europe. Part 1 - Background Information, Methodology and Maps.
- Galán Huertos, E. et al - Universidades de Granada, Sevilla y Huelva (2006). Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía. Realizado para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- García Cortés A., Locutura Rupérez J., Bel-Ian Ballester A. (2012) Atlas geoquímico de España. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).
- Helling Ch., Corey Ch., (1964) Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution.
- Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA). Evaluación de los ensayos de toxicidad en laboratorio y sobre suelos contaminados y su utilización en el análisis de riesgos.
- OCDE (2016) Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds
- Oorts Koen - Arche Consulting (2020). Threshold calculator for metals in soil 3.0.
- Oorts Koen - Arche Consulting (2020). Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Background document for version 3.0.
- Ministerios de Medio Ambiente y Educación y Ciencia (2007). Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Anexo VII – Procedimiento para el establecimiento de la norma de calidad ambiental.
- Sample B.E., Beauchamp J.J., Efroymson R.A., Suter G.W. and Ashwood T.L. (1998) Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms. Energy Systems para U.S. DOE.

- Smolders E., Oorts K, Van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGarh S.P., McLaughlin J. (2009). Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards
- United Kingdom Environmental Agency (2017). Soil screening values for trace elements. Corrections for ageing, leaching and bioavailability. Spreadsheet tool v. 1.0
- United Kingdom Environmental Agency (2022). Derivation and use os soil screening values for assessing ecological risks.
- U.S. EPA (1996). Soil Screening Guidance: Technical Background Document.
- U.S. EPA (2005). Guidance por developing ecological soil screening levels (Eco-SSL).

En Sevilla,

Elaborado por: Andrés Jiménez Ocaña, Técnico de Servicios Ambientales

VºBº: Carmen Moreno Castro, Jefa del Área de Servicios Ambientales

Anexo 1. Abreviaturas usadas

Abreviaturas usadas

AF:	Assessment Factor. Factor de seguridad a aplicar a los valores ecotoxicológicos para convertirlos en valores PNEC según metodología europea (TGD)
BAF:	Factor de bioacumulación de un contaminante en un organismo
BAFworm:	Factor de bioacumulación en lombrices de tierra
DAF:	Factor de dilución
ECHA:	European Chemical Agency
ECO-SSL:	Ecosystems Soil Screening Level (NGR de la metodología U.S.EPA para ecosistemas)
ECOTOX	Ecotoxicology Knowledgebase (US EPA)
HC5:	Hazardous Concentration, para el 5% de las especies en una distribución de sensibilidad de especies (SSD)
Koc:	Coeficiente de partición en carbono orgánico frente al agua.
Kd:	Coeficiente de partición en la partículas del suelo frente al agua
LC50 / EC50:	Concentración que produce mortandad (LC) o efecto (EC) en el 50% de los individuos de la especie ensayada.
LC10 / EC10:	Concentración que produce mortandad (LC) o efecto (EC) en el 10% de los individuos de la especie ensayada.
LC10 / EC10:	Concentración que produce mortandad (LC) o efecto (EC) en el 20% de los individuos de la especie ensayada.
LOAEL:	Lowest Observed Adverse Effects Level
LOEC:	Lowest Observed Effects Concentration
MATC:	Maximum Acceptable Toxicant Concentration
NCA-MA:	Norma de calidad ambiental – Media anual
NCA-CMA:	Norma de calidad ambiental – Concentración máxima admisible
NGR:	Nivel Genérico de Referencia en suelos
NOAEL:	No Observed Adverse Effects Level
NOEC:	No Observed Effects Concentration
PEC:	Predictive Effective Concentration
PNEC:	Predictive Non Effective Concentration
REACH:	Reglamento que regula el Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de sustancias y mezclas Químicas
RIVM:	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Ministerio de Medio Ambiente de Países Bajos)
SSD:	Species Sensitivity Distribution
SSV:	Soil Screening Value (NGR de la metodología británica)
TGD:	“Technical Guidance Document “ para el análisis de riesgos de las sustancias químicas de la Comisión Europea

