



Universidad de Oviedo

Tesis Doctoral

**Análisis multicriterio en la cuantificación de
riesgos para la salud humana en suelos
contaminados**

Eduardo Rodríguez-Valdés Rodríguez

Programa de Doctorado en Ingeniería de la Producción, Minero-ambiental
y de Proyectos.

2020



Universidad de Oviedo

Departamento de Explotación y Prospección de Minas

Tesis Doctoral

**Análisis multicriterio en la cuantificación de
riesgos para la salud humana en suelos
contaminados**

Eduardo Rodríguez-Valdés Rodríguez

Directores:

José Luis Rodríguez Gallego, Carlos Sierra Fernández

Programa de Doctorado en Ingeniería de la Producción, Minero-ambiental
y de Proyectos.

2020



RESUMEN DEL CONTENIDO DE TESIS DOCTORAL

1.- Título de la Tesis	
Español/Otro Idioma: Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados	Inglés: Multiple-Criteria Decision Analysis for Human Health Risk Assessment in Polluted Soils
2.- Autor	
Nombre: Eduardo Rodríguez-Valdés Rodríguez	DNI/Pasaporte/NIE: :
Programa de Doctorado: Ingeniería de Producción, Minero-Ambiental y de Proyectos	
Órgano responsable: Universidad de Oviedo, Centro Internacional de Postgrado	

RESUMEN (en español)

La ausencia de una reglamentación básica específica completa en materia de suelos contaminados, y la existencia de diferentes normativas autonómicas, ha provocado desigualdades significativas en las obligaciones de los causantes de la contaminación de suelos en función del ámbito territorial. Además, se ha generado disparidad en los criterios de evaluación y las metodologías de análisis de riesgos entre las diferentes comunidades autónomas, teniendo en cuenta que son mayoría las comunidades en España que ni siquiera tienen un desarrollo autonómico de procedimiento para la gestión y control de los suelos contaminados.

Como consecuencia de lo anterior nace uno de los objetivos de la presente investigación, relativa a la derivación de los Niveles Genéricos de Referencia cuyo trabajo cristaliza en la Resolución de 21 de abril de 2014 de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente por la que se publican los citados niveles para metales y metaloides pesados en suelos del Principado de Asturias. Así, desde esta tesis se ha dado solución a uno de los principales impedimentos que sufría la administración del Principado y que había llevado a esta al bloqueo en materia de suelos contaminados durante más de una década.

El alto grado de discrecionalidad y complejidad técnica hacen del análisis de riesgos un procedimiento con una variabilidad muy alta, cuya validación queda al arbitrio de los técnicos de la administración competente. Este es el último trámite procedimental para la declaración oficial de suelo contaminado y suele ser uno de los factores de



mayor discrepancia entre partes. De esta problemática surge la necesidad de analizar y cuantificar los múltiples criterios susceptibles de aplicarse a la evaluación de riesgos y sus consecuencias e incertidumbres. Para la consecución de lo anterior, entendida no como el desarrollo de una metodología nueva, sino como la manifestación de la sensibilidad de la evaluación a las decisiones del analista, se han utilizado en este trabajo evaluaciones de riesgo reales aún no resueltas por la administración y cuyos resultados pueden ser condicionantes del devenir de los suelos afectados.

conjunto a todo lo anterior, el estudio de la distribución espacial de los contaminantes y de los riesgos asociados puede aportar una información muy valiosa a la administración competente, de modo que esta incorpore este tipo de metodologías en su proceso de trabajo como una herramienta más en su toma de decisiones. La información propuesta a partir de este estudio se incluiría como una capa temática ambiental más que habrá de incluirse junto con el resto de estudios como validación más a la hora de plantear estrategias de desarrollo u otros tipos de ordenación del territorio.

RESUMEN (en Inglés)

The lack of a complete and specific regulation on polluted soils and a very diverse autonomous regulations have caused significant inequalities in the obligations of the stakeholders based on the polluters pays principle. In addition, this lack of regulations has generated disparity in the evaluation criteria and risk analysis methodologies between the different autonomous communities. Notice that the majority of the communities in Spain do not even have an autonomous development procedure for management and monitoring contaminated soils.

As a result of the above, one of the objectives of this investigation, relating to the derivation of Soil Screening Levels crystallizes in the Development, Territorial Planning and Environment Ministry Resolution of 21 April 2014, publishing the abovementioned levels for heavy metals and metalloids in soils of the Principality of Asturias. Therefore, this PhD thesis provides a solution to one of the main problems suffered by the administration and which had led to delays on contaminated soils management for at



least the last decade.

High degree of discretion and technical complexity make risk assessment procedures very variable, and their validation is at the discretion of the administration's technicians. This is the last procedural for the official declaration of sites contaminated soil and is usually one of the factors of greatest discrepancy between parties. From this problem arises the need to analyse and quantify the multiple criteria that can be applied to the risk assessment and its consequences. For the achievement of the above, official risk assessments, which have not yet been resolved by the administration, have been used in this work to evaluate uncertainties. The research carried out must be understood not as the development of a new methodology, but as the manifestation of the sensitivity of the evaluation to the analyst's decisions which can be determining factors for the evolution of the affected soils.

In addition, the study of the spatial distribution of pollutants and the associated risks can provide valuable information to the administration so that it incorporates these kinds of methodologies into their work process as another part of their decision-making system. The information generated in this study could be included as an additional environmental thematic layer to the current sets, and they should be considered for further surveys and validations when proposing development strategies or other types of spatial planning.

**SR. PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN:
MINERÍA, OBRA CIVIL Y MEDIO AMBIENTE Y DIRECCIÓN DE PROYECTOS**

Agradecimientos

La elaboración de esta tesis ha pasado todos y cada uno de esos procesos de los que alguien que ya los ha padecido previamente, trata en buena lid de advertirte. No soy consciente de si existe una excepción a la regla en este caso, desde luego yo no lo soy y el refranero patrio aplica sin paliativos. *Nadie escarmienta en cabeza ajena.*

Echando la vista atrás no hay más que yo pueda hacer que darles las gracias a mis directores, siempre habéis ido un paso por delante con pleno conocimiento de lo que me iba a encontrar a continuación, no yendo yo o actuando en algunos casos, en la dirección correcta. A pesar de todo siempre he encontrado la comprensión, ayuda y consejo que en cada momento necesité. Gracias a ambos.

A **José Luis Rodríguez Gallego**, ya no en calidad de director de esta tesis, sino como jefe y amigo, el empeño ha sido más tuyo que mío y yo me he beneficiado de esa inercia. No hay doctorando que haya contado las ventajas que yo he tenido por lo que esta tesis compensa solo una pequeña parte. He aprendido y crecido mucho a tu lado todos estos años y espero seguir haciéndolo, ya que no podré decir que no tengo un faro al cual seguir. Gracias por todo. Siempre.

Conocí a **Carlos Sierra** hace casi 10 años, su inteligencia puede llegar a abrumar en algunas circunstancias, pero yo me sentía cómodo discutiendo con él de economía y otros avatares de la actualidad. Terminaría siendo uno de mis directores de tesis y aunque sus obligaciones académicas lo han alejado físicamente, siempre ha sido una voz cercana con consejos adecuados. Siento no haber llegado donde esperabas. Gracias por tu comprensión.

Cuando aterricé en el Indurot, podría haberme sentido como un paracaidista que cae sobre campo enemigo, afortunadamente resultó ser el bando aliado y me sentí gratamente arropado por todos los integrantes del instituto. Empezando por sus directores **Miguel Ángel Álvarez**, por abrirme las puertas de tu casa y posteriormente a **Jorge Marquínez** por ayudarme a terminar lo que una vez se enquistó. **A Luján, Laura, Elena, Chema** y el resto del equipo en el día a día. Gracias por todo, por estar pendientes, por brindarme vuestra ayuda.

Dentro de ese bando aliado se encontraba **Arturo Colina**, quiero agradecerle especialmente al él, su paciencia, su mano izquierda, sus ánimos y sus consejos. También por sus ideas, buena parte de ellas han servido darle sentido al capítulo relativo al análisis

espacial. Gracias por tirarme de las orejas, sigue haciéndolo, significará que te sigo importando.

Quisiera agradecer igualmente a mis compañeros del Área de Geoquímica Ambiental, a los que están ahora y a los que ya se han ido. De algunas conversaciones de viernes por la tarde han salido varias ideas que llevar a esta tesis. Gracias a todos, **Carlos, Diego, Nerea, Nora** y el resto de miembros, siempre habéis tenido una mano para mí.

Finalmente, gracias a ti, por todo, tú siempre me comprendiste, me alentaste y me apoyaste cuando los golpes más duros llegaron, nos golpearon a los dos y eso fue muy injusto. Lo siento. Sólo tú sabes bien quien soy.

“...cada ser humano debe quedar franco para henchir su individual e intransferible destino”

-José Ortega y Gasset-

Resumen

La ausencia de una reglamentación básica específica completa en materia de suelos contaminados, y la existencia de diferentes normativas autonómicas, ha provocado desigualdades significativas en las obligaciones de los causantes de la contaminación de suelos en función del ámbito territorial. Además, se ha generado disparidad en los criterios de evaluación y las metodologías de análisis de riesgos entre las diferentes comunidades autónomas, teniendo en cuenta que son mayoría las comunidades en España que ni siquiera tienen un desarrollo autonómico de procedimiento para la gestión y control de los suelos contaminados.

Como consecuencia de lo anterior nace uno de los objetivos de la presente investigación, relativa a la derivación de los Niveles Genéricos de Referencia cuyo trabajo cristaliza en la Resolución de 21 de abril de 2014 de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente por la que se publican los citados niveles para metales y metaloides pesados en suelos del Principado de Asturias. Así, desde esta tesis se ha dado solución a uno de los principales impedimentos que sufría la administración del Principado y que había llevado a esta al bloqueo en materia de suelos contaminados durante más de una década.

El alto grado de discrecionalidad y complejidad técnica hacen del análisis de riesgos un procedimiento con una variabilidad muy alta, cuya validación queda al arbitrio de los técnicos de la administración competente. Este es el último trámite procedimental para la declaración oficial de suelo contaminado y suele ser uno de los factores de mayor discrepancia entre partes. De esta problemática surge la necesidad de analizar y cuantificar los múltiples criterios susceptibles de aplicarse a la evaluación de riesgos y sus consecuencias e incertidumbres. Para la consecución de lo anterior, entendida no como el desarrollo de una metodología nueva, sino como la manifestación de la sensibilidad de la evaluación a las decisiones del analista, se han utilizado en este trabajo evaluaciones de riesgo reales aún no resueltas por la administración y cuyos resultados pueden ser condicionantes del devenir de los suelos afectados.

conjunto a todo lo anterior, el estudio de la distribución espacial de los contaminantes y de los riesgos asociados puede aportar una información muy valiosa a la administración competente, de modo que esta incorpore este tipo de metodologías en su proceso de trabajo como una herramienta más en su toma de decisiones. La información propuesta a partir de este estudio se incluiría como una capa temática ambiental más que habrá de incluirse junto con el resto de estudios como validación más a la hora de plantear estrategias de desarrollo u otros tipos de ordenación del territorio.

Abstract

The lack of a complete and specific regulation on polluted soils and a very diverse autonomous regulations have caused significant inequalities in the obligations of the stakeholders based on the polluters pays principle. In addition, this lack of regulations has generated disparity in the evaluation criteria and risk analysis methodologies between the different autonomous communities. Notice that the majority of the communities in Spain do not even have an autonomous development procedure for management and monitoring contaminated soils.

As a result of the above, one of the objectives of this investigation, relating to the derivation of Soil Screening Levels crystallizes in the Development, Territorial Planning and Environment Ministry Resolution of 21 April 2014, publishing the abovementioned levels for heavy metals and metalloids in soils of the Principality of Asturias. Therefore, this PhD thesis provides a solution to one of the main problems suffered by the administration and which had led to delays on contaminated soils management for at least the last decade.

High degree of discretion and technical complexity make risk assessment procedures very variable, and their validation is at the discretion of the administration's technicians. This is the last procedural for the official declaration of sites contaminated soil and is usually one of the factors of greatest discrepancy between parties. From this problem arises the need to analyse and quantify the multiple criteria that can be applied to the risk assessment and its consequences. For the achievement of the above, official risk

assessments, which have not yet been resolved by the administration, have been used in this work to evaluate uncertainties. The research carried out must be understood not as the development of a new methodology, but as the manifestation of the sensitivity of the evaluation to the analyst's decisions which can be determining factors for the evolution of the affected soils.

In addition, the study of the spatial distribution of pollutants and the associated risks can provide valuable information to the administration so that it incorporates these kinds of methodologies into their work process as another part of their decision-making system. The information generated in this study could be included as an additional environmental thematic layer to the current sets, and they should be considered for further surveys and validations when proposing development strategies or other types of spatial planning.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
I.1. JUSTIFICACIÓN Y MOTIVACIÓN	1
I.2. EL CONCEPTO DE SUELO	8
I.2.1. El suelo desde una perspectiva ambiental y su importancia.	8
I.2.2. El suelo desde una perspectiva jurídica y su importancia.	11
I.2.2.1. Contexto europeo.	11
I.2.2.1.1. Marco legal	11
I.2.2.1.2. Los suelos contaminados: Definición y situación.....	11
I.2.2.2. Contexto nacional.	13
I.2.2.2.1. El ordenamiento jurídico español actual.	14
I.2.2.3. Contexto regional.	16
I.2.2.3.1. La situación actual en el Principado de Asturias.	19
I.3. LOS NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA.	23
I.3.1. Ámbito de aplicación.	24
I.3.1.1. El caso particular de los suelos mineros.....	26
I.4. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE RIESGOS.	28
I.4.1. Perspectiva histórica.	28
I.4.2. Marco actual	31
CAPÍTULO II. OBJETIVOS	35
CAPÍTULO III. METODOLOGÍAS	37
III.1. TOMA DE MUESTRAS Y ANÁLISIS DE LAS MATRICES DE ESTUDIO	37
III.1.1. Toma de muestras	38
III.1.1.1. Muestras de suelo	38
III.1.1.2. Muestras de agua.....	39
III.1.2. Análisis de suelos y aguas	40
III.1.2.1. Análisis muestras de suelo	40
III.1.2.1.1. Análisis multielemental.....	40
III.1.2.1.2. Análisis de la biodisponibilidad mediante extracción secuencial	40
III.1.2.1.3. Especiación de arsénico en As (III) y As (V)	41
III.1.2.1.4. Análisis de contaminantes orgánicos.....	41
III.1.2.1.4.1. Análisis cualitativo de contaminantes orgánicos.....	41
III.1.2.1.4.2. Análisis cuantitativo de contaminantes orgánicos	43
III.1.2.1.5. Caracterización agronómica	44
III.1.2.2. Análisis muestras de agua	45
III.1.2.2.1. Análisis multielemental y especiación de arsénico	45
III.1.2.2.2. Análisis de cationes y aniones mayoritarios	45

III.1.2.2.3.	Análisis de contaminantes orgánicos.....	45
III.2.	CÁLCULO DE NIVELES DE FONDO/GENÉRICOS DE REFERENCIA Y NIVELES DE RIESGO.	46
III.2.1.	Cálculo de niveles de fondo/genéricos de referencia	47
III.2.2.	Cálculo de niveles de riesgo.....	49
III.2.3.	Determinación de niveles de riesgo mediante softwares de apoyo: (Software RBCA. Tool Kit for Chemical Releases y GIS).....	53
CAPÍTULO IV.	DERIVACIÓN DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN EL PRINCIPADO DE ASTURIAS. METODOLOGÍA	59
IV.1.	CÁLCULO DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA LA SALUD HUMANA	59
IV.1.1.	Establecimiento de la línea base en Asturias.....	66
IV.1.2.	Caso particular del Concejo de Langreo	71
IV.1.3.	Comparativa entre los valores de fondo del Principado Asturias y del Concejo de Langreo75	
IV.2.	CÁLCULO DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA EN EL PRINCIPADO ASTURIAS: CRITERIO DE RIESGOS.....	85
IV.2.1.	Desarrollo metodológico	85
IV.2.1.1.	Definición de riesgos máximos admisibles	89
IV.2.1.2.	Tipos de receptores y parámetros de exposición.	89
IV.2.1.3.	Expresiones generales para el cálculo.	95
IV.2.1.3.1.	Expresiones para el riesgo admisible.....	95
IV.2.1.3.2.	Expresiones para el cálculo de la dosis recibida por vía de exposición.	96
IV.2.1.3.3.	Expresiones para el cálculo de los niveles genéricos de referencia	97
IV.2.1.3.3.1.	Uso industrial	97
IV.2.1.3.3.2.	Uso residencial	98
IV.2.1.3.3.3.	Uso recreativo	100
IV.2.1.3.3.4.	Otros usos	100
IV.2.1.3.4.	Consideraciones generales de cálculo y expresión de los resultados	100
IV.2.2.	Resultados Niveles Genéricos Referencia. Criterio de Riesgos.....	103
IV.2.2.1.	Uso industrial.....	103
IV.2.2.2.	Uso recreativo.....	105
IV.2.2.3.	Uso residencial.....	107
IV.2.2.4.	Otros usos	109
IV.2.2.5.	Resultados de los valores mediante metodología de riesgos.....	111
IV.2.3.	Propuesta de Niveles Genéricos de Referencia para el Principado de Asturias	114
IV.3.	APLICACIÓN METODOLOGÍA HÍBRIDA AL CASO DE LANGREO	115
IV.3.1.	Propuesta de Niveles Genéricos de Referencia para el Concejo de Langreo.	116
IV.3.2.	Comparativa NGR Principado Asturias y Concejo de Langreo	117
IV.4.	DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	118
CAPÍTULO V.	EVALUACIÓN DE LA INCERTIUMBRE EN LA CUANTIFICACIÓN DE RIESGOS A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.....	123

V.1.	EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE.....	123
V.2.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.....	125
V.3.	APLICACIÓN A CASOS PARTICULARES.....	126
V.3.1.	Industria activa afectada principalmente por contaminantes inorgánicos	127
V.3.1.1.	Resultados de la cuantificación de riesgos.....	132
V.3.1.2.	Análisis de la incertidumbre	133
V.3.1.2.1.	Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y a concentraciones representativas de los contaminantes	133
V.3.1.2.2.	Incertidumbre asociada a la toxicidad.....	140
V.3.1.2.3.	Incertidumbre asociada a los escenarios.....	141
V.3.1.2.4.	Incertidumbre asociada a la exposición	142
V.3.1.3.	Análisis de sensibilidad.....	144
V.3.1.3.1.	Análisis de las variables asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes.....	144
V.3.1.4.	Conclusiones del análisis de sensibilidad	157
V.3.2.	INDUSTRIA ACTIVA AFECTADA POR CONTAMINANTES ORGÁNICOS	161
V.3.2.1.	Resultados de la Cuantificación de Riesgos.....	165
V.3.2.2.	Análisis de la incertidumbre	167
V.3.2.2.1.	Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes	167
V.3.2.2.2.	Incertidumbre asociada a la toxicidad.....	170
V.3.2.2.3.	Incertidumbre asociada a los escenarios.....	171
V.3.2.2.4.	Incertidumbre asociada a la exposición	172
V.3.2.3.	Análisis de sensibilidad.....	177
V.3.2.3.1.	Análisis de las variables asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes.....	177
V.3.2.3.2.	Análisis de las variables asociada a la exposición	178
V.3.2.4.	Conclusiones análisis de sensibilidad	190
V.3.3.	INDUSTRIA ABANDONADA AFECTADA POR CONTAMINACIÓN ORGÁNICA E INORGÁNICA 192	
V.3.3.1.	Resultados de la cuantificación de riesgos.....	198
V.3.3.2.	Análisis de la incertidumbre	198
V.3.3.2.1.	Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes	199
V.3.3.2.2.	Incertidumbre asociada a la toxicidad.....	204
V.3.3.2.3.	Incertidumbre asociada a los escenarios.....	205
V.3.3.2.4.	Incertidumbre asociada a la exposición	206
V.3.3.3.	Análisis de sensibilidad.....	207
V.3.3.3.1.	Análisis de las variables asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes.....	207
V.3.3.3.2.	Análisis de las variables asociada a la exposición	213
V.3.3.4.	Conclusiones análisis de sensibilidad	220

CAPÍTULO VI. ANÁLISIS ESPACIAL DEL RIESGO Y DISTRIBUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES.....	223
VI.1. GENERACIÓN DE RÁSTER DE CONTAMINACIÓN Y ÁREAS DE AFECCIÓN	227
VI.2. DERIVACIÓN DE RÁSTER DE RIESGO	230
VI.3. APLICACIÓN A CASOS PARTICULARES.....	236
VI.3.1. Contaminación difusa en un entorno periurbano	236
VI.3.1.1. Antecedentes	236
VI.3.1.2. Generación de ráster de contaminación y áreas de afección.....	240
VI.3.1.3. Derivación de ráster de riesgo.....	245
VI.3.1.3.1. Otros usos	245
VI.3.1.3.2. Uso residencial.....	251
VI.3.1.3.3. Uso recreativo	254
VI.3.1.4. Conclusiones	259
VI.3.2. Contaminación difusa en un municipio del Principado de Asturias	261
VI.3.2.1. Antecedentes	261
VI.3.2.2. GENERACIÓN DE RÁSTER DE CONTAMINACIÓN Y ÁREAS DE AFECCIÓN	261
VI.3.2.3. Derivación de ráster de riesgo	268
VI.3.2.3.1. Otros usos	268
VI.3.2.3.2. Uso residencial.....	273
VI.3.2.3.3. Uso recreativo	277
VI.3.2.4. Conclusiones	281
CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES.....	283
VII.1. Conclusiones generales	283
VII.2. Revisión y desarrollo de una metodología destinada a la derivación de Niveles de Genéricos de Referencia para la salud humana	285
VII.3. Evaluación de incertidumbre y análisis de sensibilidad de los análisis cuantitativos de riesgos realizados con las técnicas convencionales	287
VII.4. Incorporación al Análisis Cuantitativo de Riesgos de técnicas de análisis espacial de la distribución de contaminantes mediante Sistemas de Información Geográfica,	289
CAPÍTULO VIII. REFERENCIAS	291
ÍNDICE DE FIGURAS	301
ÍNDICE DE TABLAS	307
ANEXOS	313

LISTA DE ACRÓNIMOS

- ACR.: Análisis Cuantitativo de Riesgos
- ASTM.: American Society for Testing and Materials
- BTEX.: Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno
- CAS-RN.: Chemical Abstracts Service – Registry Number
- CDI.: Compuesto de Interés, Compuesto de Interés
- CNAE.: Clasificación Nacional de Actividades Económicas
- EEA.: Agencia Europea de Medioambiente
- EPA.: Agencia Americana de Medioambiente
- GBA.: Línea Base Geoquímica para Asturias
- GBL.: *Línea Base Geoquímica para Langreo*
- GC/MS.: Cromatografía de Gases-Espectrometría de Masas
- GC.: cromatografía de gases
- GIS.: Sistemas de Información Geográfica
- HDPE.: Polietileno de alta densidad
- HI.: Índice de Riesgo
- HPLC.: *Cromatografía líquida*
- HPLC-ICP-MS.: Cromatografía Líquida asociada a Espectrómetro de Masas con fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo
- HQ.: Cociente de Riesgo
- HS-GC-MS.: Cromatografía de gases con espacio en cabeza ligada a espectrómetro de masas
- ICCAB.: Informe de Caracterización de Analítica Básica
- ICCAD.: Informe Complementario de Caracterización Analítica Detallada
- ICP-AES.: Inductively coupled plasma - optical emission spectrometry
- ICP-MS.: Plasma de Acoplamiento Inductivo con espectrómetro de masas
- IDA.: Dilución isotópica
- IDA-ICP-MS.: Análisis de Dilución Isotópica con Espectrómetro de Masas con fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo
- Indurot.: Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio
- IPS.: Informe Preliminar de Situación
- IRIS. Sistema Integrado de Información de Riesgos
- LR.: Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos
- LRSC.: Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados

LTI: Laboratorio de Técnicas Instrumentales

NAF: Factor de Atenuación Natural

NAS: La academia nacional de ciencia

NGR: Niveles Genéricos de Referencia

NRC: Centro Nacional de Investigación

PAHs: Hidrocarburos aromáticos policíclicos

PDE: Punto de exposición, Punto de exposición

RAIS: Risk Assessment Information System

RBA: Relative bioavailability

RBCA: Acciones Correctivas Basadas en Riesgos

RBSSL: Risk Based Soil Screen Level

RD: Real Decreto 9/2005 de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo

RfD: Dosis de referencia

RME: Individuo razonablemente más expuesto

SCT: Servicios Científico Técnicos

SF: Slope Factor - Factor de pendiente

SSL: Soil Screening Level

TPH: Hidrocarburos Totales de Petróleo

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

I.1. JUSTIFICACIÓN Y MOTIVACIÓN

El desarrollo industrial ocurrido a lo largo del siglo pasado ha llevado aparejada una creciente preocupación por el medio ambiente que cristaliza en forma de regulación para la protección del mismo impulsada por la Unión Europea. El objeto de la legislación general no tuvo en un principio como principal preocupación la protección del suelo y, por tanto, las trasposiciones al marco normativo nacional de las directivas europeas, se centraron hasta prácticamente el inicio del siglo XXI en otros compartimentos ambientales como el agua o la atmósfera.

Sin embargo, es indudable a día de hoy la consideración del suelo como un bien de inestimable valor que funciona como nexo de unión entre biosfera, hidrosfera y atmósfera. De hecho, la propuesta de Directiva Marco para la protección del suelo en 2006, surgió de la necesidad de dar protección al suelo entendiéndolo como un bien natural. El problema aparece a la hora de desarrollar un ordenamiento jurídico a tal efecto, lo que probablemente radique en la particularidad de este recurso respecto al resto, por ser este el único apropiable.

En España la primera regulación a nivel estatal específica surge con la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos (en adelante LR) que introdujo las bases del régimen jurídico de los suelos contaminados en España en su capítulo V. Esta ley es anterior a una directiva europea a tal fin, no siendo además específica, ya que trata los suelos contaminados en la sectorial de residuos. Se desprende de esta que los fenómenos de contaminación de un suelo, y por extensión aquellos que pueden comprometer la salud y la calidad de este, se deben exclusivamente a procesos de degradación asociados a vertidos de productos químicos y a la mala gestión de residuos procedentes de actividades industriales catalogadas como potencialmente contaminantes.

Es por tanto, que esta investigación en lo relativo a los procesos degradadores del suelo, se centrará en exclusiva en aquellos de origen químico sin perjuicio de que se establezcan las bases para abordar los cambios que se puedan derivar por la

promulgación de la esperada Directiva Marco para la protección del suelo, que en su propuesta obviamente contemplaba otro tipo de procesos degradativos (físicos, biológicos, procesos erosivos, etc.).

En la LR, además, se introduce por primera vez el concepto de riesgo, conminando la recuperación de aquellos suelos contaminados que supongan un riesgo inaceptable para la salud humana y el medioambiente. Aun así, el desarrollo normativo no se realizó hasta el año 2005 con el Real Decreto 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. Ese retraso de casi 7 años supuso una paralización efectiva de los expedientes incoados a raíz de la LR, favoreciendo la aparición de regulación autonómica al respecto, tratando de cubrir el vacío generado tanto por la falta de una norma básica inicialmente como por el mencionado retraso en su desarrollo.

Años después, dadas las divergencias entre las normativas autonómicas tanto anteriores como posteriores al RD 9/2005, y debido a la sustitución del anterior régimen jurídico comunitario de residuos y a la promulgación de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo, se lleva a efecto la transposición de esta directiva a través de la Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (en adelante LRSC) que sustituye a la anteriormente vigente LR. Si bien no introduce cambios sustantivos respecto a la ley anterior, el hecho de segregar los suelos contaminados de los residuos ya desde el título, orienta las pretensiones de converger hacia una ley básica de suelos contaminados, fuera del ordenamiento sectorial de residuos que responda a la obligada transposición de una futura Directiva de protección del suelo.

Con todo esto, la falta de una reglamentación básica específica en materia de suelos contaminados y las diferentes normativas autonómicas, ha provocado descompensaciones significativas en términos de las obligaciones del actor (propietario o poseedor de un suelo potencialmente contaminado) en función del ámbito territorial en el que se encuentre. De esta manera, nos encontramos con legislación autonómica de diversa índole y rango como pueden ser los últimos ejemplos publicados a estos efectos: el Decreto 18/2015 de 27 de enero (BOJA 38, 2015), por el que se aprueba el

reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados en la Comunidad Autónoma de Andalucía, desarrollando normativamente varias leyes autonómicas afines; o la normativa con rango de ley, Ley 4/2015 de 25 de junio, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco que actualiza la anterior Ley 1/2005 de 4 de febrero; o directamente la ausencia de normativa (salvo niveles genéricos de referencia) que se da en lugares como Asturias o Cantabria.

Por otro lado, en las administraciones autonómicas más avanzadas en la materia, es frecuente la elaboración de documentación eminentemente técnica como apoyo a los reglamentos normativos promulgados. Este tipo de documentos entendidos como *soft law*, componen una serie de herramientas legales que, pese a no ser obligado cumplimiento, influyen de manera notable en el sistema legislativo teniendo efectos en la práctica jurídica. Véase el ejemplo práctico de la guía metodológica de la Comunidad Autónoma de Andalucía, CMAOT (2018)¹. La emisión de este documento supone la publicación de una normativa de uso exclusivamente recomendado y, por tanto, de obligado cumplimiento pero que anima a llevar a cabo las prácticas en él recogidas por considerarse deseables por el órgano competente, dirigiéndose a aquellas personas que están obligadas a cumplir con el derecho imperativo que imponen las distintas normas en materia de suelos contaminados.

En todo este contexto, la decisión última de si un suelo está o no contaminando y en su caso de llevar a término la declaración oficial del mismo, pivota fundamentalmente sobre el preceptivo análisis cuantitativo de riesgos recogido en el ordenamiento jurídico estatal, cuyo resultado determina si un suelo puede suponer un riesgo inadmisibles para la salud humana. Es por tanto un instrumento capital en el procedimiento de gestión de los suelos contaminados como herramienta última en el proceso para acotar la contaminación y definir las acciones de remediación a ejecutar y, en su caso, la de gestión del riesgo a desarrollar. Esta fase de procedimiento se engloba dentro de las competencias ejecutivas de las comunidades autónomas, encargadas de evaluar los riesgos para la salud y el medio ambiente. Es en esta fase en la que se produce un desequilibrio ya que la evaluación de los riesgos se produce conforme a criterios

¹ Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados. Rev.0. Enero-2017. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT). Junta de Andalucía.

especificados, en su caso, por cada comunidad autónoma que, en garantía de sus atribuciones en términos de competencias legislativas, así lo haya establecido en el desarrollo de la norma.

Existe, por tanto, una disparidad en los criterios de evaluación y las metodologías de análisis de riesgos entre las diferentes comunidades autónomas, máxime cuando son mayoría las comunidades de nuestro país que ni siquiera tienen un desarrollo autonómico de procedimiento para la gestión y control de los suelos contaminados. Esta situación puede derivar en una vulneración de la protección para la salud humana de los individuos en función del ámbito territorial en el que se encuentren. A modo de agravio comparativo, pueden existir diferencias entre comunidades con desarrollo normativo, en función del grado de protección exigible, y por otro entre las comunidades autónomas que ni siquiera tienen legislación publicada y está al arbitrio de los técnicos de la administración el establecimiento de los estándares con los que dicha comunidad opera en términos de análisis de riesgos para la salud humana.

Este último caso es el de la Comunidad Autónoma del Principado de Asturias que carece de un desarrollo normativo de procedimiento y gestión de los suelos contaminados, así como de guías metodológicas o normativa (*soft law*) recomendatoria para la evaluación de las distintas fases del procedimiento de declaración de suelos contaminados. La falta de este desarrollo normativo, unido al importante pasado industrial de esta comunidad configuran un binomio pernicioso que resulta en una parálisis administrativa que mantiene a los emplazamientos inventariados como suelos potencialmente contaminados desde el año 2001, sin que en el tiempo de la escritura de esta tesis se haya producido aún declaración oficial alguna de suelo contaminado por parte del órgano competente, con la única excepción de un emplazamiento de los doce inventariados.

Un primer impás se produce entre los años 2001 y 2008 que es tiempo que transcurre entre que la comunidad, en respuesta al mandato de la LR de 1998 finaliza la elaboración del inventario de suelos contaminados del Principado de Asturias, y la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural incoa expediente 8/026-R de declaración de suelos contaminados en virtud de lo dispuesto en la mencionada LR 10/1998 y el RD 9/2005 de

suelos contaminados. Una vez iniciado el expediente y habiéndose dado traslado a las partes la administración se arroga incapaz de resolver entre otros motivos por la dificultad técnica para la definición de los niveles genéricos de referencia para la salud humana para metales pesados en suelos en el Principado de Asturias y por tanto la imposibilidad de establecer un marco de referencia al que aplicar el artículo 6 del RD 9/2005.

De todo lo anterior nace la **primera motivación** de la presente investigación, que se sustanciará en el capítulo relativo a la derivación de los Niveles Genéricos de Referencia (capítulo III). Dicho trabajo se plasmó en la Resolución de 21 de abril de 2014 de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente por la que se publican los Niveles Genéricos de Referencia (en adelante NGR) para metales pesados en suelos del Principado de Asturias (BOPA, 2014). Se da así solución a uno de los principales impedimentos que sufría la administración del Principado y que había llevado a ésta al bloqueo en materia de suelos contaminados de más de una década.

Administrativamente, la imposibilidad de concluir los expedientes abiertos en una declaración oficial de suelos contaminados, fue debida, por un lado, a la carencia de NGR en el Principado de Asturias y por otro por entender dicho procedimiento como caducado. Se solventa entonces a través de resolución de 25 de abril de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación de Territorio y Medio Ambiente, en la que se declara la caducidad del procedimiento de suelos contaminados iniciado el 25 de enero de 2008 desde la Consejería de Medio Ambiente y Medio Rural. Posteriormente a declarar caducado el mencionado procedimiento y viendo que persistía la obligación y la necesidad de que las Comunidades Autónomas declarasen y delimitasen los suelos contaminados en sus respectivos territorios, amparadas en este caso en el Título V de la LRSC, se incoan expedientes administrativos para la declaración, si procede, de suelos contaminados (Exptes. 2014/1-SC al 2014/11-SC). A fecha de escritura de esta investigación el Principado de Asturias no ha llevado a término ninguno de los expedientes de este segundo procedimiento, a pesar de que ya no subsiste la imposibilidad de aplicación del Anexo IV del RD 9/2005, por el que se establecen los criterios para la identificación de suelos que requieren valoración de riesgos. Es decir, en el contexto regional asturiano ya es posible establecer una comparación cuantitativa

entre las concentraciones presentes en el emplazamiento de estudios y los NGR publicados. Por tanto, entenderemos que la inacción de la Administración del Principado desde dicha publicación hasta el presente, se debe a otras circunstancias, en este caso inherentes a la propia Administración y sus capacidades. En este sentido, al no haberse llevado a cabo el desarrollo normativo del RD 9/2005 no se han establecido procedimientos propios para la gestión y control de los suelos contaminados, lo que se ha traducido en un incremento insostenible de la discrecionalidad administrativa.

En derecho, el acto administrativo discrecional se diferencia del acto reglado, porque mientras este último se refiere a la simple ejecución de la ley, aquel alude a los casos en los que existe cierto margen de libertad para realizar una comprensión y posterior aplicación de la norma (Navarro, M. G., 2012). En el ámbito de los suelos contaminados, la administración regional es el órgano competente en la materia y, por tanto, habiendo o no un desarrollo normativo del reglamento estatal, es la que posee las facultades para incoar un expediente, establecer declaración formal de suelo contaminado, entre otras muchas, en virtud de lo establecido tanto en el RD 9/2005 como en la ley 22/2011. Estas facultades se van a ejercitar en base a conceptos técnicos que poco tienen que ver con el ámbito jurídico (riesgo inaceptable, concentraciones representativas, afección difusa, etc...) por lo que se hace necesaria una administración con un elevado nivel de especialización, capaz de solucionar la problemática y los conflictos surgidos de los suelos contaminados. Si bien esta discrecionalidad provoca un cierto desamparo a la administración en el control posterior, puede ser el punto de encuentro con causantes (de la contaminación), propietarios y poseedores para la búsqueda de una solución satisfactoria en la remediación del emplazamiento. En definitiva, se trataría de plantear una discrecionalidad administrativa entendida como medio de concertación permanente y búsqueda común de soluciones técnica y económicamente viables y no como respuesta punitiva a modo de sanción administrativa. Es la confluencia de un alto grado de discrecionalidad de la materia, entendida en los términos anteriores, y una capacidad técnica muy limitada de la administración lo que produce una disrupción en el sistema, abocando a todos los impulsos administrativos a languidecer a través de sus ciclos legislativos.

De la conjunción anterior deriva la **segunda motivación** de la presente investigación, soporte del título y dando desarrollo a los capítulos IV y V. Motivación entendida como refrendo de la etiqueta “discrecional” de la disciplina y por tanto necesaria de una Administración capaz y suficiente. Siendo condición indispensable, y último trámite procedimental para la declaración oficial de suelo contaminado, la evaluación de riesgos y su resultado (admisibilidad o inadmisibilidad de los riesgos) este suele ser uno de los factores de mayor discrepancia entre partes. El alto grado de discrecionalidad y complejidad técnica hacen del análisis de riesgos un procedimiento con una variabilidad muy alta, cuya validación queda al arbitrio de un gestor que puede tener o no la capacidad para llevarla a cabo. Así, el trabajo de los últimos años, fundamentalmente en el Principado de Asturias, y las particularidades de su gestión y administración en la materia, motivaron la necesidad de analizar y cuantificar los múltiples criterios susceptibles de aplicarse a la evaluación de riesgos y sus consecuencias, ya que de ello depende la declaración de suelo contaminado y los efectos jurídicos que de ella se derivan. Sin embargo, no es pretensión de esta investigación el desarrollo de una estrategia o metodología que mejore el análisis de riesgos para cada tipología de emplazamiento, sino poner de manifiesto la sensibilidad de la evaluación a las decisiones discrecionales que el analista ha de tomar en el desarrollo del análisis. Para su consecución se han utilizado evaluaciones de riesgo reales pertenecientes a expedientes que la administración ha resuelto o tiene aún por resolver y por tanto sus resultados han tenido o tendrán en su caso una importancia capital en el futuro del suelo al que se refieran.

Concretamente se pretende evaluar mediante un análisis de sensibilidad en los análisis de riesgos escogidos la influencia que tienen sobre el resultado del riesgo total, variables tan diferentes como las concentraciones representativas, volumen de suelo afectado o extensión de la pluma de contaminación, entre otras.

Por otro lado, los resultados cuantitativos de los riesgos obtenidos en los correspondientes análisis se pretenden trasladar a formato ráster (continuo) de tal manera que sea posible generar un mapa de riesgos derivado de su cuantificación. En este caso la precisión del mapa depende del tamaño de pixel o unidad mínima de superficie en la que se haya cuantificado el riesgo.

Estas dos temáticas referidas en los párrafos anteriores (análisis de sensibilidad y mapas de riesgos), junto a la ya descrita de la obtención de los niveles genéricos de referencia constituyen el núcleo de esta tesis doctoral.

I.2. EL CONCEPTO DE SUELO

I.2.1. El suelo desde una perspectiva ambiental y su importancia.

El estudio del suelo como un recurso natural en la superficie de la tierra, ha estado tradicionalmente ligado a las actividades humanas dirigidas al aprovechamiento de su potencial productivo y por tanto influenciado por la percepción histórica y las necesidades agronómicas de cada momento. Las distintas ramas de estudio de la ciencia del suelo, como la pedología (formación, química, morfología y clasificación del suelo) y la edafología (influencia del suelo sobre los organismos, especialmente las plantas), se utilizan como sinónimo de ciencia del suelo aun cuando cada una de ellas vela por sus propios intereses.

Parece lógico que con dichos intereses contrapuestos resulte complicado encontrar un consenso para una única definición de suelo así, de la acepción más tradicional recogida por autores del siglo XIX y principios del siglo XX, *“El suelo es un cuerpo natural de componentes minerales y orgánicos diferenciados en horizontes generalmente no consolidados, de profundidad variable que difiere entre ellos y del material parental subyacente en la morfología, maquiillaje físico, propiedades químicas y composición y características biológicas.”* (Simonson, R. W., 1968)

Las distintas acepciones que se han ido sucediendo presentan la idea de suelo como un elemento dinámico en constante cambio influenciado por agentes externos: *“conjunto de unidades naturales que ocupan las partes de la superficie terrestre que soportan las plantas, y cuyas propiedades se deben a los efectos combinados del clima y de la materia viva sobre la roca madre, en un periodo de tiempo y en un relieve determinado”* (USDA, 1951).

Así, hasta las consideraciones actuales en el que el suelo es un sistema vivo y dinámico, en el que se suceden procesos de respiración (desprendimiento de CO₂), asimilación (fijación de carbono y nitrógeno), desasimilación (transformación de la materia orgánica) y degradación.

Los principales componentes del suelo son las partículas minerales, el residuo orgánico, los sistemas biológicos, el agua y los gases. Todos ellos influyen en el “metabolismo” del suelo que se puede definir como conjunto de procesos químicos derivados del desarrollo microbiano del mismo. Los factores formadores del suelo, litología, topografía, climatología y seres vivos interaccionan junto con otro de los factores formadores que es el tiempo, y de esta forma se genera nuevo suelo.

En consecuencia, toda vez se ha señalado la relevancia y las particularidades ambientales de los suelos, es necesario ahondar en los elementos capaces de constituir un daño ecológico sobre el mismo. Los suelos se degradan por actividades muy diversas tales como la industria, la agricultura, el desarrollo urbanístico o el turismo. Desgraciadamente la capacidad de renovación del suelo se perfila como uno de los principales problemas debido que esta requiere de tiempos fuera de la escala humana. Debido a esto se considera que el suelo es un bien no renovable (EEA, 2016), por lo que resulta imperativo proteger dicho bien. No obstante, no ha sido hasta hace relativamente pocos años cuando se ha tomado conciencia de la situación, probablemente debido al coste económico que tiene la pérdida productividad del suelo fundamentalmente.

Cada vez con mayor intensidad, se traslada la importancia del concepto de *calidad del suelo* que abarca un espectro más amplio de lo que hasta ahora se consideraba, haciendo hincapié en las múltiples funciones del suelo y en que se ha salvaguardar la calidad de todas ellas. Por tanto, queda en manos del legislador y de las Administraciones Públicas arbitrar mecanismos que impongan la restauración de los suelos ya degradados y por otro lado prevengan una degradación futura, siendo siempre más sensata una política de prevención que de remediación posterior.

Ahondando en la filosofía de prevención, los costes de remediación se entenderán como la suma de varias partidas, no únicamente la asociada a la implementación de la tecnología de recuperación sino considerando como uno de los costes indirectos más elevados los relacionados con el tiempo que el suelo necesita para su restauración. Los procesos de formación, generación o recuperación de un suelo son procesos muy lentos en cambio los fenómenos de degradación tienen una cinética bien distinta, siendo esta muy rápida.

Martín, R., (1991) define como la degradación del suelo como: "...proceso determinado por causas naturales o antrópicas que, en virtud de factores aislados o combinados, perjudica sus características físicas, químicas o biológicas, con trascendencia en su capacidad productiva".

Los procesos de degradación del suelo pueden ser de varios tipos, normalmente se agrupan en cuatro grupos distintos, a saber, degradación química, degradación física, degradación biológica y erosión hídrica o eólica. En esta investigación nos centraremos en los procesos de degradación química por entenderse ésta asociada a vertidos de productos químicos y residuos procedentes de actividades industriales catalogadas como potencialmente contaminantes, es decir es una degradación por causas antrópicas derivada de procesos industriales. Como consecuencia de este tipo de degradación se produce la existencia de un agente o conjunto de agentes que provocan una perturbación en el medio sucediéndose procesos que disminuyen la capacidad potencial del suelo para producir bienes. Por consiguiente, hemos llegado a articular, mediante la explicación conceptual del proceso degradativo en cuestión, a una de las muchas definiciones admitidas para el concepto de contaminación de suelos.

La contaminación de un suelo se trata por tanto de un incremento en la concentración de sustancias químicas de origen antrópico, derivadas de un proceso industrial y que son perjudiciales para la salud (tóxicas o cancerígenas) o que aun no siéndolo individualmente, se encuentran en unas concentraciones y/o asociaciones tales que han devenido en esa capacidad. Así, aunque en general los suelos poseen una amplia capacidad amortiguadora frente a una determinada presión, cuando esta capacidad es superada nos encontraríamos frente a un problema de contaminación (siempre que el origen de los contaminantes sea antrópico).

La contaminación de los suelos debida la presencia de sustancias orgánicas o inorgánicas, puede ser proveniente de grandes áreas o instalaciones industriales (emisiones principalmente, también del transporte) conocida como contaminación difusa, o de fuentes concretas (derrames, vertidos, almacenamiento de residuos, etc.) conocida como *contaminación puntual*. Estas fuentes de contaminación por ser generadoras del perjuicio ambiental se tratarán a lo largo del documento como *focos puntuales* o *focos difusos*.

A continuación, será necesario una vez presentado el concepto de suelo desde un punto de vista ambiental, el análisis del suelo desde un punto de vista jurídico y acotar el concepto legal de suelo contaminado.

I.2.2. El suelo desde una perspectiva jurídica y su importancia.

I.2.2.1. Contexto europeo.

I.2.2.1.1. Marco legal

Como ya se describió en el apartado anterior, en septiembre de 2006 se presenta la propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE, la cual dedica el Capítulo III, precisamente a la contaminación del suelo. Posteriormente en febrero de 2012 la Comisión Europea publicó un informe sobre el proceso de implementación de la misma y otras actividades relacionadas. (COM (2012) 46)² El informe muestra una aproximación general a las acciones emprendidas por la Comisión para avanzar en los cuatro pilares de la estrategia; es decir, sensibilización, investigación, integración y legislación. En lo que se refiere a aspectos de tipo técnico, el informe presentaba las tendencias de degradación de suelos tanto en Europa como a nivel mundial, así como los retos próximos en el ámbito de la protección del suelo. No obstante, lo más importante que se subrayaba es que, ya en marzo de 2010, una minoría de estados miembros de la UE bloqueó el avance de la directiva y aunque se invitaba al Parlamento Europeo, a la Comisión y al Comité de las Regiones a que remitieran sus propuestas para facilitar la protección de los suelos y su uso sostenible, la propuesta de directiva sería definitivamente retirada en mayo de 2014.

I.2.2.1.2. Los suelos contaminados: Definición y situación

La difunta propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo explicitaba lo que denominaba como *terrenos contaminados*, lo que en analogía a nuestro ordenamiento jurídico serían los *suelos contaminados*. Así, definía a estos como “los suelos en los que haya una presencia confirmada, provocada por el hombre, de

² Informe de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Aplicación de la Estrategia Temática para la Protección del Suelo y actividades en curso. Bruselas, 13.2.2012, COM (2012) 46 final.

sustancias peligrosas a un nivel que cree un riesgo significativo para la salud humana o el medioambiente”, siendo necesaria la elaboración de inventario de este tipo de suelos por parte de los estados miembros.

Otro matiz relevante que acabará permeando en nuestro ordenamiento es el referente al *suelo no excavado* (art 2.1.b) de la Directiva marco de residuos 2008/98/CE, en el que excluye de su ámbito de aplicación los suelos contaminados que no estén excavados. Se entiende por tanto que todo bien inmueble, no así los bienes muebles (suelos excavados) no tendrán la consideración de residuos y, por tanto, les será de aplicación otra norma.