TRV: Toxicity Reference Value (US EPA)

Anexo 2. Valores PNEC disponibles en la base de datos europea ECHA



Tabla 18. Valores PNEC disponibles actualmente en la base de datos europea ECHA

	Organismos terrestres (Suelo)			Predadores (Envenenamiento secundario)			Organismos acuáticos (Agua dulce)			Organismos acuáticos (Agua de mar)		
	PNEC (mg/Kg)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (mg/Kg alimento)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (µg/l)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (µg/l)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación
Sb	37	10	AF	NA	NA	-	113	10	AF	11	100	AF
As	2,9	2	AF	1	30	-	5,6	3	SSD	4,7	3	SSD
Ba	208	2	Sin datos	NA	NA	-	115	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Be	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	-	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Cd	0,9	1	SSD	0,16	10	-	0,19	2	SSD	1,14	2	SSD
Cr (III) soluble	21,1	1	AF	NA	NA	-	6,5	2	AF	Sin datos	Sin datos	Sin datos
CrVI	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	-	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Co	10,9	2	SSD	NA	NA	-	1,06	2	SSD	2,36	3	AF
Cu	65	1	Sin datos	NA	NA	-	7,8	1	SSD	5,2	1	AF
Pb	212	1	SSD	10,9	6	Sin datos	2,4	2	SSD	3,3	2	SSD
Mn	3,4	500	AF	NA	NA	-	34	50	AF	3	500	AF



	Organismos terrestres (Suelo)			Predadores (Envenenamiento secundario)			Organismos acuáticos (Agua dulce)			Organismos acuáticos (Agua de mar)		
	PNEC (mg/Kg)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (mg/Kg alimento)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (µg/l)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación	PNEC (µg/l)	Factor de seguridad (AF)	Método Extrapolación
Hg0												
Hg inorg	0,022	50	AF	Sin datos	Sin datos	-	0,057	5	SSD	0,067	5	SSD
Mo	9,9	1	AF	NA	NA	-	11900	3	SSD	2280	3	SSD
Ni	29,9	2	SSD	0,12	10	Sin datos	7,1	1	SSD	8,6	2	SSD
Se	0,044	10	AF	1	1	Sin datos	2,67	3	SSD	2	3	SSD
Ag	1,41	3	SSD	NA	NA	-	0,04	3	SSD	0,86	10	AF
Tl	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	-	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Sn	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos
V	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos	Sin riesgos
V2O5	7,2	3	SSD	0,167	30	AF	17,8	3	AF	2,5	10	AF
Zn	83,1	1	SSD	NA	NA	-	14,4	1	SSD	7,2	1	SSD

XXXXX Deficiencias en los datos disponibles



Anexo 3. ECO-NGRs disponibles en otras fuentes



Tabla 19. NGR del suelo (mg/kg) para ecosistemas disponibles por las agencias ambientales americana (U.S EPA) y británica (EA-UK) con indicación del tipo de datos toxicológicos de partida

	ECO-SSLs US EPA								SSV EA -UK					
	Organismos terrestres				Predadores				Organismos terrestres			Predadores		
	Plantas	Valor de partida	Invertebrados suelo	Valor de partida	Aves	Valor de partida	Mamíferos	Valor de partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida
Sb	-	-	78	3 EC20 de 3 especies	-	-	0,27	25 NOAEL+18 LOAEL de 3 especies	37	10	14 LOEC de 7 especies			
As	18	3 MATC de 3 especies	-	-	43	10 NOAEL+8 LOAEL de 2 especies	46	70 NOAEL+103 LOAEL de 8 especies						
Ba	-	-	330	3 EC20 de 3 especies	-	-	2000	22 NOAEL+21 LOAEL de 2 especies						
Be	-	-	40	3 EC20 de 3 especies	-	-	21	2 NOAEL+4 LOAEL de 2 especies						