La situación de estos suelos contaminados en Europa es difícil de cuantificar a nivel local, ya que muchos Estados miembros carecen de inventarios exhaustivos, aunque las directrices existentes prevén su establecimiento. Así, en 2006, Agencia Europea de Medioambiente (EEA por sus siglas en inglés) calculó que en la UE había un total de tres millones de lugares potencialmente contaminados, 250 000 de los cuales lo estaban efectivamente. Se están tomando medidas de rehabilitación, aunque con grandes variaciones entre los Estados miembros, dependiendo de que hayan promulgado o no legislación en la materia. En el orden económico, se ha calculado que, en 2004, la facturación del sector de la rehabilitación del suelo en la EU-27 (Europa - 27 estados miembro) ascendió a 5200 millones de euros, el 21,6 % de los cuales correspondió a Alemania, el 20,5 % a los Países Bajos, y el 5,9 % a Francia y también al Reino Unido, en otra orden de medida destacan las 128 000 ha de Alemania, las 39 600 ha del Reino Unido o las 20 000 ha de Francia. Particularmente, en el caso de Alemania la absorción de la antigua industria de la RDA a principios de los 90 ha generado enormes gastos en recuperación ambiental. Paralelamente en los EE.UU. desde los años 80, el programa *Superfund* de la Agencia Americana de Medioambiente (EPA por sus siglas en inglés) ha identificado y organizado la descontaminación de cientos de *Brownfields* (antiguos terrenos industriales abandonados), muchos de ellos asociados industria instalaciones militares.

En definitiva, la situación en cada país de la UE es diferente y el esfuerzo por acometer políticas integradoras y facilitar criterios comunes no ha sido de momento suficiente. Así, países con tecnología muy avanzada en este campo son Bélgica, Holanda y

Dinamarca; mientras que los que más activos a nivel de comunicación y estrategias sostenibles son los británicos. Por el contrario, los países más al Sur tienen déficits muy importantes en esta materia.

I.2.2.2. Contexto nacional.

Los primeros pasos de acercamiento a la realidad del problema generado por los suelos contaminados en España surgen de la incorporación a la Comunidad Europea por lo que ha sido necesario hacer un breve repaso por su legislación ya que, como consecuencia de ello, nuestro ordenamiento jurídico bebe directamente de las mencionadas directivas mediante trasposición obligada muchas de esas disposiciones.

Fruto de esa adhesión comunitaria surge en 1989 el primer Plan Nacional de Residuos Industriales, el cual dedicó uno de sus Programas (el número 6) al “Control y Recuperación de Zonas Afectadas por Vertidos de Residuos Tóxicos y Peligrosos”. Como extensión de estas líneas de actuación, durante los años 1992 y 1993 se efectuó la elaboración de la primera fase del Inventario Nacional de Suelos Contaminados, el cual constituyó la primera aproximación al tema a nivel estatal.

Los resultados de estos trabajos dieron lugar a la aprobación, en febrero de 1995, del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados, el cual reflejaba un diagnóstico de la situación y establecía una serie de objetivos y líneas de actuación encaminadas a alcanzar un grado óptimo de eficacia en la protección del suelo, como objetivo ambiental prioritario.

A lo largo de los años 1994 y 1995 se estableció la ejecución de la segunda fase del inventario nacional, la filosofía de este trabajo fue la misma que en la etapa anterior, limitándose el número de nuevos emplazamientos caracterizados al 50 % de aquella. Así, se realizó entre 1995 y 2005 en cada Comunidad Autónoma el denominado “Inventario de suelos contaminados” en el que se identificaron en total algo más de 4.500 terrenos contaminados, cifra que debe considerarse como meramente orientativa debido a la metodología seguida.

Pese a esto y a los avances en otros países, no es hasta la Ley 10/1998 de 22 de abril, de Residuos, que transpuso la Directiva de Residuos (Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975 de Residuos, modificada por la Directiva 91/156/CEE, del Consejo de

18 de marzo), estableció por primera vez en la legislación española las bases del régimen jurídico de los suelos contaminados en los artículos 27 y 28. En esta LR se encomendó establecer las actividades potencialmente contaminantes del suelo, así como los criterios y estándares que se debieran tener en cuenta para declarar un suelo como contaminado. Esta ley supuso un primer paso, pero apenas tuvo efectos hasta 2005, momento en el que se publica su desarrollo mediante el Real Decreto 9/2005 de 14 de enero que establece que *“El suelo se declarará contaminado mediante resolución expresa, si, conforme a los criterios fijados en este Real Decreto, dicho riesgo se considera inaceptable para la salud humana y/o el medio ambiente”*. Se regulan los llamados niveles genéricos de referencia, parámetro básico que se utilizará para la evaluación de la contaminación del suelo por determinadas sustancias, las cuales están agrupadas en razón de su peligrosidad para la salud humana y para los ecosistemas. Igualmente, desarrolla otros contenidos de la LR en relación a los suelos contaminados, como son los informes de calidad del suelo, la remediación de los suelos contaminados, además de la definición los conceptos básicos que rigen la normativa.

Nótese el retraso en el desarrollo normativo de la LR desde su promulgación hasta el año el 2005, este retraso de casi 7 años favoreció la aparición de regulación autonómica al respecto de los suelos contaminados ya que algunas comunidades autónomas en el uso de sus competencias dictaron normas adicionales tratando de cubrir el vacío que generaba la falta de desarrollo de la LR.

1.2.2.2.1. El ordenamiento jurídico español actual.

En la actualidad los suelos contaminados en España están regulados en la LRSC. Se procede a su promulgación mediante la transposición de una Directiva europea, concretamente la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los Residuos. Dicha directiva regula de forma exclusiva el régimen jurídico de los residuos y que como se ha deslizado anteriormente (1.2.2.1.2.) acaba incorporando a nuestro ordenamiento varios matices importantes en relación a los suelos no excavados.

Además, y mientras no exista desarrollo normativo propio de la LRSC en lo que contradiga a la citada ley se seguirá aplicando RD 9/2005 por lo tanto, de las lecturas de

ambas normativas se puede extraer varias conclusiones o requisitos que han de coexistir para que se pueda considerar un suelo como contaminado, a saber:

- Las características del suelo se deben de haber alterado de manera negativa tal que se hayan comprometido sus funciones.
- Dichas alteraciones deben de provenir de la adicción o vertidos de componentes químicos de carácter peligroso, es decir, por efecto de una degradación química; siendo así excluidas otros tipos de alteraciones ya expuestas como las biológicas.
- Los componentes referidos en el punto anterior deberán ser de etiología antrópica, además de encontrarse en una concentración tal que suponga un riesgo inaceptable para la salud o el medio ambiente.
- Por último, la condición de suelo contaminado deberá de realizarse mediante resolución administrativa expresa.

Con la finalidad de aplicar los requisitos anteriores en la norma se articulan una serie de aspectos esenciales que facilitan su implementación, para ello se define lo siguiente:

- i. La definición de un conjunto de actividades económicas que tienen la consideración de potencialmente contaminantes del suelo y que por tanto habrán de ser susceptibles de investigarse como potencialmente generadoras de suelos contaminados.
- ii. El establecimiento de un régimen de información en materia de suelos contaminados entre los titulares de las actividades potencialmente contaminantes y las administraciones autonómicas competentes.
- iii. La obligación, con carácter general, para los causantes de la contaminación o propietarios de los suelos afectados de acometer tareas de descontaminación. Igualmente establece un régimen voluntario de descontaminación al que pueden acogerse los que así lo deseen sin que medie una declaración formal de suelo contaminado, debiendo quedar registrada la descontaminación voluntaria en la Comunidad Autónoma correspondiente.

Sin perjuicio de todo lo anterior, la condición indispensable, por referirse determinante, para que un suelo sea considerado como contaminado, deriva de la presencia de unas concentraciones tales que supongan un riesgo inaceptable para la salud humana o para

el medioambiente. Es esta y no otra la premisa capital con la que se declarará o no un suelo como contaminado.

Es necesaria la intervención de la valoración subjetiva del individuo para decretar la exposición a un riesgo que puede resultar inadmisibles. No obstante, para poder positivar y plasmar en una norma tal extremo se requiere cierta objetivación de la misma, para lo que se ha venido recurriendo al establecimiento de unos umbrales o valores de riesgo. Estos valores cuantifican los límites de riesgos inaceptables entendidos como la probabilidad de que un suceso adverso ocurra como resultado de la exposición a la contaminación del suelo, y de la magnitud de las consecuencias sobre los objetos de protección. Esta derivación de la cuantificación del riesgo será objeto de un capítulo concreto por lo que se dejará su explicación detallada para más adelante.

Sin embargo, procede aclarar que los citados umbrales o valores de riesgo no responden a lo que se conoce en el argot técnico como los *Niveles Genéricos de Referencia*, sino que estos únicamente responden al establecimiento de unos límites a partir de los cuales se hace necesaria la preceptiva cuantificación de riesgos mencionada con anterioridad. La derivación de estos valores (NGR) será igualmente objeto de un apartado específico, así como uno de los pilares que sustentan la presente investigación, por lo que no cabe la pródiga a este respecto.

1.2.2.3. Contexto regional.

Con respecto a todo lo anterior, debe aclararse que la mayor parte de la responsabilidad en el seguimiento y aplicación de esta normativa está en manos de las Comunidades Autónomas. Estas han desarrollado (en algún caso con anterioridad a 2005) normativa propia de manera desigual, por lo que en cualquier caso debe hacerse notar la especificidad de cada una de ellas.

De manera general las Comunidades Autónomas, tienen la obligación de elaborar un inventario de los suelos contaminados existentes en su ámbito territorial, así como una relación priorizada de estos. A partir de esta información, el Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico elaborará el Inventario Estatal de Suelos Contaminados.

Además, recae sobre ellas la obligación de vigilancia y control de las actividades potencialmente contaminantes del suelo por ser éstas el órgano competente en la

materia. De esta manera los titulares de estas actividades tienen la obligación de presentar ante la Consejería con competencias en materia de medio ambiente un informe preliminar de situación del suelo (IPS) que tiene como objeto valorar la posibilidad de que la actividad empresarial actual o anterior, haya producido, o pueda producir, afección al suelo. A mayores, se ha de remitir periódicamente al órgano competente informes de situación con el alcance y periodicidad determinados por el órgano competente de las Comunidades Autónomas, habiéndose de realizar este mismo proceso si se tratare en particular de una solicitud de licencia o autorización para el establecimiento de alguna actividad diferente de las actividades potencialmente contaminantes o que suponga un cambio de uso del suelo.

Además, mediante Orden PRA/1080/2017, de 2 de noviembre, se modifica el anexo I del Real Decreto 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. En dicha orden ministerial se actualizan las *actividades potencialmente contaminantes del suelo* según su epígrafe de la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE). Considerándose que serán actividades potencialmente contaminantes del suelo aquellas de tipo industrial o comercial las que, ya sea por el manejo de sustancias peligrosas o por la generación de residuos, puedan llegar a contaminar el suelo.

La motivación de dicha actualización mediante orden ministerial se debe a la pretensión de ajustar el listado de actividades potencialmente contaminantes del suelo a la nueva clasificación que establece el Real Decreto 475/2007, de 13 de abril, por el que se aprueba la Clasificación Nacional de Actividades Económicas 2009 (CNAE-2009), en sustitución de la antigua del año 2003 –CNAE-93 rev. 1. Además, y tal y como reza el texto, pasada ya más de una década de la aplicación de la norma, se aconseja actualizar las actividades consideradas como potencialmente contaminantes del suelo en base a la experiencia adquirida.

Igualmente, a través de disposición transitoria, la citada orden ministerial urge a los titulares de las nuevas actividades incluidas en la modificación, a que remitan al órgano competente (regional) en un plazo no superior a dos años desde entrada en vigor de la

orden, un informe preliminar de situación para cada uno de los suelos en los que se desarrolla dicha actividad, con el alcance y contenido en el RD 9/2005.

En ese contexto, la Ley 5/2013 sobre Autorización Ambiental Integrada también exige la emisión de una especie de informe preliminar de situación de las actividades sujetas a la normativa de las autorizaciones ambientales. Concretamente especifica: *"En relación con la protección del suelo y de las aguas subterráneas se incorpora, entre la documentación necesaria para solicitar la autorización ambiental integrada, la presentación de un «informe base» o «informe de la situación de partida» como instrumento, que permita, en la medida de lo posible, realizar una comparación cuantitativa entre el estado del emplazamiento de la instalación descrita en el informe y el estado de dicho emplazamiento tras el cese definitivo de actividades, a fin de determinar si se ha producido un incremento significativo de la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas. El informe base deberá contener, como mínimo, la información relativa a los datos sobre la utilización actual y, si estuviera disponible, la relativa a los usos previos del terreno; asimismo, se incluirán los datos que reflejen el estado del suelo y de las aguas subterráneas respecto de las sustancias peligrosas relevantes, las cuales comprenderán, al menos, las que vayan a ser utilizadas, producidas o emitidas por la instalación de que se trate."*

En resumen, y al margen de los que disponga la normativa autonómica en su caso, las comunidades autónomas, tienen derivadas las siguientes competencias:

- La determinación y publicación de los Niveles Genéricos de Referencia para protección de la salud humana de metales pesados en suelos cada Comunidad, que permiten la aplicación directa de la evaluación de los suelos de acuerdo al Real Decreto 9/2005, de 14 de enero.
- La Identificación y caracterización de actividades potencialmente contaminantes de suelos en cada Comunidad, que facilita la aplicación y seguimiento de los Informes de Situación requeridos por el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero.
- Seguimiento y control de los Informes Preliminares de Situación e Informes Base, así como la determinación del alcance y frecuencia de los informes de seguimiento que en su caso se derivasen.

- Realización y actualización de un Inventario de Suelos Potencialmente Contaminantes en cada Comunidad que se dará traslado al Ministerio correspondiente para su incorporación a un inventario nacional.
- Incoación y tramitación de un expediente sobre la calidad del suelo de una actividad potencialmente contaminante si así se derivase de las investigaciones previas o indicios existentes.
- Declaración oficial de suelo contaminado mediante resolución administrativa expresa y todas aquellas cuantas obligaciones deriven de tal declaración.

Por todo lo anterior queda patente que en lo relativo a la materia existe una alta discrecionalidad administrativa derivada de la amplitud de las competencias transferidas y favorecido en muchos casos por la diversidad de desarrollo normativo de procedimiento y gestión de los suelos contaminados, así como de guías metodológicas o normativa que las Comunidades, en ejercicio de sus atribuciones, han venido desarrollando.

I.2.2.3.1. La situación actual en el Principado de Asturias.

Derivado del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados de 1.995, en Asturias se recogió en dos fases la presencia de 394 actividades industriales susceptibles de generar suelos contaminados, se inventariaron 153 emplazamientos potencialmente contaminados y se caracterizaron finalmente 12 terrenos años después.

Posteriormente como respuesta a lo solicitado en LR de 10/1998, la Consejería de Fomento determinó la necesidad de efectuar una investigación de la situación de los suelos en la región y de proceder a la caracterización de nuevos emplazamientos, estableciendo el grado de contaminación que presentan y sus necesidades de saneamiento, para poder abordar posteriormente la redacción de proyectos y la ejecución de las obras de descontaminación o confinamiento.

Para ello, se adjudicó a la empresa RYMOIL SA con fecha de Resolución 1 de julio de 1.999, mediante concurso por procedimiento abierto, la contratación de la consultoría y asistencia para la realización de los trabajos de “Caracterización de Suelos y Elaboración del Inventario de Suelos Contaminados del Principado de Asturias” (Expediente AT/99/22-23).

Durante la fase descrita anteriormente se realizaron una serie de trabajos por los que se inventariaron 694 emplazamientos potencialmente contaminados y se caracterizaron 68 de ellos superficialmente. Una vez concluida esta fase y según la estrategia de trabajo abordada, se estimó la necesidad de una investigación más exhaustiva en aquellos que plantean un mayor riesgo medioambiental. De tal manera que sobre estas localizaciones se realice una caracterización detallada, con toma de muestras de suelos y aguas en profundidad.

Para ello, por resolución de la Consejería de Medio Ambiente, se convocó un nuevo concurso para la realización de los trabajos denominados “Consultoría y Asistencia para la realización de los trabajos de Inventario y caracterización de suelos contaminados en el Principado de Asturias” (Expediente AT/2000/58-97). Mediante Resolución de fecha 27 de noviembre de 2.000, la entidad RYMOIL SA resultó la adjudicataria.

Siguiendo la estrategia definida para la fase de los trabajos, se seleccionaron 12 emplazamientos para los que se procedió en esta segunda fase a una caracterización más completa, junto con una evaluación cuantitativa de riesgos y un estudio de alternativas de tratamiento. De esta manera, el panorama regional en cuanto al inventario de suelos contaminados quedaba de la siguiente manera:

- NIVEL 0: Inclusión del Emplazamiento en el Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados. 694 emplazamientos
- NIVEL I: Caracterización Superficial del Emplazamiento, con la realización de la ficha correspondiente. 68 emplazamientos.
- NIVEL II: Caracterización Exhaustiva, con toma de muestras de suelos y aguas en profundidad. 12 emplazamientos.

Una vez concluido el estudio y con la entrada en vigor del RD 9/2005, se incoa expediente de declaración, en su caso, de suelos contaminados mediante Resolución de 25 de enero de 2008, con relación al Expediente 8/026-R.

En la mencionada resolución se exponen que, como resultado de las investigaciones efectuadas en los doce emplazamientos caracterizados, se han detectado situaciones que recomiendan la aplicación de medidas prioritarias, encaminadas a alcanzar la recuperación ambiental de los suelos afectados. Para once emplazamientos de los doce inventariados, tomando en consideración los riesgos que —según parece resultar de los

estudios realizados— determinadas concentraciones de contaminantes en el suelo pueden comportar para la salud de las personas y los ecosistemas terrestres, se hace necesario llevar a cabo una investigación más exhaustiva de los citados emplazamientos con el objeto de proceder, en su caso, a su declaración como suelo contaminado y por tanto mediante la mencionada resolución se incoa el expediente para la declaración, en su caso, de suelo contaminado para los usos que se determinen.

Los trámites especificados en el RD 9/2005 requerían de la presentación de un Análisis Cuantitativo de riesgos para la salud humana por parte de la propiedad de los emplazamientos. La carencia de Niveles Genéricos de Referencia para metales en el Principado de Asturias, dificultó entre otros motivos, la continuación de los trámites previstos en la legislación para la consecución de la declaración, en su caso, de suelo contaminado.

Por este motivo, tras la publicación mediante Resolución de 20 de marzo de 2014 (BOPA-2014-06617), de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias, se resuelve declarar la caducidad del procedimiento de suelos contaminados iniciado por Resolución de 25 de enero de 2008 de la Consejería de Medio Ambiente y Medio Rural, por el que se incoa expediente de declaración, en su caso, de suelos contaminados, mediante resolución de 25 de abril de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación de Territorio y Medio Ambiente.

En dicha resolución se expone que ha pasado el plazo establecido por la Ley para que la Administración pueda resolver, entre otros motivos por la dificultad técnica para la definición de los Niveles Genéricos de Referencia para la salud humana para metales pesados en suelos en el Principado de Asturias, habida cuenta de los altos niveles naturales de algunos de ellos en determinadas litologías, dificultad solventada por la resolución anteriormente citada por la que se publican los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias.

Una vez concluidos los procedimientos anteriores en tiempo y forma especificados, persistía la obligación, y la necesidad de que las Comunidades Autónomas, declarasen y delimitasen los Suelos Contaminados en sus respectivos territorios, amparada en este caso en el Título V de la LRSC. Por ello, en fecha 25 de abril de 2014 el Servicio de

Residuos realiza propuesta de inicio de los expedientes de declaración de suelos contaminados para los 11 emplazamientos inventariados.

Dicha propuesta cristaliza mediante resolución de 28 de abril de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se incoan expedientes administrativos para la declaración, si procede, de suelos contaminados (exptes. 2014/1-SC al 2014/11-SC).

Lo cierto es que ya en 2020, el Principado de Asturias no tiene declarado ningún suelo como contaminado debido a las dificultades técnicas y administrativas de llevar a término los expedientes de declaración. El tiempo transcurrido desde la caracterización de los emplazamientos, con las consecuentes modificaciones y alteraciones que se han sucedido, hace que sea muy complicado tener un plano de referencia sobre el que cuantificar los riesgos ambientales y para la salud humana y por tanto efectuar, en su caso, la declaración de suelo contaminado.

I.3. LOS NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA.

Según nuestro ordenamiento jurídico, los Niveles Genéricos de Referencia (NGR), se definen como “la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas [...]”. Se planteaba en el apartado anterior que para poder positivizar y plasmar en una norma unas valoraciones que requieren de la intervención del individuo, esta requiere de una objetivación que se ha instrumentalizado a través de los mencionados NGR.

La derivación de los NGR no pretende otra cosa, sino que reducir la discrecionalidad administrativa de la autoridad competente, ya que la norma preestablece unos límites o valores que en caso de ser sobrepasados alertarán de la existencia de un posible riesgo y por tanto incoarán un expediente que cristalizará con un estudio de riesgos, confirmando o descartando la inacceptabilidad del mismo, y por tanto, cimentando los requisitos de para establecer una declaración oficial de suelo contaminado.

El anexo VII del RD 9/2005 indica además los criterios para el cálculo de los NGR de las sustancias orgánicas no recogidas en los anexos anteriormente citados, así como para la valoración de la contaminación por metales. La responsabilidad de la determinación de los NGR para metales por recaer en las Comunidades Autónomas, parece que principalmente debido a que se consideró la gran influencia de la geología local o regional en las abundancias naturales de la mayoría de los elementos químicos de interés. En este sentido, existe una cierta dificultad para discernir si la presencia de una determinada sustancia en el suelo se debe a un origen antrópico, susceptible según el RD de ser considerada como una alteración negativa que pueda comportar que un suelo sea considerado como contaminado, o por el contrario su presencia se debe a las características naturales de la zona.

Con el fin de eliminar esta incertidumbre mencionada en el párrafo anterior, e independientemente de las consideraciones sobre riesgos, parece necesario como primer paso definir unos valores de fondo geoquímico que permitan conocer las concentraciones de metales y elementos traza que tienen los distintos tipos de suelos en relación con la roca madre y su contexto geológico. La definición de fondo geoquímico o edafogeoquímico y su metodología de derivación tendrán un peso capital

en los valores que posteriormente se convertirán en norma, una vez se publiquen los NGR de la comunidad en cuestión.

La metodología de derivación de los NGR, así como la discusión sobre la idoneidad del tipo o concepto de fondo geoquímico que habrá de tenerse en cuenta se plantean en capítulos posteriores.

I.3.1. Ámbito de aplicación.

El ámbito de aplicación de los NGR como herramienta de gestión de los suelos potencialmente contaminados, se circunscribe a todos aquellos suelos naturales sobre los que se han desarrollado actividades potencialmente contaminantes en aplicación del RD 9/2005 y LRSC, así como a aquellos suelos mineros que no están recogidos en la norma específica, y por tanto, han de regirse de forma supletoria por las normas relativas a los residuos y suelos contaminados.

El establecimiento del ámbito de aplicación de la norma básica de acuerdo a lo anterior debería de entenderse suficientemente claro; no obstante, se han encontrado situaciones muy particulares que desbordan la interpretación del ordenamiento jurídico actual, como pueden ser los suelos litorales y los arenales afectados. Sobre estos suelos no se ha desarrollado una actividad potencialmente contaminante, sin embargo, la localización una parte importante de la industria, cercana a puertos importantes o cauces que sirven tanto de puntos de captación o como de vertido, resulta en el impacto en la calidad y funciones ecosistémicas de estos suelos, que actúan como receptores de una contaminación difusa, difícil de medir e imputar su origen y por ende sus causantes.

Igualmente, los rellenos antrópicos que en muchos casos llevan decenas de años intemperizados y sobre los que ha comenzado la generación de un protosuelo con un pequeño sistema edáfico a modo de horizonte cero, suponen un reto legislativo a la hora de aplicar tanto los NGR según el RD 9/2005 como la LRSC. La aplicación de los NGR como *threshold level* resulta en la mayoría de los casos en una detección de niveles de contaminantes muy superior a la establecida por dichos niveles como consecuencia de las características intrínsecas del material que se analiza, habida cuenta de que no es un suelo realmente, sino un residuo. En combinación de la aplicación de la LRSC resulta el

paradójico el tratamiento de los materiales toda vez excavados ya que dejan de tener la condición legal de suelo y, por tanto, pasan a estar supletoriamente por la Ley de Residuos.

Una vez más, la carencia de una ley autonómica que dirima este tipo de situaciones se hace si cabe más acusada. Recurriendo una vez más a sectorial autonómica del País Vasco, y en concreto a un reciente manual técnico³ que establece que los suelos excavados cuyas concentraciones de contaminantes superan los VIE-B para el uso establecido, deberán ser gestionados de acuerdo a la normativa de residuos correspondiente. En cambio, si las concentraciones se encuentran entre los valores de VIE-B y VIE-A los suelos excavados podrían ser reutilizados como rellenos.

Por último, tal y como se refería anteriormente la normativa ha puesto de manifiesto la problemática que surge con las distintas casuísticas de los suelos impactados, no siendo menos importante la que concierne como ejemplo más destacado a los suelos mineros, en tanto en cuanto estos suelen ser suelos huérfanos, cuya gestión y normas de aplicación suponen un desafío. En efecto, la aplicación de los NGR en suelos afectados por la minería, y las implicaciones legales que ello conlleva, supone un problema significativo a la hora de su gestión ya que la normativa minera no recoge nada al respecto y en consecuencia no se consideran como un recurso minero.

Por tanto, la única normativa que aplicaría subsidiariamente para estos suelos sería la relativa a residuos y suelos contaminados a través de la LRSC. Esta norma, aun siendo la única aplicable en este ámbito, simplemente recoge dentro de su Título V, Artículos 33 a 38 lo relativo a los suelos contaminados. Además, en cuanto a los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado, se remite al RD 9/2005. Así, por tanto, considerará a estos suelos como contaminados cuando superen los NGR fijados cada comunidad autónoma. Por todo lo anterior es necesario estudiar el ámbito de aplicación al que están sujetos los suelos afectados por la minería, habiendo previamente de definir qué se entiende por un *suelo minero*. En el siguiente apartado se analiza este particular por el peso e importancia que este tipo de suelos tienen en el ámbito de estudio de la presente investigación

³ Gobierno Vasco (2020). Plan de Excavación selectiva.

I.3.1.1. El caso particular de los suelos mineros.

Resulta pertinente ahondar en la definición de suelo minero, entendiéndose por este, aquel que aparece como consecuencia de la interrelación de un residuo minero y un suelo. Como consecuencia, tendrán la consideración de suelos antrópicos, incluidos con carácter general dentro de los residuos mineros. Estos suelos normalmente están ligados a la aparición en sus perfiles de características y propiedades altamente dependientes de las menas y estériles movilizados en fase de explotación, así como de los métodos de explotación empleados (Pellegrini et al., 2016). Una vez concluida la fase de explotación minera, comienzan a aparecer sobre el suelo agentes de formación del denominado suelo minero. En consecuencia, este se genera a partir de cualquier tipo de material de minero (mena, estéril o cualquier otra combinación de materiales) depositado sobre material geológico o edáfico (Pellegrini et al., 2016), formando la base para la consolidación de la vegetación de la zona.

Teniendo en cuenta lo anterior, cabría preguntarse si nuestro ordenamiento jurídico da respuesta a la necesidad de gestión y a la casuística de este tipo de suelos muy habitual por otro lado, en nuestro panorama nacional.

Además, en complemento de lo expuesto, se ha de distinguir en cuanto a los suelos mineros los que se encuentren localizados en explotaciones mineras con concesión en vigor y activas de los que se ubican en zonas en las que la concesión minera ha caducado. En el primer caso, entenderemos que es de aplicación la legislación minera, habiendo de considerar como recurso minero en esta situación todos los recursos disponibles en el ámbito de la concesión minera, y por tanto deben de estar supeditados en exclusiva a su propia normativa. Igualmente, en el caso de que este haya resultado como contaminado habiendo sido o no excavado, este habrá de mantener la consideración de residuo o recurso respectivamente, quedando en exclusiva bajo el amparo de la normativa minera.

Así, parece claro que en las concesiones mineras en vigor y con actividad, no debe de ser de aplicación la LRSC de forma subsidiaria, debiendo de llevar a cabo su gestión conforme al gestión al RD 975/2009 relativo a la gestión de las industrias extractivas, tanto si el residuo minero ha resultado como contaminado o no.

En sentido contrario, los suelos sobre concesiones mineras caducadas o explotaciones fuera de uso, no tienen están regidos, en principio, por la normativa relativa a industrias extractivas (RD 975/2009). Por ello, se entiende como la norma de aplicación más adecuada la relativa residuos y suelos contaminados a través de la LRSC. Sin embargo, a tenor de lo anterior, aunque el suelo minero no está regulado en el RD 975/2009, este debe tenerse en cuenta a la hora de elaborar el plan de restauración minero. Se ha de contemplar la rehabilitación del entorno minero para que las afecciones ambientales vuelvan a un estado satisfactorio, con el foco en la restauración de la calidad del suelo y sus servicios ecosistémicos, de otro modo estos suelos quedarían en un limbo legal difícil de solventar. En conclusión, la normativa minera RD 975/2009 incorpora a tangencialmente a los suelos mineros a través del plan de rehabilitación, de todos modos, habrá de recurrir de forma supletoria a la normativa sectorial de residuos y suelos contaminados.

Por último, otra de las carencias en aplicación de los NGR, que de alguna manera ya se ha recogido al hablar de los suelos mineros sobre los que se aplica el RD 975/2009, son los considerados residuos inertes, ya que cuando hablamos de los residuos de las industrias extractivas hemos de distinguir entre estos (inertes), los considerados como los no inertes no peligrosos o peligrosos. La metodología para la clasificación de los residuos de las industrias extractivas recogida en el art. 1.5, Anexo I del RD 975/2009, establece que las pruebas para la clasificación de los residuos como inertes estarán sujetas a lo establecido en el RD 9/2005, de tal manera que se puedan comparar sus resultados con los NGR establecidos por cada Comunidad Autónoma. Sin embargo, la clasificación de los residuos mineros como «no inertes no peligrosos» o como «peligrosos» en los términos previstos en este real decreto, estará sujeta únicamente a la normativa sobre residuos peligrosos contenida en la LRSC, por lo que su vinculación con los NGR no es de aplicación.

I.4. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE RIESGOS.

La metodología utilizada en esta investigación para la elaboración de análisis cuantitativos de riesgos se ha basado en la en la estrategia definida como Acciones Correctivas Basadas en Riesgos (RBCA por sus siglas en inglés). Esta metodología es conforme a norma E-2081-00 de la ASTM y concuerda con los principios establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (EPA, por sus siglas en inglés) para evaluación de riesgos para la salud humana (US. EPA, 1989a, 1996). En consecuencia, los fundamentos y metodología para la realización de los análisis de riesgos para salud humana, se expondrán desde la perspectiva de la Agencia Medioambiental Europea (EEA por sus siglas en inglés) y el Consejo Nacional de Investigación americano (NRC por sus siglas en inglés).

I.4.1. Perspectiva histórica.

Desde los primeros días de la creación de la agencia EPA, esta ha estado involucrada en el desarrollo de prácticas y metodologías para la evaluación de riesgos, aun cuando este procedimiento (*risk assessment*) no estaba formalmente reconocido por la agencia.

El primero documento que desarrolla en relación a la evaluación de riesgos se centró en compuestos organoclorados, concretamente el cloruro de vinilo o cloroetano (para producir tetraetilo de plomo, un agente antidetonante para la gasolina), (Kuzmack and McGaughy, 1975).

Posteriormente, se publica el conocido como *Red Book* (NRC, 1983;). La EPA ha integrado los principios de evaluación de riesgos de este informe pionero en sus prácticas hasta el día de hoy. Un año más tarde de la publicación del “Libro Rojo”, la EPA publicó *Risk Assessment and Management: Framework for Decision Making* (US. EPA, 1984), que refuerza el proceso de evaluación de riesgos mediante un sistema transparente que describe las fortalezas y debilidades de la evaluación y proporciona alternativas plausibles dentro de la misma. También en la década de los 80, la EPA publica el Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS por sus siglas en inglés), una base de datos de los efectos en la salud humana que pueden derivar de la exposición a diversas sustancias que se encuentran en el medio ambiente.

Después de la publicación del Libro Rojo, la EPA publicó una serie de guías metodológicas para la realización de las evaluaciones de riesgos, fundamentalmente basadas en riesgos para la salud humana, aunque años después se incorporarían a estas guías, protocolos para la evaluación de riesgos en ecosistemas.

En 1995, la EPA actualizó y publicó la línea argumental para la Caracterización de Riesgos de la Agencia (US. EPA, 1995a). La política de riesgos exige que todas las evaluaciones realizadas en la EPA incluyan una caracterización del riesgo para garantizar que el proceso sea transparente. También enfatiza que las evaluaciones de riesgo sean claras, razonables y consistentes con otras evaluaciones de riesgo de alcance similar basados en otros programas de la propia agencia. Análogamente a lo que sucede en nuestro ordenamiento jurídico, una vez promulgada la ley (*Risk Policies* en este caso), vendría el desarrollo de la misma, para lo que la agencia se basó en la publicación del *EPA's Risk Characterization Handbook* (US. EPA, 2000a) desarrollado para implementar la Política de Caracterización de Riesgos de la EPA, promulgada años atrás.

Otros documentos (US. EPA, 2002; US. EPA, 2003 entre otros) complementan la citada guía; todos basados en las metodologías y políticas propias de la Agencia a fin de facilitar y clarificar la implementación de la evaluación de riesgos como herramienta de toma de decisiones en base a la información aportada sobre la naturaleza, magnitud y probabilidad de posibles riesgos.

Tras unos años de rodaje, e implementación del desarrollo "normativo" la academia nacional de ciencia (NAS por sus siglas en inglés), proporciona una serie de actualizaciones y recomendaciones de carácter técnico destinadas a mejorar el análisis, motivado por el desarrollo exponencial de las técnicas de científicas y la mejora en el conocimiento de la rama. Esto lo hizo a través de la publicación del libro *Science and Decisions: Advancing Risk Assessment* (NRC, 2009), nuevamente apodado de una manera muy característica, pasando a ser comúnmente denominado como "*Silver Book*". El libro ahonda en la utilidad de la evaluación de riesgos para toma de decisiones, concretamente, recomienda que la evaluación de riesgos se considere como un método para evaluar, puntuar y comparar opciones para gestionar el riesgo, y no como un fin en sí mismo (gestión del riesgo). Esto implica que en la práctica, para la evaluación de riesgos, se requiere una planificación inicial mayor de dicha evaluación, además de la

participación de gestores, evaluadores de riesgos y la ayuda de otras parte interesada (*stakeholders*) para determinar las cuestiones relativas a la gestión del riesgo (*risk management*) que la evaluación de riesgos debería abordar.

La EPA utilizó algunas de las recomendaciones del *Silver Book* (NRC, 2009) para apoyar el *Human Health Risk Assessment Framework* (EPA/100/R-14/001, abril 2014), y actualmente está trabajando para incorporar otras recomendaciones en sus políticas y prácticas de evaluación de riesgos como el detalle de los análisis de incertidumbre y variabilidad, cuestiones motivadoras de parte de esta investigación.

El *Human Health Risk Assessment Framework* (EPA/100/R-14/001, abril 2014) tiene como objetivo establecer un marco la realización de evaluaciones de riesgos de salud humana que respondan a las necesidades para la toma de decisiones, planteando las cuestiones que considerar, sugerencias a formular durante la planificación y ejecución de la evaluación de riesgos, identificando algunas técnicas o tecnologías útiles.

En este punto, resulta imprescindible aclarar dos conceptos que por haber sido heredados de la terminología anglosajona se suelen confundir debido a la utilización de un uso impreciso del lenguaje. En este apartado de manera sistemática se ha hablado de evaluación de riesgo (*Risk Assessment*) que no ha de confundirse con la caracterización del riesgo (*Risk Characterization*) ya que esta una parte de la propia evaluación.

Habitualmente en países hispanohablantes, al menos así viene siendo en España, se denomina Análisis Cuantitativo de Riesgos para la salud humana (ACR por sus siglas) a lo que en el mundo anglófono se conoce como la evaluación de riesgos para salud humana (*HHRA, Human Health Risk Assessment*). Esta evaluación es el proceso para estimar la naturaleza y la probabilidad de efectos adversos para la salud en humanos que pueden estar expuestos a productos químicos en medios ambientales contaminados, ahora o en el futuro. Se compone, según la EPA, de cuatro etapas bien diferenciadas, sin perjuicio de la necesidad de una buena planificación previa que justifique una serie de asunciones de obligada formulación y dé respuesta a tales cuestiones importantes, tales como el objeto, alcance y enfoques técnicos que se van a utilizar. En este caso las etapas establecidas son las siguientes.:

i. Identificación del riesgo

Esta etapa tiene por objetivo la identificación de los efectos adversos para la salud que pueden ser causados por la exposición a algún agente determinado, y caracterizar la calidad y el peso de la evidencia que respalda esta identificación.

ii. Evaluación de la relación dosis (concentración)-respuesta.

La relación dosis-respuesta describe cómo es la relación entre la probabilidad y la gravedad de los efectos adversos para la salud (las respuestas), y la concentración y condiciones de la exposición a un agente concreto (la dosis o concentración proporcionada).

iii. Evaluación de la exposición

Mediante la evaluación de la exposición se estima la magnitud, frecuencia y duración de la exposición a un agente en el medio, o la exposición futura a un agente que aún no se ha liberado. Ha de incluir una discusión sobre las características del target de la exposición (tamaño, naturaleza, tipos de poblaciones) al agente, así como sus incertidumbres asociadas.

iv. Caracterización del riesgo

Una caracterización de riesgos es la valoración subjetiva del evaluador transmitida relación a la naturaleza y la ausencia/presencia de riesgos, debiendo incorporar la información sobre cómo se evaluó el riesgo, dónde aún existen incertidumbres y dónde se deberían llevar a cabo acciones de gestión del riesgo.

I.4.2. Marco actual

La metodología descrita anteriormente es la que impera de forma más extendida en el contexto global y nacional. De esta forma la metodología basada en riesgos con las etapas que se han establecido en el apartado anterior se modula igualmente en varias fases o niveles, obteniéndose en cada una de ellas un nivel de información más detallado que en el anterior, de forma que las acciones correctoras puedan ajustarse cada vez más según las condiciones específicas del emplazamiento y sus riesgos.

El proceso RBCA está dividido en tres niveles de investigación: Nivel 1, Nivel 2 y Nivel 3 (Tier I, Tier II y Tier III en inglés); no obstante, en lo relativo al análisis de riesgos, el primer nivel consistiría únicamente en una comparación directa de las concentraciones de contaminantes detectadas con los NGR definidos.

En caso de superarse los NGR es preceptivo avanzar al Tier II en el que será necesario llevar a cabo un análisis cuantitativo de riesgos en el sentido estricto, que deberá contener o contemplar las fases definidas en el apartado anterior.

Una evaluación de riesgos de Nivel 2, contempla el uso de unos algoritmos matemáticos similares a los que se utilizan para el cálculo de los NGR de modo general, pero cuantificando los niveles de riesgo con los datos específicos del emplazamiento en estudio, la toxicidad de las diferentes sustancias presentes y, la diferencia fundamental, la modelización del transporte de los contaminantes hasta los puntos de exposición (PDE en adelante). Trata así de predecir las concentraciones representativas recibidas por esto (dosis ajustadas) en función de los parámetros de exposición. El resultado de este proceso obtiene los valores de riesgo que supone la exposición dichas concentraciones estimadas por parte de los posibles receptores.

La estimación de las concentraciones en los PDE implica el uso de herramientas con suficiente potencia de cálculo para resolver las ecuaciones transporte que se rigen por fenómenos de difusión, adsorción y advección. Concretamente se ha popularizado y extendido internacionalmente el uso de la aplicación Risk-Based Corrective Action - RBCA Tool Kit for Chemical Releases, sin perjuicio de la existencia de otro tipo de softwares con funcionalidades similares. No obstante, teniendo en cuenta que uno de los objetivos de esta investigación es realizar análisis de sensibilidad sobre cuantificaciones ya realizadas, resulta coherente utilizar la misma metodología con la que habitualmente operan tanto consultoras como la propia Administración. A mayores, es uno de los recomendados para evaluación de riesgos ambientales en el documento "Análisis de Herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de Responsabilidad Medioambiental" de abril de 2011, de la Dirección General de Calidad y Evaluación ambiental del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

El software RBCA Tool Kit for Chemical Releases permite además la posibilidad de realizar cálculos basados en el riesgo en modo directo e inverso, es decir, calculando la línea base de riesgos basándose en las concentraciones medidas de los compuestos de

interés (CDI), o el cálculo de los niveles objetivo de remediación basados en los riesgos aceptables definidos por la legislación.

Los resultados obtenidos mediante la herramienta mencionada, habiendo tenido en cuenta la valoración de su incertidumbre, concluyen en unos niveles de riesgo que pueden ser aceptables/admisibles o no para la salud humana. De este modo, en el caso de que los niveles de riesgo sean aceptables, se puede dar por concluido el análisis y no es necesario realizar actuaciones adicionales, con la salvedad de que se estime una elevada incertidumbre en el análisis, y el nivel de riesgo se encuentre muy próximo a los valores límite. En tal caso, puede ser conveniente establecer consideraciones de seguimiento y control adicionales.

Si, por el contrario, se determina que el nivel de riesgo es inaceptable, es probable que haya que proceder a la siguiente fase o nivel (Tier III) dentro del marco de las actuaciones para la gestión del riesgo. Este tipo de evaluación resulta conceptualmente similar a la anterior, pero utilizando datos aún más específicos del emplazamiento, mejorando tanta información sobre los contaminantes, zonas afectadas, medio físico, llegando a complementar los modelos de transporte con medidas directas de las concentraciones en los PDE.

Tanto en los capítulos relativos al análisis cuantitativo de riesgos como a la distribución espacial del mismo, se abordan las estrategias de gestión del riesgo (*Risk Management*) en función de los resultados y su alcance, que pueden derivar en la necesidad de plantear una evaluación de nivel III, por no tener el suficiente detalle las evaluaciones de niveles inferiores.

CAPÍTULO II. OBJETIVOS

Como continuación de la introducción se va a hacer una breve mención apartado por apartado del contenido de la tesis y se establecerán de manera sintética los objetivos planteados.

En el capítulo I, a modo de contextualización, se han expuesto los conceptos esenciales y particulares que serán nucleares para la tesis. Además, se ha tratado de buscar un encaje en la legislación vigente con propuestas de criterios para su utilización en función de su aplicabilidad. En el capítulo III, se desarrollarán las metodologías generales de cálculo y análisis que son comunes a toda la investigación

El núcleo de la tesis comienza en el capítulo IV con el desarrollo de la derivación de la línea base y los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados para el Principado de Asturias, dando respuesta a una necesidad de la Administración que bloqueaba el procedimiento administrativo regional. Como derivada del trabajo de cálculo de los citados valores a escala regional se plantea la reducción del ámbito de aplicación a nivel municipal y se lleva a cabo la propuesta de unos niveles para un término municipal concreto realizando una comparativa de los resultados.

En el capítulo V se recogen los análisis de riesgos que han servido para el desarrollo de la investigación y se lleva a cabo un análisis de incertidumbre para cada uno de ellos, en el que el pilar fundamental será el análisis de sensibilidad a las variables condicionantes del riesgo. En el capítulo VI se ahondará en el análisis de incertidumbre de las evaluaciones de riesgo desde el punto de vista de la distribución espacial de los contaminantes, tratando de generar modelos continuos de probabilidad que tengan un mejor ajuste a realidad y por tanto mayor representatividad en el cómputo del análisis. Finalmente, en el capítulo VII se dará paso a la recapitulación del trabajo y traslado de conclusiones.

De acuerdo con todo lo anterior, los objetivos del presente trabajo se estructuran en varios bloques bien diferenciados. En concreto, se ordenan según el siguiente esquema:

- i) Revisión y desarrollo de una metodología destinada a la derivación de Niveles de Genéricos de Referencia para la salud humana basados en riesgos toxicológicos a partir de datos edafogeoquímicos a escala regional.
- ii) Evaluación de incertidumbre y análisis de sensibilidad de los análisis cuantitativos de riesgos realizados con las técnicas habituales
- iii) Incorporación al Análisis Cuantitativo de Riesgos de técnicas de análisis espacial de la distribución de contaminantes mediante Sistemas de Información Geográfica (GIS por sus siglas en inglés)

CAPÍTULO III. METODOLOGÍAS

Es objeto de este capítulo la descripción de las metodologías no específicas de la investigación que son transversales a todos los ámbitos del trabajo y por tanto necesarias para el alcance de los objetivos anteriormente descritos. De esta manera y conforme a la secuencia de trabajo que se ha seguido se pueden distinguir tres grandes bloques metodológicos que reúnen las características expuestas de transversalidad al documento.

Concretamente distinguiremos en un primer grupo entre las metodologías relativas a la toma de muestras de las distintas matrices de estudio y las determinaciones analíticas que se han llevado a cabo sobre estas tanto cualitativas como cuantitativas. Por otro lado, se detallarán las metodologías utilizadas en el cálculo de los niveles de fondo geoquímico y los principios básicos del cálculo de los niveles de riesgos, ambas estrategias serán el punto de partida para el desarrollo de metodologías propias, núcleo de esta investigación. En última instancia, se describirán los fundamentos de cálculo que emplea el software de análisis de riesgos utilizado en esta tesis. Las estrategias y particularidades del análisis espacial de la contaminación y en consecuencia del análisis espacial de la distribución del riesgo se detallarán con la profusión necesaria en el capítulo correspondiente, por ser metodologías particulares y específicas adaptadas a las necesidades de la investigación.

III.1. TOMA DE MUESTRAS Y ANÁLISIS DE LAS MATRICES DE ESTUDIO

Se van a describir los procedimientos generales que se han llevado a cabo para la toma de muestras y análisis aunque es necesario resaltar que existen ciertas diferencias entre las características de las tareas llevadas a cabo en el trabajo *“Asistencia científico técnica para la caracterización de los niveles genéricos de referencia de metales pesados en los suelos del Principado de Asturias”* realizado por el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (en adelante Indurot) y las labores relacionadas con los casos particulares de estudio del grupo de investigación y proyectos con empresa; estando estos últimos en su mayoría están sujetos a normativa específica por estar bajo lo dictado por el alcance de la acreditación correspondiente (UNE-EN ISO/IEC 17025:2005).

De esta manera, en lo concerniente al trabajo referido (Indurot, 2008), se detallará más adelante, en el apartado correspondiente a la determinación de fondos geoquímicos (ver Apartado IV.1.1.) cuáles fueron las singularidades del mismo, siendo objeto de la discusión final las implicaciones que esta toma de decisiones tiene en el propósito último del estudio. En lo relacionado con los proyectos con empresa en los que se ha contado con una entidad para llevar a cabo las investigaciones de la calidad del suelo, la metodología de toma de muestras y ensayos en laboratorio quedarán a expensas de lo establecido en su acreditación conforme a la norma correspondiente.

En consecuencia, en este capítulo se detallarán exclusivamente los procedimientos analíticos y de toma de muestras que sin estar bajo el paraguas de una acreditación se realizan conforme a normativa y literatura científica existente. No es objeto de este capítulo la presentación de las distintas estrategias de muestreo que se han seguido en los distintos casos de estudio, pues parece evidente que ésta ha de ajustarse a las particularidades de cada emplazamiento en cuestión.

III.1.1. Toma de muestras

III.1.1.1. Muestras de suelo

La toma de muestras de suelo se realiza de manera habitual mediante sonda holandesa (Edelman Auger), oscilando la profundidad de muestreo general entre los 20-30 cm, excepto casos puntuales en los que debido a la presencia de afloramientos rocosos no haya sido posible alcanzar esas profundidades. En cada uno de los puntos de muestreo se tomaron entre 3 y 5 incrementos dependiendo de lo contemplado en el diseño de la estrategia de muestreo. En la Figura III.1 se presenta la geometría de los incrementos empleada habitualmente en cada punto de muestreo.

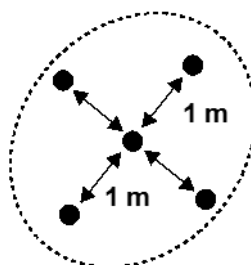


Figura III.1. Esquema de muestreo habitual mediante incrementos muestrales para un localización de muestreo concreta.

Las muestras recogidas en campo se trasladaron a los laboratorios de la Universidad de Oviedo, manteniendo la cadena de custodia hasta su pretratamiento y análisis. Las muestras se secaron a temperatura ambiente para minimizar la pérdida de contaminantes volátiles como el Hg. Posteriormente fueron disgregadas y cuarteadas en laboratorio, destinando una alícuota a la operación de tamizado a una fracción menor de 2 mm. El rechazo, la fracción mayor de 2 mm, fue lavada y desagregada cuidadosamente para recuperar las partículas que pudieran haber quedado adheridas y/o agregadas a partículas de tamaños superiores.