	ECO-SSLs US EPA								SSV EA -UK					
	Organismos terrestres				Predadores				Organismos terrestres			Predadores		
	Plantas	Valor de partida	Invertebrados suelo	Valor de partida	Aves	Valor de partida	Mamíferos	Valor de partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida
Cd	32	13 MATC de 13 especies	140	9 MATC +1 EC10 de 3 especies	0,77	54 NOAEL+67 LOAEL de 8 especies	0,36	170 NOAEL + 211 LOAEL de 10 especies	0,62	2	SSD	0,9	-	SSD
Cr	-	-	-	-	26	21 NOAEL+2 LOAEL de 3 especies	34	19 NOAEL +14 LOAEL de 5 especies						
CrVI	-	-	-	-	-	-	130	46 NOAEL+42 LOAEL de 2 especies						
Co	13	6 EC20 de 3 especies	-	-	120	15 NOAEL+19 LOAEL de 2 especies	230	17 NOAEL+26 LOAEL de 5 especies	4,2	2	SSD			
Cu	70	3 MATC+3 EC10 de 3 especies	80	6 MATC+4 EC10 de 6 especies	28	289 NOAEL+179 LOAEL de 4 especies	49	192 NOAEL+158 LOAEL de 11 especies	35,1	1	SSD			



	ECO-SSLs US EPA								SSV EA -UK					
	Organismos terrestres				Predadores				Organismos terrestres			Predadores		
	Plantas	Valor de partida	Invertebrados suelo	Valor de partida	Aves	Valor de partida	Mamíferos	Valor de partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida
Pb	120	5 MATC de 4 especies	1700	4 MATC de 1 especie	11	68 NOAEL+76 LOAEL de 9 especies	56	181 NOAEL+253 LOAEL de 11 especies						
Mn	220	4 MATC de 3 especies	450	3 EC20 de 3 especies	4300	36 NOAEL de 3 especies	4000	75 NOAEL+59 LOAEL de 9 especies						
Hg0														
Mo									5,1	1	SSD			
Ni	38	6 EC20+5 MATC de 6 especies	280	5 MATC de 5 especies	210	22 NOAEL+18 LOAEL de 2 especies	130	84 NOAEL+73 LOAEL de 5 especies	28,2	1	SSD			
Se	0,52	3 EC20+5 MATC de 7 especies	4,1	3 EC20 de 3 especies	1,2	136 NOAEL+154 LOAEL de 8 especies	0,63	279 NOAEL+344 LOAEL de 11 especies						



	ECO-SSLs US EPA								SSV EA -UK					
	Organismos terrestres				Predadores				Organismos terrestres			Predadores		
	Plantas	Valor de partida	Invertebrados suelo	Valor de partida	Aves	Valor de partida	Mamíferos	Valor de partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida	SSV (mg/kg)	Factor de seguridad (AF)	Valor partida
Ag	560	4 MATC de 4 especies	-	-	4,2	4 NOAEL+22 LOAEL de 3 especies	14	3 NOAEL+12 LOAEL de 2 especies	0,3	3	SSD			
Tl														
Sn														
V	-	-	-	-	7,8	66 NOAEL+102 LOAEL de 3 especies	280	52 NOAEL+31 LOAEL de 5 especies	2,0	3	SSD			
V20 5														
Zn	160	5 MATC de 3 especies	120	4 EC10+2 MATC de 2 especies	46	100 NOAEL+132 LOAEL de 5 especies	79	140 NOAEL+93 LOAEL de 10 especies	35,6	1	SSD			



Anexo 4. Comparación ECO-NGRs con valores PNEC ECHA y valores de fondo



Tabla 20. Comparación NGR en suelos establecidos por agencias ambientales americana y británica (mg/Kg) con valores PNEC de la ECHA para organismos del suelo y valores de fondo estimados para el conjunto de Andalucía