Una vez terminado el proceso de secado y fraccionado a tamaños menores de 2 mm, en el caso de que los incrementos muestrales se hubieran recogido individualmente, una alícuota de cada una de los incrementos se utiliza para formar una muestra compuesta que finalmente sería homogeneizada y molida mediante mortero de ágata mecánico, a tamaños inferiores de 100 micras para posterior análisis mediante un equipo de Plasma de Acoplamiento Inductivo con espectrómetro de masas (ICP-MS en adelante).

III.1.1.2. Muestras de agua.

Las muestras de agua para análisis de metales y metaloides disueltos se recogieron en botellas de polietileno de alta densidad (HDPE por sus siglas en inglés) y filtraron *in-situ* mediante un filtro de 0.45 micras de tamaño de poro. El filtrado fue transferido a la una botella limpia de HDPE y posteriormente acidificadas mediante HNO₃ hasta un alcanzar un pH < 2, manteniendo las muestras refrigeradas, hasta su análisis, a una temperatura inferior a 4 °C.

III.1.2. Análisis de suelos y aguas

III.1.2.1. Análisis muestras de suelo

III.1.2.1.1. Análisis multielemental

Para el análisis multielemental, una submuestra representativa de 0.250 g fue preparada para su análisis mediante una digestión en agua regia (HCl+HNO₃) a través de un microondas Anton Paar 3000.

Las muestras fueron diluidas y filtradas para su análisis mediante ICP-MS usando dilución isotópica para su cuantificación (IDA por sus siglas en inglés). El alcance analítico elegido ha sido variable en función de las necesidades del trabajo, pasando por un paquete analítico básico de 8 elementos traza (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), hasta uno más completo de 28 elementos (B, Na, Mg, Al, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, N, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Hg, Tl, Pb, U) ambos ofertados por la Unidad de Ensayos Medioambientales de los Servicios Científico Técnico (SCT) de la Universidad de Oviedo.

III.1.2.1.2. Análisis de la biodisponibilidad mediante extracción secuencial

La determinación de los efectos potenciales de la afección por metales y metaloides no puede ser evaluada a través de las concentraciones totales en suelos, lo cual significaría que todas sus formas químicas producen el mismo impacto sobre el medio ambiente. Por ello, se suele proceder a la extracción selectiva de las fracciones específicas del suelo, empleando el procedimiento de extracción propuesto por Tessier (1979).

En efecto, la metodología de extracción secuencial química propuesta por Tessier, suministra información detallada sobre la disponibilidad biológica, fisicoquímica, movilización y transporte de metales y metaloides y se basa en un intento de reproducir las condiciones fisicoquímicas sobre matrices ambientales, para lo que desarrolla la división de las moléculas de elementos traza en cinco fracciones específicas que incluyen la sucesiva separación de especies y sus asociaciones.

En este trabajo el método, se ha aplicado en los laboratorios de los SCT de la Universidad de Oviedo sobre muestras representativas (una vez seca y tamizada a una fracción menor de 2 mm), de forma secuencial sobre la misma porción de muestra y consiste en

la aplicación de extractantes selectivos sobre 2,5 gramos de muestra, que determinarán las formas de la solubilidad decreciente de los elementos a estudio:

- a) Fracción intercambiable: El sedimento se lixivió a temperatura ambiente mediante agitación continua durante 1 hora, tras la adición de 25 mL de solución $MgCl_2$ (1M, pH 7).
- b) Fracción ligada a carbonatos: El residuo de la fracción intercambiable fue lixiviado con 8 mL de NaOAc (1M pH 5 HOAc), mediante agitación continua durante 6 horas, a temperatura ambiente.
- c) Fracción ligada a óxidos de hierro y manganeso: Se lixivió el residuo de los carbonatos mediante la adición de 25 mL $NH_2OH-HCl$ (0,04 M, 25%HOAc), y posteriormente en baño de agua a $96^{\circ}C$, durante 6 horas con agitación ocasional.
- d) Fracción ligada a materia orgánica: Adición de 5 mL de H_2O_2 (30%), y 3 mL HNO_3 (0,01M), sobre el residuo de la fracción de óxidos, extracción en baño de agua a $85^{\circ}C$ con agitación ocasional durante 5 horas, seguido de la adición de 2 mL de H_2O_2 (30%) en baño de agua durante 1 hora. Adición de 15 mL de NH_4NO_3 (1M) con agitación a temperatura ambiente durante 10 minutos.

En todas las fracciones, se ha separado el sobrenadante de cada extracción tras centrifugar durante 15 minutos a 8.000 rpm, este fue filtrado para su posterior análisis mediante ICP-MS.

III.1.2.1.3. Especiación de arsénico en As (III) y As (V)

La medida de As (III), As (V) y especies orgánicas de As, se ha efectuado en el Servicio Científico-Técnico de Ensayos Medioambientales de la Universidad de Oviedo mediante digestión en microondas, separación por cromatografía líquida (HPLC por sus siglas en inglés) y análisis en ICP-MS.

III.1.2.1.4. Análisis de contaminantes orgánicos

III.1.2.1.4.1. Análisis cualitativo de contaminantes orgánicos

La cromatografía de gases (GC por sus siglas en inglés) es el método ideal para el análisis de fracciones ligeras y medias del crudo de petróleo y sus derivados, y por lo tanto para

cualquier estudio de biodegradación que se lleve a cabo. Solo algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs por sus siglas en inglés) de muy elevado peso molecular, las resinas y la fracción de los asfaltenos pueden quedar fuera de la caracterización si esta se realiza correctamente en todas sus etapas, desde el muestreo hasta el análisis propiamente dicho, pasando por la extracción.

La aportación del espectrómetro de masas (MS) permite identificar los compuestos que contienen las muestras, trabajándose con los iones característicos de cada familia de compuestos o de compuestos individuales en particular, siendo de esta forma más sencilla su localización. Con la actuación conjunta de los dos equipos se consigue que, mientras el cromatógrafo lleva a cabo la separación de los compuestos, el espectrómetro acumule los espectros de fragmentación de los eluidos y facilite la identificación de estos.

Los hidrocarburos y potenciales contaminantes orgánicos en las muestras de suelo se han extraído en un dispositivo Soxtherm con diclorometano como disolvente en un ciclo de 4 h. Posteriormente, se tomó una alícuota del extracto deshidratado que se llevó a condiciones de sequedad, se pesó, y se redisolvió en hexano. A este extracto se lo hizo pasar a través de un filtro de 0.45 micras donde quedaron retenidos los asfaltenos, mientras que los maltenos atraviesan el filtro. En la fracción de los maltenos se encuentran incluidas las fracciones de compuestos saturados, aromáticos y resinas, que se separan mediante fraccionamiento por cromatografía líquida a través de una columna de sílice y alúmina. Las fracciones de hidrocarburos saturados y aromáticos, fueron analizadas mediante Cromatografía de Gases-Espectrometría de Masas (GC/MS por sus siglas en inglés). El equipo empleado es un 7890A GC System acoplado a un 5975C Inert XL MSD with Triple-Axis Detector de Agilent Technologies. Se utilizó para la separación cromatográfica una columna capilar DB-5ms de 30 m x 0,25 mm x 0,10 micras. La programación de temperaturas en el horno cromatográfico fue inicialmente a 50 °C durante 2 min, luego a 2.5 °C·min⁻¹ hasta 300 °C y esta temperatura se mantiene durante 60 min. Se usó helio de elevada pureza (99.999%) como gas portador a 1 mL·min⁻¹. El detector MS trabajó en modo de ionización electrónica (EI) a 70 eV y los cromatogramas obtenidos se adquirieron en modo scan, en un intervalo de m/z = 45 a

500. Para la identificación de los picos cromatográficos se usó la biblioteca de espectros de masas WILEY 275, disponible con el software del equipo.

Específicamente, el análisis por la técnica HS-GC-MS (cromatografía de gases con espacio en cabeza ligada a espectrómetro de masas) ha permitido estudiar a fondo la fracción más volátil de los potenciales contaminantes (por debajo de 12 átomos de carbono).

Todos los análisis se han realizado, bajo estrictos protocolos basados en la metodología de la EPA, en el laboratorio de Ensayos Medioambientales de la Universidad de Oviedo, adscrito a los SCT de la misma.

III.1.2.1.4.2. Análisis cuantitativo de contaminantes orgánicos

Los análisis cuantitativos de contaminantes orgánicos se han realizado en su totalidad en laboratorios acreditados externos a la Universidad de Oviedo. La mayoría de las muestras fueron enviadas a la delegación de medioambiente del laboratorio Eurofins Analytico ubicada en Holanda.

Sobre estas muestras no se realiza pretratamiento alguno y se conservan refrigeradas a 4°C y en oscuridad desde su toma/recepción hasta su envío. Se detallan a continuación las metodologías empleadas por los laboratorios externos en función de las determinaciones analíticas solicitados.

- Aromáticos (BTEX) - Método W0254 - Equipo HS-GC/MS - Norma Según NEN-ISO 22155
- TPH (GC) - Método W0202 - Equipo GC/FID - Norma NEN-EN-ISO 16703 con Split de Alifáticos y Aromáticos
- Cromatograma de TPH (GC) - Método W0202 - Equipo GC/FID - Norma NEN-EN-ISO 16703
- TPH volátiles (C₅-C₁₀) - Método NG W0254 - Equipo HS-GC/MS Gw. - Norma NEN-EN-ISO 16558-1
- PAH (EPA) - Método W0271 - Equipo GC-MS - Norma NEN-ISO 18287

III.1.2.1.5. Caracterización agronómica

En este caso se enviaron muestras a un laboratorio externo acreditado para su análisis, en concreto a los laboratorios del INEA, centro adscrito a la Universidad de Valladolid a través de la Escuela Universitaria de Ingeniería Agrícola. Se analizan diferentes parámetros edáficos del suelo relacionados con su importancia ambiental: textura, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y carbonatos totales.

Estos parámetros condicionan la vulnerabilidad y poder de amortiguación del suelo, y son relevantes a la hora de definir la movilidad, biodisponibilidad y persistencia de los elementos contaminantes y la potencial modificación del equilibrio biogeoquímico del suelo.

- Textura: Composición granulométrica del suelo en la que se han obtenido los porcentajes de cada fracción (arena, limo y arcilla). El método empleado ha sido el densímetro Bouyoucos. Los suelos se han clasificado según los Órdenes de Taxonomía de Suelos USDA (USDA–NRCS, 1998).
- pH: La medición del pH se realizó mediante un método potenciométrico, basado en el establecimiento de diferencias de potencial entre disoluciones, con una relación 1 / 2,5 suelo/agua a 25°C.
- Materia orgánica: La técnica empleada consiste en oxidar una porción de la muestra con dicromato de potasio en medio sulfúrico.
- Nitrógeno (N): El método empleado para su análisis ha sido el método Kjeldahl, que refleja la cantidad total de nitrógeno (formas orgánicas e inorgánicas).
- Carbonatos totales: El método empleado ha sido el calcímetro de Bernard, mediante el cual los carbonatos del suelo son sometidos a la acción de un ácido diluido (HCl), consumiéndose ácido de forma estequiométrica al contenido de carbonatos.
- Fósforo (P): Se determina el fósforo disponible como un indicador importante de fertilidad mediante el método de Olsen (extracción y espectrometría).
- Materia Orgánica: Por oxidación con dicromato y volumetría, permite aproximar también la cantidad de carbono orgánico.

III.1.2.2. Análisis muestras de agua

III.1.2.2.1. Análisis multielemental y especiación de arsénico

El análisis multielemental de las muestras líquidas, de igual modo que con las muestras sólidas, se ha llevado a cabo tanto en laboratorio externo acreditado (Eurofins Analytico habitualmente) como en la Unidad de Ensayos Medioambientales de los SCT de la Universidad de Oviedo, dependiendo de las necesidades del proyecto o trabajo concretos

Concretamente la cuantificación analítica se realizó mediante IDA-ICP-MS, y la especiación del As fue determinada mediante HPLC-ICP-MS (ambos con procedimientos análogos a los explicados en los apartados III.1.2.A.a. y III.1.2.A.c.)

III.1.2.2.2. Análisis de cationes y aniones mayoritarios

Con el fin de poder establecer una clasificación hidroquímica de las aguas, se determinaron las concentraciones de cationes y aniones mayoritarios mediante cromatografía (iónica 883 Basic IC plus, Metrohm). Además, se midieron pH y conductividad eléctrica de todas las muestras, tanto *in situ* como en laboratorio, mediante una sonda multiparamétrica portátil Hach Lange HQ (HQd Series Field Probe Kit). Esta determinación mediante cromatografía iónica se ha llevado a cabo en Unidad de Ensayos Medioambientales de los Servicios Científico Técnico (STC) de la Universidad de Oviedo.

III.1.2.2.3. Análisis de contaminantes orgánicos

Se han realizado las mismas determinaciones analíticas que para las muestras de suelo, siguiendo una estrategia de análisis análoga. De este modo, los análisis cualitativos se han llevado a cabo en Unidad de Ensayos Medioambientales de los STC de la Universidad de Oviedo, mientras que las determinaciones cuantitativas de los contaminantes se han externalizado a laboratorios acreditados.

III.2. CÁLCULO DE NIVELES DE FONDO/GENÉRICOS DE REFERENCIA Y NIVELES DE RIESGO.

La metodología de cálculo tanto para los niveles de fondo/genéricos de referencia y niveles de riesgo, está condicionada por la normativa de residuos y suelos contaminados (RD 9/2005 y LRSC) y por tanto será de ésta, y no de otras derivaciones posteriores, de la cual debemos partir a la hora de elaborar el planteamiento de análisis de esta investigación en relación a su necesidad, objeto, aplicabilidad y otras incertidumbres que la reflexión sobre la temática pone de manifiesto.

Estrictamente, la normativa de suelos contaminados no establece un procedimiento para la elaboración de unos valores de fondo, únicamente se apoya en lo que podríamos entender como valores de fondo geoquímico local para establecer un criterio que ayude a determinar los valores de los Niveles Genéricos de Referencia en el supuesto que no de que por diversas razones no se hayan podido derivar conforme a una metodología de riegos.

En este sentido, la norma establece lo siguiente: *“...en el caso de que por razones técnicas o de otra naturaleza, no sea practicable la aplicación de la metodología descrita...las comunidades autónomas...podrán adoptar los resultantes (NGR) de sumar a la concentración media el doble de la desviación típica de las **concentraciones existentes en suelos de zonas próximas no contaminadas y con sustratos geológicos de similares características...**” (RD 9/2005).*

En consecuencia, la pretensión de elaborar unos NGR para elementos traza a nivel regional, en respuesta a dicha competencia transferida, debiera de comenzar con la determinación de las concentraciones existentes en suelos de zonas próximas (en este caso el Principado de Asturias) no contaminadas y con sustratos geológicos de similares características. Es por esto que en 2007 la Administración del Principado de Asturias encarga al Indurot el estudio ya referido con anterioridad *“Asistencia científico técnica para la Caracterización de los niveles genéricos de Referencia de metales pesados en los suelos del Principado de Asturias”* cuyo objeto era establecer los NGR de elementos traza en los suelos del Principado de Asturias, estableciendo un valor de referencia para la identificación de contaminación de suelos por actividades antrópicas.

No es objeto de este capítulo la discusión de la idoneidad de la estrategia planteada en este estudio, ni la discusión sobre los diferentes conceptos y acepciones de los niveles de fondo geoquímico (*geochemical background*) que la literatura científica trata, sino presentar la metodología de cálculo que en la que se basa el citado documento (Indurot, 2008) y que es el punto de partida de esta pieza de la investigación.

III.2.1. Cálculo de niveles de fondo/genéricos de referencia

En particular, para el desarrollo de esta primera aproximación al cálculo de los niveles de fondo, el Indurot entendió la necesidad de la toma de muestras sobre sustratos geológicos de similares características, conforme a lo dictado por el RD, así para cada gran unidad geológica en Asturias (Zona Cantábrica, Zona Astur-occidental leonesa, Cuenca Carbonífera Central y Cuenca Mesozoico-Terciaria) y con mayor precisión para las distintas litologías que presenta cada unidad, se presentarán unos rangos de concentraciones de fondo (fondo geoquímico de esa litología) que deberán de ser calculados de manera independiente para todo el territorio de estudio.

En cuanto a la localización de las muestras dentro de cada litología, el documento se remite estrictamente a la norma (RD 9/2005) en la que se insta a la toma de muestras en zonas no alteradas, o en su defecto lo menos alteradas posible por acción antrópica, de forma que los valores medidos se ajusten realmente a los valores naturales. Teniendo en cuenta la larga tradición minero-industrial del Principado de Asturias los investigadores justifican la decisión de obviar para el cálculo el “triángulo que uniría Oviedo-Gijón-Avilés... evitando así la posibilidad de tomar muestras contaminadas” (ver Figura III.2).

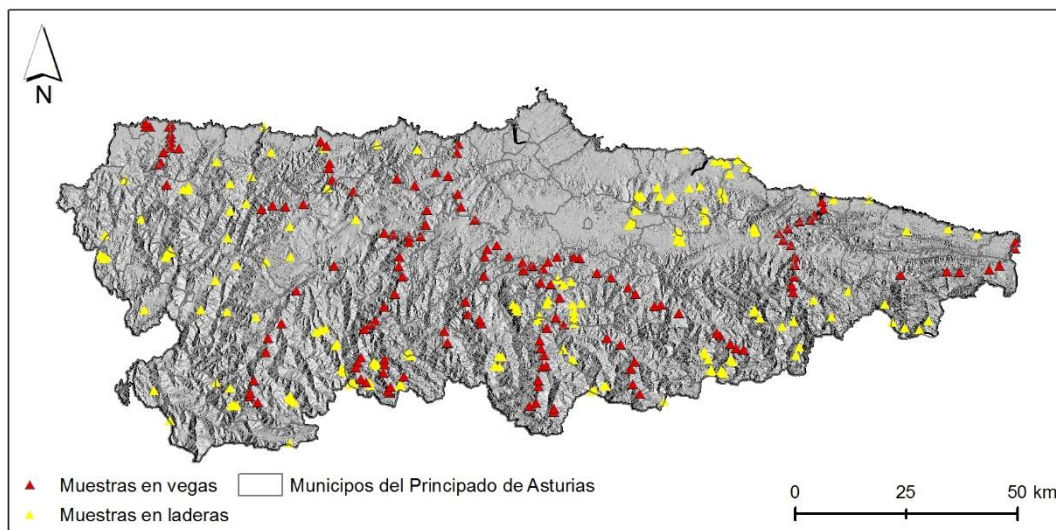


Figura III.2. Localización de muestras tomadas en el Principado de Asturias para la elaboración de informe de Indurot, 2008. Elaboración propia.

La división de las cuencas y subcuencas a las que pertenecen las muestras de vega se realiza tomando como referencia la división que hace la Confederación Hidrográfica del Norte para Asturias, con un total de 27 cuencas de las que se han elegido 14 dependiendo de la litología del sustrato y la naturalidad de los suelos de la cuenca hidrográfica que drenan.

Con los resultados de las 334 muestras mencionadas, agrupadas en las 10 litologías para las muestras de ladera y las 14 cuencas y subcuencas hidrográficas para las muestras de vega, se pueden establecer, previo tratamiento estadístico, los rangos de concentraciones (fondo geoquímico) para cada una de las divisiones anteriores.

Particularmente el documento lo que se realiza es el cálculo de los NGR para cada una de las divisiones anteriores aplicando la metodología propuesta por el RD 9/2005 que establece que se ha de adicionar al valor medio dos veces la desviación típica. El referido valor medio y su desviación típica asociada se obtuvieron de manera independiente para cada una de las litologías consideradas (10 en total), calculándose de manera separada unos valores de “niveles genéricos de llanuras aluviales” para cada una de las cuencas consideradas (14 en total).

III.2.2. Cálculo de niveles de riesgo

El proceso para el cálculo de los niveles de riesgos o más comúnmente conocido como evaluación de riesgos para la salud humana (HRA por sus siglas en inglés), es una metodología muy habitual en el campo de los terrenos contaminados como herramienta para la gestión del riesgo en función de los niveles resultantes.

Las metodologías para el cálculo o evaluación de riesgos para la salud humana, en Europa, no han sido unificadas y derivan de otras metodologías reconocidas a nivel internacional o de la adaptación de las propuestas por Estados Unidos, incluidos el glosario de términos y conceptos fundamentales que finalmente han permeado fuera de sus fronteras sobreentendiéndose como validadas para nuestro marco normativo.

Concretamente, los procedimientos de evaluación de riesgos utilizados en esta investigación se han desarrollado y documentado especialmente en base a los documentos publicados por la EPA de los EE.UU. (US EPA, 1989a, 1991b, 1996a; ASTM, 1995, 1998)

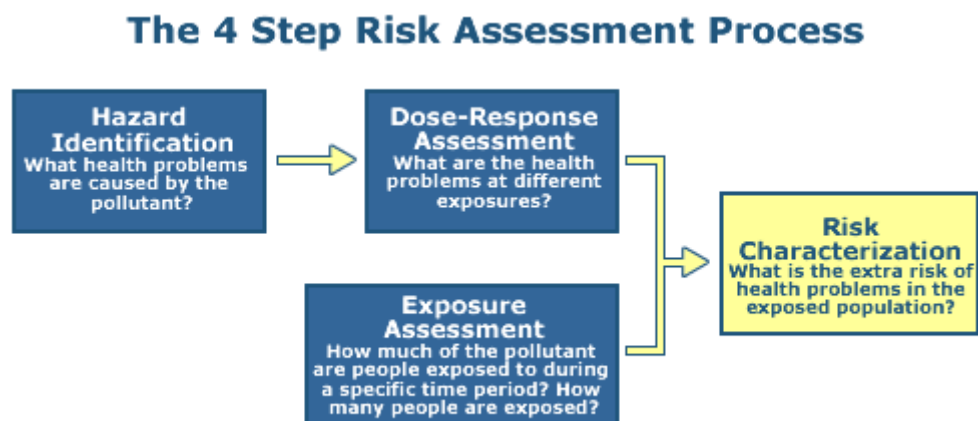


Figura III.3. Esquema de 4 pasos en el Proceso de Evaluación de Riesgos propuesto por EPA, Conducting a Human Health Risk Assessment, EPA online guidelines⁴.

La evaluación de riesgos se define habitualmente como un proceso de evaluación integrador de distintos componentes cuyo paso final en la caracterización de riesgo que

⁴ <https://www.epa.gov/risk/conducting-human-health-risk-assessment>

determinará la presencia o no de este y en qué niveles se sitúa según los cocientes e índices que se determinen (Figura III.3).

Como se ha dicho, la caracterización de riesgos integra información de los componentes anteriores de la evaluación de riesgos y sintetiza una conclusión general sobre el riesgo que es completa, informativa y útil para la gestión del riesgo. En decir, una caracterización del riesgo refleja el juicio del evaluador de riesgos en relación a la naturaleza y existencia de (o la falta de ella) riesgos para la salud humana.

En un primer momento ya se definen los componentes integradores de la evaluación de riesgos para la salud en cuatro pasos (NRC, 1983). Para cada paso, se evalúa la información relevante y con rigor científico, habiendo de describir además las incertidumbres asociadas. Concretamente los pasos que se refieren en él son los siguientes (Fowle, J. R., & Dearfield, K. L., 2000):

- i. Identificación de riesgos: la determinación de si un producto químico en particular está o no relacionado causalmente con efectos a la salud en particular.
- ii. Evaluación de dosis-respuesta: la determinación de la relación entre la magnitud de la exposición y la probabilidad de ocurrencia de los efectos sobre la salud en cuestión.
- iii. Evaluación de la exposición: la determinación del alcance de la exposición humana antes o después de la aplicación de controles reglamentarios
- iv. Caracterización del riesgo: la descripción de la naturaleza y, a menudo, la magnitud del riesgo humano, incluida la incertidumbre correspondiente.