	ECO-SSLs US EPA		SSV UK	PNEC ECHA	Fondo natural Andalucía ⁽¹⁾	
	Plantas	Invertebrados	Org. terrestres		Mediana	P90
Sb	-	78	37	37	0,44	1,6
As	18	-		2,9	7,5	25
Ba	-	330		208	84	212
Be	-	40			0,9	1,6
Cd	32	140	0,62	0,9	0,09	0,25
Cr	-	-		21,1	29	64
CrVI	-	-				
Co	13	-	4,2	10,9	12	22
Cu	70	80	35,1	65	24	55
Pb	120	1700		212	23	60
Mn	220	450		3,4 (AF=500)	493	1220
Hg0						
Hg				0,022 (AF=50)	0,03	0,12
Mo			5,1	9,9	0,5	1,2
Ni	38	280	28,2	29,9	30	51
Se	0,52	4,1		0,044	0,3	0,7
Ag	560	-	0,3	1,41		
Tl					0,1	0,3
Sn					0,8	1,9
V	-	-	2,0	7,2 (V205)	35	84
Zn	160	120	35,6	83,1	57	107

(1) A partir de los valores de fondo geoquímico del IGME para suelos superficiales y extracción parcial con agua regia (salvo extracción total para Hg)

XXXX Valores PNEC de ECHA inferiores a los valores de fondo geoquímico

XXXX Valores británicos inferiores los valores PNEC de ECHA (valores genéricos, sin ajustar por lixiviación/ envejecimiento ni normalizar por las propiedades del suelo)



Tabla 21. Comparación NGR en suelos establecidos por agencias ambientales americana y británica (mg/Kg) para predadores con valores de fondo estimados para el conjunto de Andalucía indicando disponibilidad de valor PNEC en alimento de la ECHA

	ECO-SSLs US EPA		SSV UK	PNEC ECHA (mg/Kg alimento)	Fondo natural Andalucía(1)	
	Aves	Mamíferos	Predadores		Mediana	P90
Sb	-	0,27			0,44	1,6
As	43	46		SI	7,5	25
Ba	-	2000			84	212
Be	-	21			0,9	1,6
Cd	0,77	0,36	0,9	SI	0,09	0,25
Cr	26	34			29	64
CrVI	-	130				
Co	120	230			12	22
Cu	28	49			24	55
Pb	11	56		SI	23	60
Mn	4300	4000			493	1220
Hg0						
Hg					0,03	0,12
Mo					0,5	1,2
Ni	210	130		SI	30	51
Se	1,2	0,63		SI	0,3	0,7
Ag	4,2	14				
Tl					0,1	0,3
Sn					0,8	1,9
V	7,8	280		SI (V205)	35	84
Zn	46	79			57	107

(1) A partir de los valores de fondo geoquímico del IGME para suelos superficiales y extracción parcial con agua regia (salvo extracción total para Hg)



Anexo 5. Funciones disponibles para la normalización de los valores ecotoxicológicos en función de las características edáficas de los suelos



Table A2.3. Summary selected regression models (all based on total concentrations)

Metal	Species/process	Dependent variable	Soil property	# soils	Adj R ²	Slope (total)	Range soil properties covered
Cd	No models derived						
Co	Oilseed rape, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC	10	0.69	1.55	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Tomato, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC	9	0.61	1.40	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Barley, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC	10	0.70	1.33	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Barley, root elongation	log EC ₅₀	log eCEC	10	0.83	1.13	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	<i>Enchytraeus albidus</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	4	0.96	1.05	pH: 4.3 – 7.0; Org. C: 1.6 – 5.3%; Clay: 1 – 14%; eCEC: 2 – 10 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.9 – 3.2 g/kg; Co: 1 – 7 mg/kg
Co	<i>Eisenia fetida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	8	0.52	0.65	pH: 4.4 – 7.5; Org. C: 0.8 – 4.5%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	10	0.68	0.98	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Nitrification	log EC ₅₀	log eCEC	9	0.70	1.00	pH: 4.4 – 7.5; Org. C: 0.8 – 4.5%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Substance induced respiration	log EC ₅₀	log eCEC	10	0.67	1.26	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.8 – 5.3%; Clay: 1 – 48%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Co	Plant residue mineralisation	log EC ₂₀	log eCEC	8	0.13	0.53	pH: 4.3 – 7.5; Org. C: 0.9 – 5.3%; Clay: 1 – 39%; eCEC: 2 – 29 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.3 – 22.0 g/kg; Co: 1 – 30 mg/kg
Cu	Tomato, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC	17	0.74	0.96	pH: 3.4 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 88 mg/kg
Cu	Barley, root elongation	log EC ₅₀	log eCEC	18	0.65	0.69	pH: 3.4 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 88 mg/kg
Cu	<i>Eisenia fetida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	14	0.72	0.59	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 7 – 50%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.5 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 70 mg/kg
Cu	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	18	0.61	0.96	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 88 mg/kg
Cu	Nitrification	log EC ₅₀	log eCEC	17	0.64	1.07	pH: 3.4 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 7 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 5 – 88 mg/kg
Cu	Substance induced respiration	log EC ₅₀	log Org. C and log clay	18	0.74	0.73 (log Org. C) 0.60 (log clay)	pH: 3.4 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 88 mg/kg



Metal	Species/process	Dependent variable	Soil property	# soils	Adj R ²	Slope (total)	Range soil properties covered
Cu	Plant residue mineralisation	log EC ₂₀	pH and log eCEC	16	0.67	-0.34 (pH) 0.74 (log eCEC)	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 7 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Cu: 2 – 88 mg/kg
Pb	Plant shoot yield (tomato + barley)	log EC ₅₀	log eCEC	5	0.49	0.55	pH: 4.7 – 7.4; Org. C: 1.0 – 31.0%; Clay: 3 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.2 – 11.7 g/kg; Pb: 15 – 135 mg/kg
Pb	<i>Eisenia fetida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	5	0.95	1.70	pH: 5.2 – 7.4; Org. C: 1.4 – 5.0%; Clay: 3 – 60%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.2 – 16.5 g/kg; Pb: 15 – 135 mg/kg
Pb	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	No significant model available					
Pb	Nitrification	log EC ₅₀	log eCEC	6	0.83	0.95	pH: 4.9 – 7.4; Org. C: 1.0 – 5.0%; Clay: 2 – 60%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.2 – 12.7 g/kg; Pb: 15 – 135 mg/kg
Pb	Substance induced respiration	No significant model available					
Mo	Oilseed rape, shoot yield	log EC ₅₀	pH and log clay	10	0.91	-0.61 (pH) 1.08 (log clay)	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	Red clover, shoot yield	log EC ₅₀	pH and log clay	10	0.78	-0.50 (pH) 0.77 (log clay)	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	Ryegrass, shoot yield	log EC ₅₀	pH and log clay	10	0.81	-0.35 (pH) 0.90 (log clay)	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	Tomato, shoot yield	log EC ₅₀	pH and log clay	10	0.86	-0.45 (pH) 0.93 (log clay)	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	Barley, root elongation	log EC ₅₀	pH and log clay	9	0.80	-0.28 (pH) 0.56 (log clay)	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.8 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	<i>Enchytraeus crypticus</i> , reproduction	log EC ₅₀	log clay	6	0.84	0.72	pH: 5.0 – 7.8; Org. C: 0.9 – 3.6%; Clay: 2 – 31%; eCEC: 4 – 30 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.0 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 1 mg/kg
Mo	<i>Eisenia andrei</i> , reproduction	log EC ₅₀	log clay	10	0.67	0.73	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 15.3 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	Not sufficient reliable EC ₅₀ values (3) for regression analysis					
Mo	Nitrification	log EC ₅₀	log clay	8	0.64	1.17	pH: 4.4 – 7.8; Org. C: 0.6 – 30.7%; Clay: 2 – 59%; eCEC: 4 – 42 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 1.7 g/kg; Mo: <1 – 3 mg/kg
Mo	Substance induced respiration	log EC ₅₀	log clay	4	0.85	0.73	pH: 5.2 – 7.3; Org. C: 0.9 – 2.8%; Clay: 2 – 13%; eCEC: 4 – 14 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 1.0 – 2.2 g/kg; Mo: <1 – 1 mg/kg
Mo	Plant residue mineralisation	Not sufficient reliable EC ₅₀ values (1) for regression analysis					