Sin perjuicio de que más adelante se trate en detalle en cada uno de los apartados del proceso de evaluación de riesgos referidos más arriba, es pretensión de este capítulo de metodologías generales, contextualizar y establecer las líneas maestras de la metodología del cálculo de los niveles de riesgos que se lleva a cabo en este último apartado denominado como "*Risk Characterization*". Es en este último paso en el que se integran los resultados de las evaluaciones de toxicidad y exposición a través de formulaciones que permiten definir cuantitativa y cualitativamente el riesgo.

Las expresiones matemáticas de caracterización del riesgo que permiten valorar los posibles efectos tóxicos o no cancerígenos y los posibles efectos cancerígenos se realizan de manera diferenciada, ya que la metodología difiere entre estas dos modalidades de toxicidad química. Por un lado, se realiza una comparativa entre en la tasa de ingestión (estimada) de las distintas sustancias y los valores de toxicidad para el cálculo de los efectos no cancerígenos, y por otro el cálculo de las probabilidades de que un individuo desarrolle cáncer a lo largo de su vida mediante la tasa de ingestión y la información de los parámetros de dosis-respuesta específica de cada sustancia, en el contexto de sustancias con efectos cancerígenos. Esta caracterización, además, debería incorporar, entre otros, las estimaciones de las incertidumbres asociadas a la evaluación.

Las evaluaciones de riesgo han de completarse incorporando a las expresiones numéricas un texto explicativo que interprete y califique los resultados por parte de los evaluadores de riesgos de cara al órgano de gestión que será el consumidor final de la evaluación. De este modo, los resultados de la caracterización del riesgo sirven de nexo de unión entre la evaluación del riesgo y la gestión del riesgo, entendiéndose este como una pieza clave en el proceso de toma de decisión (*decision-making*).

Como norma general, la mayoría de los emplazamientos evaluados presentarán más de un Compuesto de Interés (CDI) (*chemical of concern*, COC, por sus siglas en inglés), pudiendo presentarse de manera simultánea efectos de carácter tóxico y cancerígeno. En estos casos habrán de considerarse los valores de exposición y la toxicidad para todas las vías de exposición y las distintas sustancias así como los usos de suelo.

Sin perjuicio de lo anterior, el procedimiento de cálculo habitual, aun concurriendo las circunstancias antedichas, es cuantificar índices de riesgo para efectos carcinogénicos y no cancerígenos, primero para las sustancias individuales y subsecuentemente para los riesgos asociados a la exposición simultánea a varias sustancias.

Para los carcinógenos cualquier nivel de exposición lleva a aparejada una probabilidad de desarrollar una respuesta cancerígena y/o mutagénica, en este caso la expresión de cálculo se realiza mediante un factor de pendiente (*SF, slope factor*) que indica el incremento de la probabilidad de desarrollar estos efectos a lo largo de una vida por exposición crónica a una dosis de contaminante. Si un sitio tiene múltiples

contaminantes cancerígenos, los riesgos de cáncer para cada carcinógeno y cada ruta de exposición son añadidos en el cálculo (asumiendo el principio de aditividad del riesgo) y éstos se comparan con el valor del riesgo aceptable. De tal manera que los riesgos en el rango de 1E-06 a 1E-04 típicamente han sido considerados como aceptables (US EPA, 1990, 1991b).

Concretamente la Ecuación (1) de riesgo carcinogénico utilizada, para cada ruta de exposición ha sido la siguiente (US EPA, 1989a):

$$Risk = D \cdot SF \quad (1)$$

Donde *Risk* es una probabilidad adimensional (e.g., 2×10^{-5}) de que un individuo desarrolle cáncer, *D* (Dosis Crónica Diaria) ingesta media diaria estimada para efectos crónicos durante 70 años (mg/kg/día) y *SF* es el factor de pendiente expresado en $(\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{día})^{-1}$.

La evaluación de los efectos no cancerígenos no se expresa como la probabilidad de que un individuo sufra un efecto adverso, es decir, no se utiliza un enfoque probabilístico como sí ocurre en el caso de los efectos cancerígenos. Estos se evalúan comparando las ingestas estimadas de los contaminantes para cada vía de exposición (oral, dérmica, inhalación) con la dosis de referencia derivada para un período de exposición similar (RfD por sus siglas en inglés) para producir el cociente de riesgo HQ (Ecuación (2)), definido de la siguiente manera (US EPA, 1989):

$$HQ = \frac{D}{RfD} \quad (2)$$

Donde HQ (*hazard quotient*) es cociente de peligro (adimensional); *D* (Dosis entendida como dosis de crónica diaria) ingesta diaria (mg/kg día); RfD (Reference dose), dosis de referencia (mg/kg/día).

El coeficiente de riesgo asume que existe un nivel de por debajo del cual es poco probable que incluso las poblaciones sensibles experimenten efectos adversos para la

salud. Si el HQ excede la unidad se genera una situación de riesgo inaceptable por los posibles efectos no cancerígenos.

En el caso más habitual de que nos encontremos en un emplazamiento en el que exista una afección multicomponente, los efectos tóxicos derivados de cada uno de los compuestos se suman, es decir, los HQ calculados para cada producto químico se suman (asumiendo la aditividad de los efectos) y se expresan como un HI (Hazard Index) (US EPA, 1989a) (Ecuación (3)):

$$HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n \quad (3)$$

En los casos en que el HI no excede la unidad se supone que no es probable que se presenten riesgos crónicos (de 7 años a toda la vida del individuo) en el emplazamiento de estudio (US EPA, 1989), los cuales han de considerarse siempre en este tipo de escenarios. Por otro lado, si el HI es mayor que la unidad como consecuencia la aditividad de varios HQ, sería conveniente segregar los compuestos por cada uno de los efectos tóxicos y por cada mecanismo de desarrollo de estos, derivando cada HI de forma separada para cada órgano afectado (Wcisło et al., 2012).

III.2.3. Determinación de niveles de riesgo mediante softwares de apoyo: (Software RBCA. Tool Kit for Chemical Releases y GIS)

La metodología anterior en muchos casos se ha de sustentar en herramientas informáticas de apoyo que faciliten las operaciones de cálculo, fundamentalmente cuando implican transferencia de contaminantes entre matrices y su migración a través de estas como consecuencia de la evaluación de riesgos para un receptor que no se encuentre en el emplazamiento de estudio; es decir en la zona afectada o foco de contaminación. Se producen entonces fenómenos de dispersión, difusión y advección de contaminantes entre otros, cuya modelización es muy compleja y requiere del apoyo de herramientas cálculo que faciliten el análisis.

Tal y como se ha deslizado en el párrafo anterior, las expresiones de cálculo de riesgos explicadas son válidas para una situación en la que el punto de exposición (PDE en adelante) se sitúa sobre el foco de contaminación. Por lo que se evalúa el riesgo que

supone una determinada concentración de un CDI determinado sobre ese receptor que se encuentra sobre el foco, teniendo en cuenta los factores exposición y constantes toxicológicas que aplican en cada caso.

En el CAPÍTULO V. y CAPÍTULO VI. la situación es significativamente distinta a la expuesta anteriormente ya que normalmente, además de una evaluación ordinaria sobre los riesgos (*on-site*), se trata de evaluar los riesgos de un receptor que se encuentra en un PDE alejado del foco o zona de afección (*off-site*). La pregunta que se ha responder para conocer las concentraciones en el PDE sería ¿Qué ocurre desde el foco hasta el PDE?

La utilización de modelos de transformación y transporte permite predecir la concentración de los CDI en los PDE para calcular los riesgos de los receptores fuera del foco. Para ello, primeramente, se han de identificar todas las rutas completas de exposición. Mediante el esquema de la Figura III.4 se simplifica el modelo conceptual del emplazamiento, recogiendo tanto los medios afectados como los mecanismos de transporte de los contaminantes y los medios de exposición que se pueden suceder en el PDE objeto de evaluación.

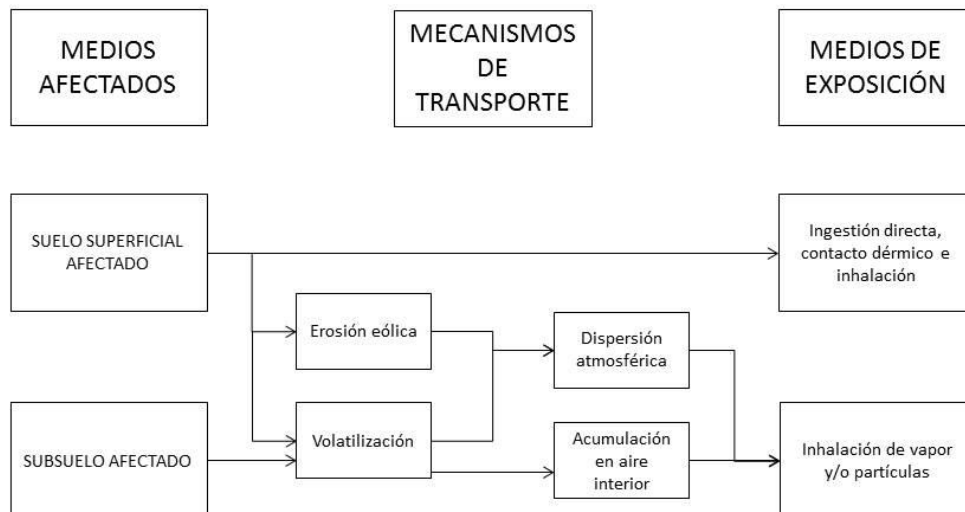


Figura III.4. Ejemplo de un esquema del modelo conceptual de un emplazamiento objeto de estudio

Los modelos que rigen los mecanismos de transporte expuestos en el esquema anterior se han de seleccionar para ajustar los modelos más apropiados de transporte de los CDI entre matrices (por ejemplo, suelo a aire, suelo a agua subterránea, y agua subterránea

a aire) o hacia los receptores fuera del sitio (mediante el transporte por aire o por agua subterránea). La disponibilidad de las varias opciones de modelos de transporte depende de la selección de rutas de exposición y de la identificación de receptores fuera del sitio (Figura III.5).

Opciones de modelos de transformación y transporte

1. Transporte vertical, suelo superficial

Factores de volatilización a aire ambiental

- Modelo de volatilización del suelo superficial únicamente (Modelo USEPA Q/JC)
- Combinación de suelo superficial (modelo de Johnson y Ettinger)
 - Espesor de la capa de suelo superficial: (m)
- Factores de volatilización especificados por el usuario a partir de otro modelo

Factores de volatilización a aire interior

- Modelo de Johnson y Ettinger para volatilización del suelo y aguas subterráneas
- Modelo de Johnson y Ettinger para suelo y modelo de flujo de masa para aguas subterráneas
- Factores de volatilización especificados por el usuario a partir de otro modelo

Factor de lixiviación de suelo a aguas subterráneas

- Modelo ASTM
 - Aplicar el modelo de atenuación para suelos (SAM)
 - Permitir biodegradación de primer orden
- Factor de lixiviación especificado por el usuario según otro modelo

Opciones para modelos

- Deshabilitar limitación por balance de masa
- Aplicar el modelo de equilibrio de desorción dual

2. Factor de dispersión lateral del aire

- Modelo gaussiano de dispersión en 3-D
 - Fuera del sitio 1:
 - Fuera del sitio 2:
- Factor de dispersión del aire especificado por el usuario

3. Factor de atenuación por dilución en aguas subterráneas

Calcular factor de atenuación por dilución con el modelo de Domenico

- Ecuación de Domenico con dispersión (sin biodegradación)
- Ecuación de Domenico con degradación de primer orden
- Ecuación de Domenico modificada con superposición de aceptores de electrones

Capacidad de biodegradación:

Valores DAF especificados por el usuario

- Valores DAF generados por otro modelo o datos del sitio

4. Degradación química y agotamiento del foco

- Introducir tasas de degr.
- Introducir masa de CDI

5. Comandos y opciones

Figura III.5. Opciones de modelo de transporte. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5 (español)

Toda vez establecidos los mecanismos de transporte y los modelos que regirán estos, el analista ha de establecer los parámetros de las propiedades físicas del suelo, del agua subterránea y otro tipo de factores que condicionan el cálculo de la transferencia de CDI entre las distintas matrices. En la Figura III.6 se puede ver a modo de ejemplo una de las pantallas de uno de los softwares de apoyo utilizados, en la cual se han de introducir los mencionados parámetros del suelo.

Parámetros del suelo

1. Características del suelo
Hidrogeología
 Profundidad hasta el acuífero: 3 (m)
 Espesor de la zona capilar: 0.05 (m)
 Espesor de la columna de suelo: 2.95 (m)
Zona afectada del suelo
 Profundidad del techo de suelo afectado: 0 (m)
 Profundidad de la base de suelo afectado: 3 (m)
 Longitud del suelo afectado paralela a dirección del flujo de agua subterránea: 45 (m)
 Área de suelo afectado: 2025 (m²)
 Longitud de suelo afectado paralela a la dirección del viento: 45 (m)

2. Columna de suelo superficial
Tipo de suelo USCS predominante
 Definido por ASTM: [dropdown]
 Calcular [button]
 Contenido volumétrico de agua: 0.12 (Zona vadosa), 0.342 (Zona capilar) (-)
 Contenido volumétrico de aire: 0.26, 0.038 (-)
 Porosidad total: 0.38 (-)
 Densidad seca: 1.7 (kg/L)
 Conductividad hidráulica vertical: 864 (cm/d)
 Permeabilidad del vapor: 1.00E-12 (m²)
 Espesor de la zona capilar: 0.05 (m)
Infiltración neta de la pluviosidad
 Estimado neto de infiltración: 30.00 (cm/año)
 Precipitación anual promedio: 0 (cm/año)
Parámetros de partición
 Fracción de carbono orgánico – columna de suelo: 0.01 (-)
 Fracción de carbono orgánico – zona de raíces: 0.01 (-)
 pH del suelo/agua: 6.8 (-)

3. Comandos y opciones
 Pantalla principal [button] Usar / fijar valores predefinidos [button] Imprimir página [button]
 Cambiar unidades [button] Ayuda [button]

Figura III.6. Pantalla de introducción de las propiedades físicas del suelo. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español)

Para cada ruta completa de exposición completa, se calculará el Factor de Atenuación Natural (NAF por sus siglas en inglés) ya que la concentración en la matriz de exposición, se calcula al dividir la concentración en la matriz del foco entre el valor del factor de atenuación natural. Teniendo en cuenta que para las rutas de suelo no hay NAF y la concentración en la matriz de exposición es igual a la concentración de la matriz del foco, es decir, es una evaluación on-site ya que el PDE está sobre el foco.

El NAF representa el efecto acumulativo de los varios factores de partición, dilución y atenuación que actúan para reducir las concentraciones de los compuestos durante el transporte desde el foco hasta el receptor. Estos componentes del NAF pueden incluir tanto los factores de transferencia entre medios (volatilización del suelo al aire o la lixiviación del suelo a agua subterránea) como factores de transporte lateral (la dispersión en el aire o la advección-dispersión del agua subterránea). En definitiva, el NAF es la relación entre la concentración real medida en la matriz del foco y en el PDE. En función del tipo de análisis y nivel de complejidad y precisión, se puede medir directamente las concentraciones en el PDE o utilizar los análisis de los modelos de transformación y transporte que predicen esta razón de concentraciones (Figura III.7).

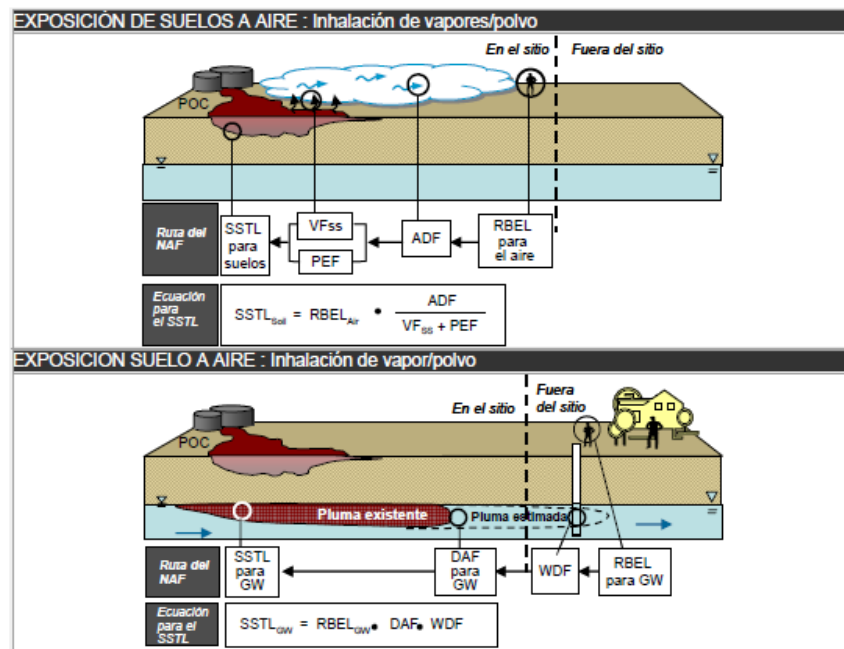


Figura III.7. Ejemplo de rutas para el cálculo de los factores de atenuación natural. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español)

Una vez estimadas las concentraciones en los PDE mediante los NAF correspondientes, se pueden utilizar las expresiones generales de riesgo que se presentaban en el Apartado III.2.2. para el cálculo de los riesgos tanto individuales como acumulados por todos los CDI analizados. Además, se identifica la vía de exposición más crítica haciendo una distinción por riesgos asociados a efectos tóxicos y a riesgos cancerígenos. En la Figura III.8, se presenta un ejemplo de la salida gráfica que ofrece uno de los softwares referencia para el resumen general de los riesgos calculados que en este caso se denomina como “Resumen de Línea Base de Riesgos”.

Volver		Ayuda		EVALUACIÓN TIPO RBCA DEL SITIO			Línea base de riesgos - Todas las rutas			
Imprimir página		Realizado por: GSI Environmental Inc. Fecha: 12-Feb-09						1 de 1		
RESUMEN DE LÍNEA BASE DE RIESGOS										
RUTA DE EXPOSICIÓN	LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO					LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI		¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable		Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	
RUTAS DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR										
¿RUTA COMPLETA? ■	4.5E-8	1.0E-5	5.0E-8	1.0E-5	□	3.1E-4	1.0E+0	5.3E-4	1.0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
¿RUTA COMPLETA? ■	7.2E-6	1.0E-5	9.9E-6	1.0E-5	□	7.0E-2	1.0E+0	1.2E-1	1.0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN A SUELO										
¿RUTA COMPLETA? ■	5.8E-6	1.0E-5	6.1E-6	1.0E-5	□	3.4E-3	1.0E+0	5.0E-3	1.0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN A AGUA SUBTERRÁNEA										
¿RUTA COMPLETA? ■	1.1E-4	1.0E-5	1.2E-4	1.0E-5	■	2.2E+0	1.0E+0	3.8E+0	1.0E+0	■
RUTAS DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
¿RUTA COMPLETA? ■	1.7E-6	1.0E-5	1.8E-6	1.0E-5	□	3.2E-2	1.0E+0	4.9E-2	1.0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (valores máximos generados para las rutas completas)										
	1.1E-4	1.0E-5	1.2E-4	1.0E-5	■	2.2E+0	1.0E+0	3.8E+0	1.0E+0	■
	Agua subterránea		Agua subterránea			Agua subterránea		Agua subterránea		

NA = No aplica (ruta inactiva), NC = No calculado

Figura III.8. Ejemplo del Resumen de la Línea Base de Riesgos calculada mediante el software RBCA – Tool kit for Chemical Release. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español)

CAPÍTULO IV. DERIVACIÓN DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA
PARA METALES PESADOS EN EL PRINCIPADO DE ASTURIAS.
METODOLOGÍA

IV.1. CÁLCULO DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA LA SALUD
HUMANA

Se refleja en la introducción de esta memoria la definición exacta, según normativa correspondiente (RD 9/2005), del concepto de NGR. De ella se interpreta que estos son unos “niveles” (concentraciones) a partir de las cuales, su presencia puede comportar riesgo para la salud humana; pudiendo llegar, en su caso, a tener que declararse el suelo como contaminado. Entendiéndose por contaminado aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano.

Es decir, diríamos que los niveles genéricos de referencia son unos valores límite (*thresholds levels*) cuya superación activa una “alarma” que indica que la presencia de una determinada sustancia en el suelo puede tener un origen antrópico. Es, por tanto, susceptible de ser considerada como una alteración negativa en el suelo sobre el que se localice, que podría ser declarado como contaminado, con todas las consecuencias que de ello se deriven.

Teniendo claras las implicaciones que se desprenden de las afirmaciones anteriores, resulta evidente la necesidad de plantearse la pregunta: ¿Qué presencia de una determinada sustancia es natural (geológica y/o biológica y cuál es de origen antrópico? Esta cuestión no es un asunto baladí, habida cuenta que ya se encontraron elevados niveles de plomo en hielo de Groenlandia cuyo origen se remontan a la época griega y romana (Hong et al., 1994). Esta huella antropogénica encuentra su mayor incremento con la llegada a mediados del siglo XIX a Europa de la mano de la Revolución Industrial (Mannion, 2002). Por todo lo anterior, entre otros, hay autores que consideran que actualmente ya no existe una superficie natural *stricto sensu*, siendo estas una combinación de huellas naturales y antropogénicas (Galzuska, 2007).

A mayores, encontramos la dificultad de hallar consenso en la definición del concepto de fondo geoquímico entre la comunidad científica, principalmente debido a la variabilidad espacial y temporal de estas concentraciones entre otros supuestos (Smith y Huyck, 1999; Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

El establecimiento de los fondos geoquímicos, sean cual fuere la metodología utilizada, tiene una importancia clave que se manifiesta según Gałuszka (2006) en dos aspectos fundamentales en el ámbito del medio ambiente y la geoquímica. Por un lado, permite distinguir áreas contaminadas o con concentraciones de sustancias que se consideran contaminantes, de otras que no contaminadas, y por otro lado proporciona la información necesaria para modelizar la movilización, la migración y la deposición/absorción de sustancias debido a las actividades antrópicas.

Ambos aspectos son útiles y se utilizan en esta investigación de maneras distintas. La primera de ellas como base para el establecimiento de lo que Gałuszka denomina estándares ambientales, en nuestro caso, los niveles genéricos de referencia, y la segunda para el análisis que afecciones debidas a contaminación difusa.

Cualquiera que sea la definición que se adopte de fondo geoquímico: "*geochemical background*" (Gough, 1993; Baize and Sterckeman, 2001) o "*natural background*"; incluso en función de la rama científica a la que se refiera: *exploration geochemistry*, *environmental geochemistry*, etc.); todos los autores convergen en la necesidad de un marco metodológico sobre el que comparar. Así, se incluye en una nueva definición de fondo geoquímico, quedando de la siguiente manera: "*los fondos geoquímicos son concentraciones teóricas 'naturales' de una sustancia en una muestra específica (o en un medio concreto), considerando las variables espaciales y temporales, pudiendo determinarse por medio de métodos directos, indirectos e integrados*" (Gałuszka 2005, 2006).

El método directo, también llamado empírico, hace alusión al estudio de muestras no afectadas por las actividades industriales, suelos prístinos (Crommentuijn et al., 2000; Baize y Sterckeman, 2001; Horckmans et al., 2005). Los resultados, en este caso presentados como valores medios de las muestras, están sujetos a la crítica debido a la selección subjetiva de la localización de la muestra (Gałuszka, 2007).

La otra gran metodología para la evaluación de los fondos geoquímicos, se plantea utilizando diferentes técnicas estadísticas además de la de eliminación de outliers, lo que permite la separación de anomalías geoquímicas del fondo geoquímico de las asociadas a la influencia antropogénica. Actualmente, la tendencia es la utilización de una metodología integrada que combina ambos enfoques, directo e indirecto. La idea de este método es que las muestras deben recolectarse en áreas prístinas, cerrando la horquilla o rango de datos obtenidos para posteriormente definir unos valores umbrales, habitualmente definidos como la suma de la media (\bar{X}) y 1.5 a 3 desviaciones estándar (σ) (Li et al. 2003). Esto hace que en distribuciones cuasi normales los valores de fondo geoquímico (*geochemical background*) presentados como valores medios y los valores de calculados mediante la estrategia anterior ($\bar{X} \pm 2 \sigma$), sean prácticamente los mismos con este enfoque.