Metal	Species/process	Dependent variable	Soil property	# soils	Adj R ²	Slope (total)	Range soil properties covered
Ni	Tomato, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC	16	0.64	1.27	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 33%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 53 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Ni	Barley, root elongation	log EC ₅₀	log eCEC	16	0.82	1.12	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 33%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 53 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Ni	<i>Eisenia fetida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	16	0.70	0.95	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 33%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 53 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 81 mg/kg
Ni	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	15	0.68	1.17	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 33%; Clay: 1 – 55%; eCEC: 2 – 53 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Ni	Nitrification	log EC ₅₀	log eCEC	15	0.57	1.00	pH: 4.1 – 7.7; Org. C: 0.3 – 33%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 53 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Ni	Substance induced respiration	log EC ₅₀	log eCEC	13	0.92	1.34	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 4.3%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 35 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Ni	Plant residue mineralisation	log EC ₂₀	log eCEC	12	0.69	1.22	pH: 3.6 – 7.7; Org. C: 0.3 – 13%; Clay: 0.4 – 55%; eCEC: 2 – 35 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.2 – 17.8 g/kg; Ni: 1 – 113 mg/kg
Zn	Wheat, shoot yield	log EC ₅₀	log eCEC and pH	14	0.81	0.11 (pH) 0.88 (log eCEC)	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 7.7 g/kg; Zn: 7 – 191 mg/kg
Zn	<i>Eisenia fetida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	14	0.76	0.80	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 46%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Zn: 7 – 191 mg/kg
Zn	<i>Folsomia candida</i> , reproduction	log EC ₅₀	log eCEC	15	0.84	1.12	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Zn: 7 – 191 mg/kg
Zn	Nitrification	log EC ₅₀	log bg-Zn	13	0.59	0.79	pH: 4.7 – 7.5; Org. C: 0.4 – 23%; Clay: 9 – 51%; eCEC: 5 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Zn: 26 – 191 mg/kg
Zn	Substance induced respiration	log EC ₅₀	log bg-Zn	14	0.40	0.77	pH: 3.0 – 7.5; Org. C: 0.4 – 10%; Clay: 5 – 51%; eCEC: 2 – 36 cmol _e /kg; Fe _{ox} : 0.1 – 16.2 g/kg; Zn: 7 – 155 mg/kg
Zn	Plant residue mineralisation	No significant model available					

Fuente: Threshold calculator for metals in soil. A global tool for terrestrial risk assessment. Arche Consulting. 2020



Metal	Nivel trófico	Especies y punto final a las que se aplica el modelo		Pendiente 1	Parámetro 1	Pendiente 2	Propiedad 2	Pendiente 3	Propiedad 3
Ag	Plantas	Hordeum vulgare	Roots Shoots	0,49	log OC	0,84	log eCEC		
		Lolium perenne	Shoots Shoots weight Survival						
		Sorghum bicolor	Roots						
		Triricum aestivum	Biomass						
		Lactuca sativa	Emergence Shoots weight Shoots length Survival	0,6	log OC	4,06	log pH		
		Lycopersicum esculentum	Biomass Height Weight						
		Phaseolus radiatus	Roots						



Metal	Nivel trófico	Especies y punto final a las que se aplica el modelo		Pendiente 1	Parámetro 1	Pendiente 2	Propiedad 2	Pendiente 3	Propiedad 3
Ag	Invertebrados	Eisenia andrei	Reproduction	1,51	log OC				
		Eisenia fetida	Growth Reproduction						
		Folsomia candida	Reproduction						
		Porcellionides pruinosus	Biomass						
		Eisenia fetida	Survival	1,13	log OC				
		Porcellionides pruinosus	Survival						
Ag	Microorganismos	Native soil dwelling microorganisms	Potential ammoniumoxidation Potential nitrification rate	1,71	log OC	7,62	log pH		
			NO3 prod	1,47	log OC	7,35	log pH	0,65	log Clay

Fuente: Soil screening values for trace elements. Corrections for ageing, leaching and bioavailability. Spreadsheet tool v. 1.0 UK Environment Agency 2017