Una línea base (*geochemical baseline*) proporciona los medios para distinguir entre el origen pedogénico y el origen antropogénico de los elementos traza (metales y metaloides) en los distintos compartimentos ambientales (Zhang, 2006). Esta es una definición simple y más actual que ha ido evolucionando desde que se acuñara el término por primera vez este ámbito por Tidball et al. (1974) en un estudio sobre la influencia de una central térmica de carbón en la cuenca del río Powder (Montana, Wyoming), determinando las líneas de base geoquímicas como un fondo natural en un área con influencia antrópica. Así, aquellas muestras cuyas concentraciones se situaron fuera del intervalo de confianza del 95% fueron consideradas como afectadas por la actividad de la planta industrial y por tanto eliminadas del rango de la línea base.

Ya en este tipo de conceptos los autores sientan una base que para esta investigación se estima capital. El hecho de que unas muestras se sitúen fuera del intervalo del 95% y por ello sean consideradas como contaminadas por la actividad antrópica, no es óbice para la consideración de otros conjuntos de datos significativos que, aunque en menor medida que pueden estar afectados/modificados por la historia de la actividad industrial y por tanto también son representativos de los suelos de la zona. En consecuencia, se deben caracterizar todos los suelos y el diseño de muestreo debiera tener en cuenta las áreas industrializadas o con una presión antrópica histórica significativa. Es preciso en tanto al objeto de su estudio: “documentar el estado actual del entorno de la superficie

y proporcionar datos sobre los cuales cualquier cambio puede ser medido (Darnley, 1995)”.

Las concentraciones de las líneas base, se suelen expresar a modo de rangos medidos (observados) o estimados al 95%. Estas son una representación de una muestra en una localización concreta en un tiempo concreto, que varía además en áreas con diferentes afecciones, mientras que en zonas “naturales” (prístinas), las concentraciones del “*geochemical background*” y el “*geochemical baseline*” son prácticamente las mismas.

Por tanto, la definición de una línea base, permite evaluar los cambios en la huella geoquímica del medio que resulta de las actividades humanas, siendo frecuentemente utilizada como un tiempo cero de los ecosistemas naturales antes de la construcción o desarrollo de infraestructuras que los puedan modificar. Es decir, responde al objeto de la derivación de los NGR, cuya finalidad recordamos que es la identificar la presencia de contaminantes en el suelo en una concentración tal que signifique un riesgo inaceptable para la salud humana y por lo tanto susceptible de ser declarado como contaminado, siendo este por definición normativa aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano.

En este punto, cabe preguntarse entonces si la determinación de fondos geoquímicos es una herramienta igualmente válida, como la línea base, y por tanto responde a las necesidades para el establecimiento de los NGR. Para ello, revisando la legislación de la que mana el mandato de la derivación de los NGR, encontramos respuesta a través del siguiente fragmento “*podrán adoptar los resultantes de sumar a la concentración media el doble de la desviación típica de las concentraciones existentes en suelos de zonas próximas no contaminadas y con sustratos geológicos de similares características*”. A la vista de lo anterior se deduce que lo que la normativa está instando es el uso de una línea base y no de un fondo geoquímico, entendidos tal y como se han presentado con anterioridad. La diferencia fundamental lejos de situarse en la metodología de cálculo o la eliminación, si procede, de anomalías, está sujeta al planteamiento de partida y al propio objeto de los NGR. Tal y como se ha dicho en capítulos anteriores, la derivación de los NGR no pretende otra cosa, sino que preestablecer unos límites o valores que en

caso de ser sobrepasados alertarán de la existencia de un posible riesgo, es decir la presencia de contaminantes en el suelo por causas antrópicas. ¿Puede haber habido un derrame o vertido o una afección incontrolada? Para dar respuesta a esta pregunta parece obvio que deberíamos de conocer la situación de partida, anterior a que se haya producido ese posible incidente y por tanto conocer las concentraciones del suelo sin afección, es decir, sin "...la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano..." (RD 9/2005).

Teniendo en cuenta lo anterior considerando que esos componentes se utilizan en actividades declaradas como potencialmente contaminantes, cabe volver a preguntarse ¿Dónde se llevan a cabo mayoritariamente las actividades potencialmente contaminantes? Hubiese sido de gran ayuda una cartografía actualizada en esta temática, tal y como tienen otras regiones⁵, pero en el caso del Principado de Asturias no existe tal aplicación y por tanto no es posible realizar una valoración exacta de la ubicación del desarrollo de estas actividades, por lo que para responder a la cuestión planteada solo podremos aproximarnos considerando la localización y distribución del suelo industrial de la región, asumiendo que un porcentaje significativo de las citadas actividades se llevarán a cabo sobre suelos con esa calificación de uso (Figura IV.1).

⁵ <https://www.geo.euskadi.eus/>

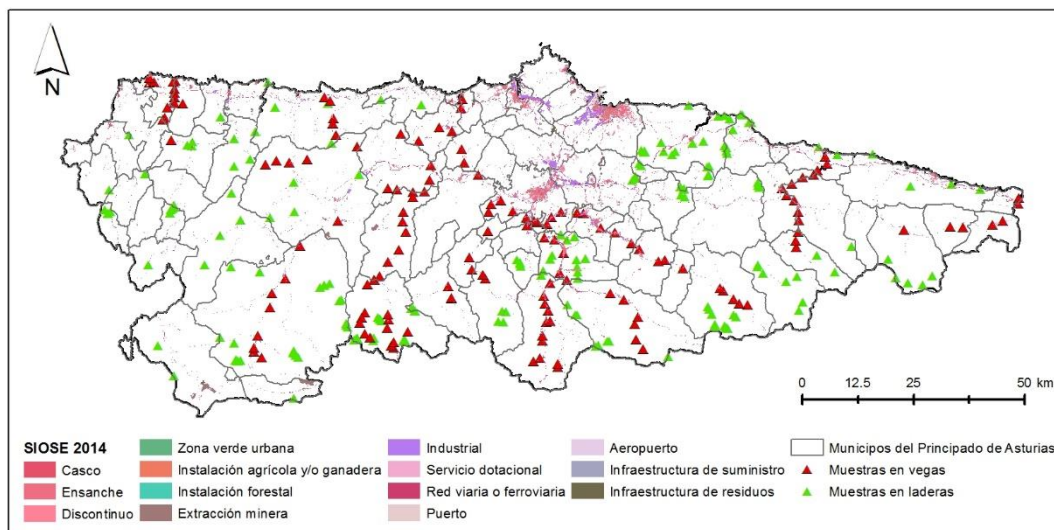


Figura IV.1. Localización de muestras tomadas en el Principado de Asturias para la elaboración de informe de Indurot, 2008. En combinación con los usos de suelos susceptibles de albergar una actividad potencial contaminante según RD 9/2005. Información SIOSE. Elaboración Propia.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se puede establecer una unificación de la terminología y los criterios utilizados en esta investigación, de tal manera que se asumen las siguientes definiciones.

Geochemical background, concentración media de los elementos medidos sobre suelos prístinos, por tanto, mediante un muestreo dirigido obviando zonas que, con todas las salvedades anteriores, pudiera afirmarse que no han sido antropizadas. El resultado se presenta como un único valor por elemento, correspondiente a la media de las medidas realizadas sobre los suelos con la misma roca madre, es decir misma geogénesis.

Geochemical baseline, concentración de elementos medidos en áreas que pueden estar antropogénicamente afectadas o no, sobre las que se realiza un muestreo aleatorio o sistemático. Los resultados se expresan mediante rangos una vez efectuado el proceso de eliminación de anómalos (outliers). La horquilla superior será el valor que se utilice a modo de Threshold Level (Soil Screen Level - SSL) en el caso en el que no sea posible el cálculo de los NGR mediante criterios toxicológicos.

La metodología empleada en esta investigación requiere el cálculo de la línea base para obtener su límite superior (SSL) que se habrá de enfrentar a los valores obtenidos en el cálculo de NGR mediante criterios de riesgo. En la Figura IV.2 se explica gráficamente la

secuencia utilizada para la determinación de los NGR mediante metodología híbrida o combinada.

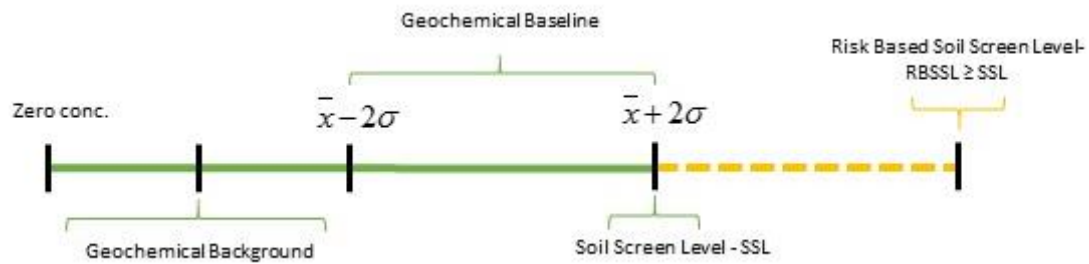


Figura IV.2. Esquema de valores de concentración en suelos en función del parámetro definido. Modificado de Boente (2019).

En la Figura IV.2 se presenta el valor del fondo geoquímico como un valor inferior al que presenta el rango de la línea de base, sin embargo, es necesario recordar que en los escenarios en los que en un muestreo dirigido se hayan tomado muestras sobre suelos prístinos, los valores tienden a coincidir. Además, el límite superior del intervalo de la línea base puede considerarse como RBSSL en los casos en los que los valores calculados mediante criterios de riesgos sean inferiores a dicho límite, de tal manera que siempre se asegurará que se tome como RBSSL un valor que ha de ser mayor o igual al SSL. En los siguientes apartados se abunda en la metodología utilizada para tales determinaciones.

IV.1.1. Establecimiento de la línea base en Asturias.

Para el establecimiento, al objeto de servir de punto de partida para la derivación de los niveles genéricos de referencia, de la línea base (*geochemical baseline*) en Asturias, se ha trabajado a partir del estudio del Indurot (2008) adaptándolo en relación a las consideraciones que se han definido en el apartado anterior.

Tal y como está diseñado el trabajo, responde a la metodología integrada que detalla propuesta por Gałuszka (2007). Esto es así, en tanto que condiciona la toma de muestras a localizaciones prístinas, sin afección antrópica, con la finalidad de restringir el rango de los datos obtenidos. Es decir, Indurot elabora el fondo geoquímico (*geochemical background*) del Principado de Asturias. Teniendo en cuenta el condicionante de toma de muestras sobre suelos no antropizados, el diseño de muestreo que se plantea para él toma varias precauciones al respecto tratando de evitar tanto zonas contaminadas como áreas con anomalías geoquímicas.

En relación a la posibilidad de establecer puntos de muestreo en áreas con anomalías geoquímicas, se elaboró un mapa con la situación de las zonas mineralizadas en base a los Mapas Geológicos de España del Instituto Geológico y Minero (IGME) a escala 1:50 000 y a los Mapas Metalogenéticos de España del IGME a escala 1:200 000, que representan al territorio asturiano. De esta manera, se evitó la toma de muestras en zonas con elevada probabilidad de estar asociadas mineralizaciones conocidas, así como la presencia de explotaciones mineras y sus instalaciones y escombreras.

De otro modo y en relación a las zonas industriales o susceptibles de estar afectadas por la actividad humana, los puntos de muestreo seleccionados fueron ubicados en lugares presuntamente no impactados dentro de cada una de las unidades litológicas definidas previamente a la realización del estudio.

Con todo lo anterior, se obtienen un total de 334 muestras de suelo que se analizan en el laboratorio de Técnicas Instrumentales de la Universidad de León (LTI), determinándose las concentraciones de 17 elementos, Mn, Zn, Cr y Ba (ICP-AES) y Ag, As, Ba, Cd, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Sn, Sb, Tl, y Pb (ICP-MS).

Las muestras se asocian a distintos grupos litológicos, considerándose un total 10 grupos a los que se añaden los sedimentos de vega como una litología más a considerar. Por tanto, las litologías consideradas en el análisis son:

- 1. Pizarras metamórficas: en las que quedarían englobados los esquistos.
- 2. Cuarcitas y areniscas.
- 3. Pizarras sedimentarias.
- 4. Unidades de litología mixta: que engloban pizarras, areniscas y calizas.
- 5. Calizas.
- 6. Pizarras, areniscas, calizas y capas de carbón de la Cuenca Carbonífera Central y de los materiales carboníferos en general.
- 7. Pizarras, areniscas, conglomerados y carbón de la Cuenca Carbonífera Central y de los materiales carboníferos en general.
- 8. Areniscas y cuarcitas mesozoicas: en las que quedarían englobadas las rocas pérmicas.
- 9. Arcillas, margas y calizas mesozoicas: en las que quedarían englobadas las rocas arcillosas de la Cuenca Mesozoico-Terciaria.
- 10. Granitos.
- 11. Sedimentos de vega.

Para el conjunto de muestras tomadas y analizadas en el estudio se han calculado estadísticos descriptivos por litología y se ha realizado un proceso de eliminación de atípicos que, tal y como señalan Macías y Calvo (2009): “siendo reales e indicando la presencia de una anomalía geoquímica de concentración relacionada con un yacimiento natural o bien una contaminación puntual, se considera que no forman parte de la población de suelos naturales a efectos del cálculo”.

En este caso, se ha seleccionado el método de Tukey (1977), en base a un diagrama de cajas en el que se presenta parte de la información básica de la estadística univariante, como la mediana, el cuartil inferior, el cuartil superior, extremo inferior, y extremo superior del conjunto de datos. La selección de esta metodología responde a la intención de no minorar el efecto de los anómalos en tanto en cuanto el diseño de muestreo planteado no considera zonas industriales o antropizadas derivando en una minusvaloración de las concentraciones representativas. Es decir, la selección de este método se debe a que éste es menos sensible a valores extremos de los datos que otras metodologías que utilizan los valores medios y la desviación estándar para la selección de anómalos, porque utiliza una metodología basada en cuartiles que son más robustos ante valores extremos (Seo and Gary M. Marsh, 2006).

De esta manera se han eliminado los valores atípicos que Tukey considera probables, es decir que su valor se sitúa por encima de tres rangos intercuartílicos. En la Figura IV.3 se representa gráficamente el esquema utilizado para la eliminación de outliers, dónde una vez calculado el rango intercuartílico (*Interquartilic Range* - IQR) como la distancia entre el cuartil inferior (Q1) y el superior (Q3) se delimitan las áreas en las fronteras interiores y exteriores según las siguientes consideraciones:

- Las fronteras internas (*Inner Fences* - IF) están ubicadas a una distancia de 1.5 IQR por debajo de Q1 y por encima de Q3 [$Q1 - 1.5 \text{ IQR}$, $Q3 + 1.5 \text{ IQR}$].
- Las fronteras exteriores (*Outer Fences* - OF) están ubicadas a una distancia de 3 IQR por debajo de Q1 y por encima de Q3 [$Q1 - 3 \text{ IQR}$, $Q3 + 3 \text{ IQR}$].

Los valores situados en la región entre las fronteras externas e internas (área de color amarillo en la Figura IV.3) es considerado según Tukey como un posible valor atípico, mientras que un valor extremo más allá de las fronteras exteriores es un valor atípico probable (área de color rojo en la Figura IV.3).

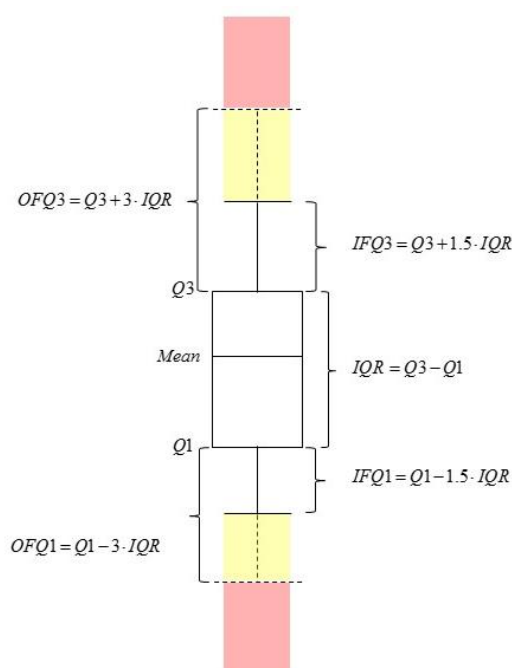


Figura IV.3. Esquema de gráfico de cajas y bigotes utilizado para la eliminación de outliers según metodología consideraciones descritas por Tukey, 1977. Fuente: Elaboración propia.

Tras el proceso de eliminación de outliers en el que se han analizado 16 elementos para las 334 muestras recogidas, se han considerado como atípicos los valores que Tukey

considera como probables y que se encuentran a una distancia superior a 3 IQR. De este modo, se obtiene la Tabla IV.1 en la que se presenta el número de valores atípicos probables eliminados y el número de muestras final que se considerarán para el cálculo de la línea base.

Tabla IV.1. Resultado del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de la línea base de Asturias

Elemento	Núm. Muestras	Núm. Atípicos	Núm. Muestras a considerar.
Ag	334	10	324
As	334	11	323
Ba	334	11	323
Cd	334	5	329
Co	334	4	330
Cr	334	9	325
Cu	334	9	325
Hg	334	12	322
Mn	334	8	326
Mo	334	9	325
Ni	334	3	331
Pb	334	10	324
Sb	334	4	330
Tl	334	5	329
V	334	6	328
Zn	334	6	328

De acuerdo con los resultados anteriores se ha de proceder al cálculo de los niveles de fondo geoquímico, siendo en el caso que nos ocupa considerados como línea de base. Para ello se ha aplicado la metodología propuesta por el RD 9/2005 que establece como “NGR litológico” al valor medio más dos veces la desviación típica. El referido valor medio y su desviación típica asociada se han obtenido igualmente sobre el conjunto de datos (sin distinguir litologías) una vez eliminados los atípicos en coherencia con las consideraciones anteriores. En la Tabla IV.2 se presentan los resultados para cada elemento de la media, desviación típica los valores de la línea base como rangos ($\bar{x} \pm 2\sigma$) y la propuesta definitiva del límite superior teniendo en cuenta dos criterios de homogenización. Por un lado, los resultados inferiores a la unidad se redondearán al

decimal superior teniendo en cuenta una cifra significativa y por otro lado para el resto de valores de redondeará al entero más próximo.

Tabla IV.2. Resultados del cálculo de la línea base de Asturias

Elemento	Mean	Std	2Std	$\bar{x}-2\sigma$	$\bar{x}+2\sigma$	GBA
	mg/kg					
Ag	0,11	0,07	0,14	-0,03	0,25	0,30
As	14,93	8,27	16,53	-1,61	31,46	31,00
Ba	60,17	51,91	103,82	-43,64	163,99	164,00
Cd	0,29	0,16	0,33	-0,04	0,61	0,60
Co	9,42	6,69	13,38	-3,97	22,80	23,00
Cr	31,82	30,50	61,01	-29,19	92,83	93,00
Cu	15,86	9,99	19,97	-4,11	35,84	36,00
Hg	0,19	0,10	0,21	-0,02	0,40	0,40
Mn	615,41	544,09	1088,18	-472,76	1703,59	1704,00
Mo	0,41	0,21	0,41	0,00	0,83	0,80
Ni	17,73	11,89	23,78	-6,06	41,51	42,00
Pb	24,48	13,23	26,46	-1,98	50,94	51,00
Sb	0,07	0,05	0,10	-0,03	0,16	0,20
Tl	0,15	0,08	0,16	-0,01	0,32	0,30
V	20,97	12,79	25,59	-4,62	46,55	47,00
Zn	74,54	43,84	87,68	-13,13	162,22	162,00

Los valores de la línea base de Asturias (GBA), son los que servirán de referencia para enfrentarlos con los valores calculados conforme a criterios toxicológicos. Se ha de destacar que, si no se hubiera realizado el cálculo conforme a dicha metodología, estos resultados podrían ser perfectamente válidos según el RD 9/2005 y habérseles otorgado el mismo rango normativo que actualmente ostentan los valores definidos conforme a la metodología mixta objeto de esta investigación.

En el caso que nos ocupa y sin perjuicio de todo lo anterior, la naturaleza del suelo y de su roca madre en algunas zonas muy concretas hace que para siete de los elementos analizados no es posible dar un valor único del fondo geoquímico. Por ello, solo en estos siete casos se establece un fondo general y unos valores específicos para las litologías anómalas.

IV.1.2. Caso particular del Concejo de Langreo

La metodología y criterios utilizados en el diseño de muestreo para la elaboración de la línea base geoquímica del Principado de Asturias, expuesta en el apartado anterior, suscita dudas en relación al objeto o finalidad de la misma, tal y como se ha intentado dejar patente al inicio del apartado anterior. Debido a esto, surge en esta investigación, la motivación para realizar un nuevo muestreo sobre el que calcular unos nuevos valores para línea de base. En este caso, el muestreo, tal y como se mencionado en otras ocasiones, debería de ser sistemático o aleatorio de tal manera que puedan calcularse los valores atendiendo a la metodología integrada propuesta por Gałuszka (2005) y Gałuszka (2006). Es decir, un muestreo de suelos en el que no se obvien las áreas industrializadas y antropizadas, y que por tanto refleje la influencia de décadas de desarrollo industrial con la consiguiente presión que esto pueda suponer para la calidad de los suelos, sirviendo de esta manera como un marcador o tiempo 0, de la situación de los suelos en Asturias. Así mismo sirviendo como un verdadero elemento de comparación para posibles situaciones de contaminación que se puedan producir a futuro.

Este proyecto, que habría de abordarse en algún momento como complemento del muestreo existente, se antoja inabordable sin la colaboración de la administración regional. Sin embargo, el objetivo de actuar como palanca para que esto se llegue a producir algún día, se traslada con el mismo objetivo final, al estudio de la influencia en los valores de línea base, de circunscribir o no, los muestreos a zonas prístinas sin alteración. Es decir, surge la necesidad de evaluar y poner de manifiesto en su caso, la importancia que tiene, en términos de variabilidad, un muestreo de suelos que cubra la totalidad del territorio a analizar sin exclusiones de áreas con anomalías geoquímicas o zonas industriales. Es importante destacar que el objetivo final del cálculo de la línea base sigue siendo el de establecer unos umbrales a partir de los cuales las concentraciones presenten en los suelos puedan ser debidos a contaminantes de origen de antrópico.

Teniendo en cuenta lo anterior, se plantea la posibilidad de realizar un muestreo a menor escala, aunque con las mismas pretensiones, por lo que se decide como

posibilidad la de disminuir un “orden de magnitud” en cuanto a unidad administrativa refiere, teniendo en cuenta que la línea de base de Asturias, se ha realizado precisamente ajustando a una unidad administrativa concreta, en este caso la regional. Por tanto, con ese criterio, parece coherente tratar de replicar el estudio corrigiendo los condicionantes mencionados, para una nueva unidad administrativa, en este caso municipal.

De esta manera se realiza un estudio del Concejo de Langreo, en el Principado de Asturias, sito en la zona centro de la región sobre la Cuenca Carbonífera Central. Las muestras se recolectan utilizando un método de muestreo sistemático estratificado a distancias aleatorias para obtener un conjunto representativo de datos sobre la variabilidad total de los elementos analizados y la diversidad del sitio (entornos naturales o antrópicos, geomorfología, usos del suelo, etc.) (Boente et al., 2018).

Para ello se plantean, 10 transectos equidistantes, de 250 m de ancho y separados una distancia de 1 km, distribuyéndose de manera perpendicular al río Nalón. Se recogen un total de 150 muestras, determinándose un número de muestras por transecto proporcional a su longitud. La ubicación de la muestra dentro de cada transecto fue planteada de manera aleatoria (Figura IV.4).

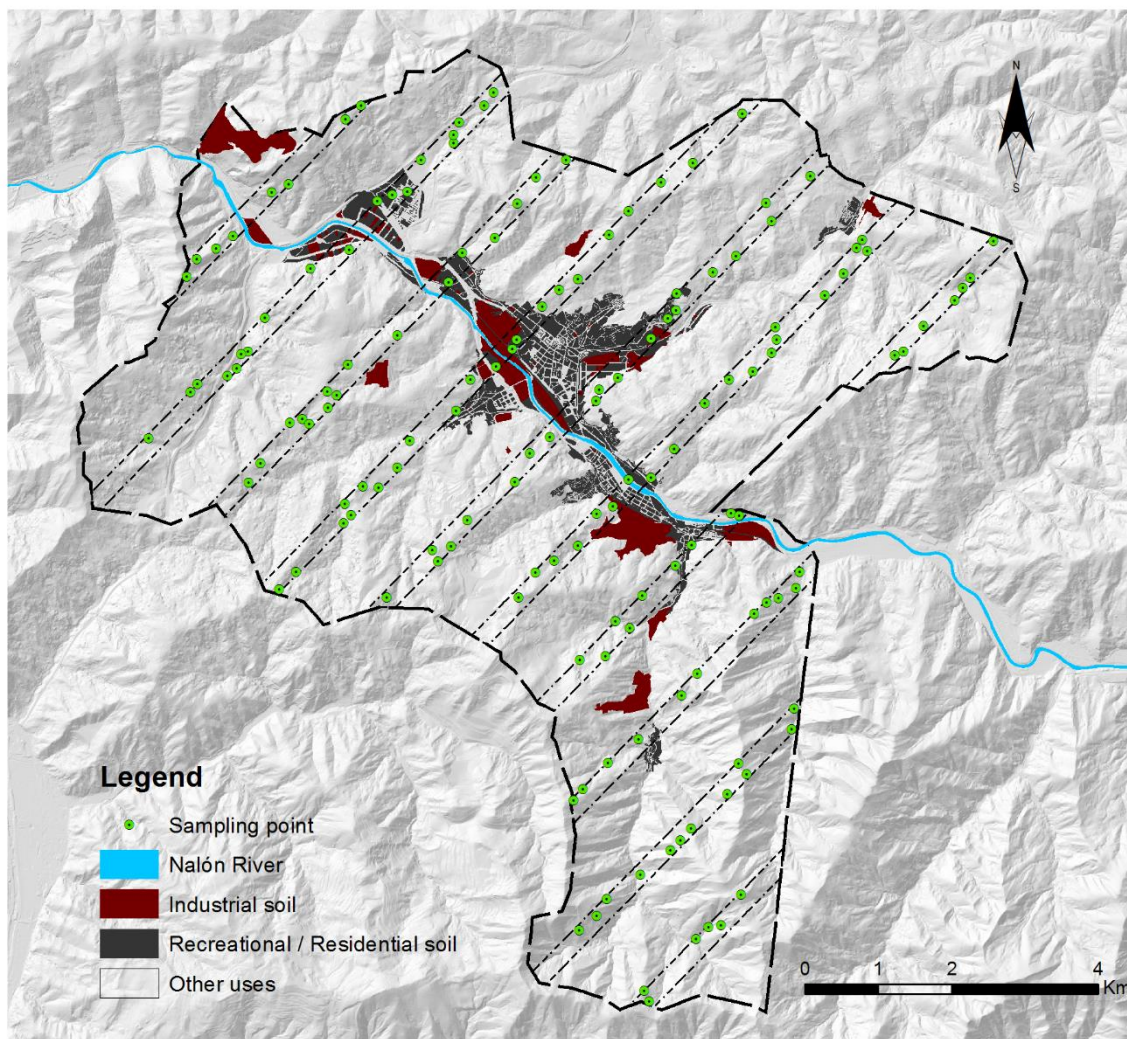


Figura IV.4. Localización de muestras tomadas en municipio de Langreo en combinación con los usos de suelo industriales y residenciales/recreativos. Fuente: Boente et al., (2018).

Sobre cada una de las muestras recogidas se realiza un análisis multicomponente de 28 elementos mediante ICP-MS (Mo, Cu, Pb, Zn, Ag, Ni, Co, Mn, Fe, As, Au, Th, Sr, Cd, Sb, Bi, V, Ca, P, La, Cr, Mg, Ba, Ti, B, Al, Na, K, W, Hg, Sc, Tl, S, Ga, Se y Te.).

Siguiendo la misma estrategia que para el caso regional en relación al tratamiento para la eliminación de atípicos, se sigue la metodología de Tukey (1977), considerando como anómalos aquellos valores que están por encima de tres rangos intercuartílicos. Se presenta en la Tabla IV.3 el resultado del proceso de eliminación de outliers sobre las 150 muestras recogidas en el Concejo de Langreo.

Tabla IV.3. Resultado del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de la línea base de Langreo

Elemento	Núm. Muestras	Núm. Atípicos	Núm. Muestras a considerar.
Ag	150	5	145
As	150	3	147
Ba	150	7	143
Cd	150	2	148
C	150	1	149
Cr	150	2	148
Cu	150	10	140
Hg	150	6	144
Mn	150	1	149
Mo	150	3	147
Ni	150	0	150
Pb	150	5	145
Sb	150	5	145
Se	150	1	149
Tl	150	0	150
V	150	1	149
Zn	150	6	144

Una vez efectuada la eliminación de valores anómalos y prosiguiendo de la misma manera que para el caso del Principado de Asturias, se procede al cálculo de media y desviación típica necesarias para el cálculo de la línea base de suelos tal y como establece el RD 9/2005, siendo esta el resultado de la adición al valor medio de dos desviaciones típicas. De esta manera se presenta en la Tabla IV.4 el valor de base de geoquímica calculada y el valor de base propuesto conforme a los criterios mencionados.

Tabla IV.4. Resultados del cálculo de la línea base de Langreo

Elemento	Mean	Std	2Std	$\bar{x}-2\sigma$	$\bar{x}+2\sigma$	GBL
	mg/kg					
Ag	0,10	0,04	0,08	0,01	0,16	0,2
As	20,88	7,91	15,81	5,07	33,87	37
Ba	80,58	55,53	111,07	-30,49	169,54	192
Cd	0,36	0,20	0,41	-0,04	0,70	0,8
Co	9,88	4,65	9,30	0,58	19,18	19
Cr	18,32	4,88	9,75	8,57	28,08	28
Cu	22,06	9,68	19,36	2,70	36,91	41

CAPÍTULO IV. DERIVACIÓN DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN EL PRINCIPADO DE ASTURIAS. METODOLOGÍA

Hg	0,35	0,24	0,48	-0,13	0,68	0,8
Mn	532,50	277,55	555,10	-22,59	987,87	1088
Mo	0,97	0,37	0,75	0,23	1,63	2
Ni	18,40	9,22	18,44	-0,04	34,88	37
Pb	61,22	34,03	68,07	-6,85	111,92	129
Sb	0,77	0,48	0,96	-0,19	1,49	2
Se	0,76	0,35	0,70	0,06	1,42	1
Tl	0,19	0,06	0,13	0,06	0,31	0,3
V	27,81	6,56	13,12	14,68	39,46	41
Zn	115,14	53,32	106,64	8,51	203,29	222

IV.1.3. Comparativa entre los valores de fondo del Principado Asturias y del Concejo de Langreo

En este punto es posible establecer una comparación de los valores de fondo propuestos entre las dos unidades administrativas estudiadas. Retomando el flujo de trabajo seguido hasta el momento, procede primeramente hacer una comparativa del número de muestras, densidad y diseño de muestreo, así como metodología para la eliminación de outliers y número de estos.

En el caso de Asturias se han analizado 334 muestras para una superficie de 10 604 km², lo que supone una densidad de muestreo de 1,29 muestras/ha, para el caso del concejo de Langreo, con una superficie de 82,46 km² habiéndose analizado 150 muestras, supone una densidad de muestreo de 2,23 muestras/ha. Esto supone que el muestreo del Concejo de Langreo tiene una densidad 1,7 veces superior a la del muestreo del Principado de Asturias.

Por otro lado, teniendo en cuenta la metodología de detección de outliers utilizada, se puede comparar el número de elementos considerados anómalos. De esta manera, el método de detección de anómalos mediante análisis estadístico univariante, se realiza elemento por elemento; por lo que es posible comparar el número de anómalos para cada uno y el umbral sobre el que los valores se considerarían anómalos (valores superiores al *Outter fence* Q3 – OFQ3) en la Tabla IV.5 se presentan los resultados de este proceso de eliminación de outliers.

Tabla IV.5. Comparativa del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de las líneas base de Asturias y Langreo

	Asturias	Langreo	OFQ3 Asturias	OFQ3 Langreo
Núm. muestras	334	150		
Ag	4	5	0,25	0,16
As	17	3	31,46	33,87
Ba	14	7	163,99	169,54
Cd	12	2	0,61	0,70
Co	0	1	22,80	19,18
Cr	10	2	92,83	28,08
Cu	10	10	35,84	36,91
Hg	22	6	0,40	0,68
Mn	11	1	1703,59	987,87
Mo	21	3	0,83	1,63
Ni	0	0	41,51	34,88
Pb	8	5	50,94	111,92
Sb	2	5	0,16	1,49
Se		1		1,42
TI	5	0	0,32	0,31
V	5	1	46,55	39,46
Zn	6	6	162,22	203,29

Valores elevados de OFQ3 suponen que el límite para que un valor se considere atípico es alto; en consecuencia, valores más elevados son considerados para el cálculo de los estadísticos media y desviación típica, resultando en un aumento de los valores medios utilizados y consecuentemente de los valores que se acaban derivando como línea base utilizados para el cálculo de los NGR.

En el caso de la comparativa anterior presentada en la Tabla IV.5, llaman la atención los valores OFQ3 para Pb y Zn, siendo en el estudio de Langreo sustancialmente superiores a los establecidos para el caso de Asturias.

Confrontando los valores para la línea base de los dos casos de estudio, a dos niveles administrativos diferenciados y con la particularidad de que se han utilizado metodologías distintas en su diseño de muestreo. Se presentan en la Tabla IV.6 los valores de las líneas base para su comparación.

Tabla IV.6. Comparativa del cálculo de la línea base de Asturias y Langreo. En negrita los elementos cuyo valor de Línea Base para Asturias es inferior al correspondiente para Langreo

Elemento	GB Asturias	GB Langreo	Diferencia
	mg/kg		
Ag	0,3	0,2	0,1
As	31	37	-6
Ba	164	192	-28
Cd	0,6	0,8	-0,2
Co	23	19	4
Cr	93	28	65
Cu	36	41	-5
Hg	0,4	0,8	-0,4
Mn	1704	1088	616
Mo	0,8	2	-1,2
Ni	42	37	5
Pb	51	129	-78
Sb	0,2	2	-1,8
Tl	0,3	0,3	0
V	47	41	6
Zn	162	222	-60

Como no puede ser de otra manera, hay discrepancias notables, entre los valores de una zona y otra, condicionados por la variabilidad geológica entre las mismas, motivo principal por el que el RD 9/2005 deja en manos de las comunidades autónomas la derivación de los NGR para metales. No obstante, es necesario destacar que algunos de los elementos que habitualmente se asocian a huellas de contaminación difusa (Cerdeja y Doerr, 2007; Bodi et al., 2014) y por tanto suelen tener mayor incidencia en las zonas próximas a los focos de emisión, presentan valores para la línea base de Langreo superiores a los calculados para el Pdo. de Asturias. En este sentido, habiendo realizado la comparativa sobre una metodología concreta, tiene interés evaluar el impacto que tienen las metodologías utilizadas en cada uno de los casos.

Con base en lo anterior, particularizando para el flujograma de trabajo expuesto (Muestreo → Detección Outliers → Cálculo de línea base), tratamos de ver el impacto que tienen los paquetes de trabajo. En el caso del estudio de Indurot (2008), como es obvio no es posible revertir un muestreo ya realizado, por lo que es una de las invariantes que habrá que considerar de partida. En cuanto a la detección de outliers,

se ha ejecutado para los dos casos por una misma metodología por lo que una de las posibilidades para ver la influencia de la primera de las tareas (muestreo) es la de analizar mediante otra metodología la detección de outliers y mantener invariante la tercera (cálculo de línea base). Con este objeto se han calculado los valores de la línea base mediante una selección previa de valores anómalos en función de los percentiles 99, 98 y 95 de la distancia de Mahalanobis, un método comúnmente aceptado y utilizado en la búsqueda de muestras anómalas (Alameddine et al., 2010).

A mayores, aunque la manera más adecuada para evaluar el impacto de cada una de estas decisiones, cuantificando el error en cascada de los sucesos, es realizar el cálculo de la línea base mediante distintas metodologías y hacer la comparativa entre estas. Este cálculo supondría un esfuerzo importante que además aleja esta investigación del propósito principal, sin perjuicio de que otras metodologías para el cálculo de la línea base pudieran ser más adecuadas que la planteada en esta tesis, tal y como se ha referenciado con anterioridad. De modo que el criterio seleccionado es únicamente normativo por estar recogido en la legislación nacional y nos circunscribiremos a él con la única variación para su cálculo en la selección de anómalos.

En consecuencia, se ha utilizado la expresión general para la distancia de Mahalanobis entre dos objetos (Meeker et al., 2017) que se define mediante la Ecuación (4), donde X_a y X_b son el par de objetos y C es la matriz de covarianza de muestra.

$$d(\text{Mahalanobis}) = [(X_b - X_a)^T \cdot C^{-1} \cdot (X_b - X_a)]^{0.5} \quad (4)$$

La diferencia sustancial entre esta metodología y la anteriormente utilizada deriva de que, en este caso, en análisis es multivalente de tal manera que se analiza la anomalía de la muestra como conjunto; por entenderse que las concentraciones de sus elementos son datos, de manera que la anomalía de uno de los elementos sucede en detrimento del factor composicional del resto. El resultado inmediato, al margen de disquisiciones matemáticas más profundas, es que mediante este método lo que detectamos son muestras anómalas, de tal manera que se elimina del estudio la muestra en cuestión. De otra manera con la detección de outliers mediante el método de Tukey, lo que se ha

realizado es la eliminación del valor anómalo de cada una de las variables consideradas. Es decir, el método de Tukey está basado en estadística univariante, y la distancia de Mahalanobis es multivariante: el primero evalúa valores anómalos en cada una de las variables y los elimina, el segundo detecta muestras anómalas “globalmente” (Figura IV.5).

Conceptualmente la utilidad del uso de la distancia de Mahalanobis (para multivariable) radica en que es una forma de determinar la similitud entre dos variables aleatorias multidimensionales (en nuestro caso la media). Diferenciándose de la distancia euclídea en que tiene en cuenta la correlación entre las variables aleatorias.

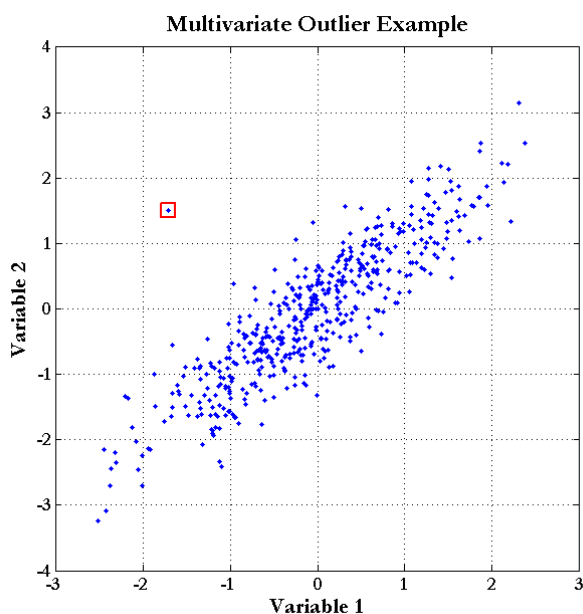


Figura IV.5. Representación gráfica de un outlier multivariante.

Se han determinado los anómalos para Asturias y Langreo con los percentiles 99, 98 y 95 sobre la distancia de Mahalanobis, suponiendo que las distancias que están fuera de ese intervalo son valores atípicos. Una vez eliminados se calcula la media más dos desviaciones para el cálculo de la línea base.

Para el caso de estudio a nivel regional se identificaron 4, 7 y 17 muestras anómalas teniendo en cuenta los percentiles 99, 98 y 95 respectivamente sobre la distancia de Mahalanobis. Los resultados para el cálculo de la línea base de Asturias para los percentiles 95, 98 y 99 se presentan en la Tabla IV.7.

Tabla IV.7. Resultados para el cálculo de la línea base de Asturias para los percentiles 95, 98 y 99 de la distancia de Mahalanobis.

Elemento	GB Asturias p99	GB Asturias p98	GB Asturias p95
	mg/kg		
Ag	0,3	0,3	0,2
As	47	47	43
Ba	300	291	223
Cd	1	1	0,70
Co	23	23	22
Cr	122	110	105
Cu	47	47	42
Hg	1	1	1
Mn	2236	2216	1710
Mo	2	1	1
Ni	41	41	39
Pb	80	71	54
Sb	0,2	0,2	0,2
TI	0,4	0,4	0,4
V	48	48	46
Zn	449	449	159

Como es lógico, a menor número de muestras atípicas eliminadas, más influencia tienen estas en el peso final de la línea base calculada, resultando en valores límite más elevados.

Por otro lado, en el caso de la línea base para el concejo de Langreo, utilizando el mismo criterio que para el caso anterior, se identificaron 1, 2 y 7 muestras para los respectivos percentiles (99, 98 y 95). Los resultados se muestran en la Tabla IV.8.

Tabla IV.8. Resultados para el cálculo de la línea base de Langreo para los percentiles 95, 98 y 99 de la distancia de Mahalanobis.

Elemento	GB Langreo p99	GB Langreo p98	GB Langreo p95
	mg/kg		
Ag	0,20	0,10	0,06
As	42	22	10
Ba	304	93	91
Cd	1	0	0
Co	20	10	5
Cr	29	18	5
Cu	65	26	19
Hg	1	0,41	0,39
Mn	1125	532	284
Mo	2	1,01	0,48

Ni	36	18	9
Pb	176	66	46
Se	2,0	0,83	0,63
Sb	2,0	0,79	0,53
Tl	0,3	0,3	0,3
V	42	28	7
Zn	264	123	70

Como no puede ser de otra manera, sucede lo mismo que en el caso de la línea base para el Principado de Asturias. Nótese que, en los valores para el manganeso, se eleva sustancialmente el valor límite en función del percentil usado, es decir en función del número de atípicos eliminados para el cálculo.

En este punto procede realizar una comparación entre los valores de la línea base para los casos de estudio, en primer lugar, con esta última metodología de detección de anómalos y posteriormente entre los valores derivados con las distintas metodologías.

De este modo, en las Tabla IV.9, Tabla IV.10 y Tabla IV.11 se presentan los valores de la línea base para Asturias y Langreo, dos a dos en función del percentil utilizado para la identificación de outliers, así como la diferencia entre ambos para cada uno de los elementos considerados⁶.

Tabla IV.9. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p99

Elemento	GB Asturias	GB Langreo	Diferencia
	<i>mg/kg</i>		
Ag	0,3	0,20	0,10
As	47	42	5
Ba	300	304	-4
Cd	1	1	0,0
Co	23	20	3
Cr	122	29	93
Cu	47	65	-18
Hg	1	1	0
Mn	2236	1125	1111
Mo	2	2	0
Ni	41	36	5
Pb	80	176	-96

⁶ El paquete analítico utilizado para el estudio del Concejo de Langreo incluye selenio como elemento adicional respecto al estudio regional. Ante la imposibilidad de realizar una comparativa, en estos casos no se considera para el análisis.

Sb	0,2	2,0	-2
Tl	0,4	0,3	0,1
V	48	42	6
Zn	449	264	185

Contrariamente a lo observado en la comparativa de la línea base en la que se utilizó la metodología de Tukey para la identificación de anómalos, se observa que mayoritariamente, con 4, 2 y 1 casos respectivamente para los distintos percentiles de la distancia de Mahalanobis, la línea base para el Pdo. de Asturias es superior a la derivada para el concejo de Langreo. Concretamente en la Tabla IV.9 anterior, correspondiente al percentil 99, únicamente 4 elementos (Ba, Cu, Pb y Sb) tienen concentraciones mayores para el caso de Langreo. En el resto de elementos los valores regionales son iguales o superiores, en alguno de los casos de una manera muy significativa como en el caso del Mn en el que se observa una diferencia superior a 1000 mg/kg respecto a un valor de línea base u otro.

Respecto a los resultados obtenidos utilizando el percentil 98 (Tabla IV.10), no difieren significativamente teniendo la misma tendencia observada en la Tabla IV.9. En este caso los elementos de la línea base de Langreo que tienen concentraciones superiores a la del Principado de Asturias se reducen a dos, Mo y Sb.

Tabla IV.10. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p98

Elemento	GB Asturias	GB Langreo	Diferencia
	<i>mg/kg</i>		
Ag	0,3	0,1	0,2
As	47	22	25
Ba	291	93	198
Cd	1	0	1
Co	23	10	13
Cr	110	18	92
Cu	47	26	21
Hg	1	0,41	0,59
Mn	2216	532	1684
Mo	1	1,01	-0,01
Ni	41	18	23
Pb	71	66	5
Sb	0,2	0,79	-0,59
Tl	0,4	0,3	0,1
V	48	28	20

Zn	449	123	326
----	-----	-----	-----

Por último, la siguiente tabla (Tabla IV.11) se presentan los resultados correspondientes a los cálculos derivados de la utilización del percentil 95, el más restrictivo de los tres considerados, y por tanto el que redundará en valores más bajos al considerar un mayor número de muestras anómalas que eliminar del proceso de cálculo. En este caso el único elemento de la línea base de Langreo que se mantiene por encima de los valores calculados para el Principado de Asturias corresponde con el Sb.

Tabla IV.11. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p95

<i>Elemento</i>	GB Asturias	GB Langreo	Diferencia
	<i>mg/kg</i>		
Ag	0,2	0,06	0,14
As	43	10	33
Ba	223	91	132
Cd	0,7	0	0,7
Co	22	5	17
Cr	105	5	100
Cu	42	19	23
Hg	1	0,39	0,61
Mn	1710	284	1426
Mo	1	0,48	0,52
Ni	39	9	30
Pb	54	46	8
Sb	0,2	0,53	-0,33
Tl	0,4	0,3	0,1
V	46	7	39
Zn	159	70	89

Finalmente procedemos a comparar los valores de línea base para cada uno de los escenarios, teniendo cuenta todas las variantes consideradas en relación a la metodología de identificación de outliers. De esta manera en la Tabla IV.12 se presentan los resultados de la línea base para el caso regional.

Tabla IV.12. Comparativa de los valores calculados de línea base del Principado de Asturias mediante los diferentes métodos de detección de outliers.

<i>Elemento</i>	GBA TUKEY	GBA p99	GBA p98	GBA p95
	<i>mg/kg</i>			
Ag	0,3	0,3	0,3	0,2
As	31	47	47	43

Ba	164	300	291	223
Cd	0,6	1	1	0,7
Co	23	23	23	22
Cr	93	122	110	105
Cu	36	47	47	42
Hg	0,4	1	1	0,7
Mn	1704	2236	2216	1710
Mo	0,8	2	1	1
Ni	42	41	41	39
Pb	51	80	71	54
Sb	0,2	0,2	0,2	0,2
TI	0,3	0,4	0,4	0,4
V	47	48	48	46
Zn	162	449	449	159

Se observa que los valores derivados como consecuencia de la aplicación de la metodología de Tukey para la detección de anomalías, son sensiblemente inferiores a los obtenidos a través de la aplicación de la distancia de Mahalanobis. Únicamente los valores derivados mediante el uso del percentil 95 mediante la eliminación de 17 muestras anómalas, parece converger con los resultados obtenidos por la metodología univariante.

Del mismo modo al caso anterior se presenta en la Tabla IV.13 los resultados obtenidos para la línea base del Concejo de Langreo.

Tabla IV.13. Comparativa de los valores calculados de línea base del concejo de Langreo mediante los diferentes métodos de detección de outliers.

Elemento	GBL TUKEY	GBL p99	GBL p98	GBL p95
Ag	0,2	0,20	0,10	0,06
As	37	42	22	10
Ba	192	304	93	91
Cd	0,8	1	0,8	0,8
Co	19	20	10	5
Cr	28	29	18	5
Cu	41	65	26	19
Hg	0,8	1	0,41	0,39
Mn	1088	1125	532	284
Mo	2	2	1,01	0,48
Ni	37	36	18	9
Pb	129	176	66	46

Sb	2	2,0	0,79	0,53
Tl	0,3	0,3	0,3	0,3
V	41	42	28	7
Zn	222	264	123	70

Contrariamente a lo que sucede para el caso regional, los valores calculados mediante la metodología de detección de outliers de Tukey son significativamente más elevados que los obtenidos mediante la metodología multivariante, siendo en este caso el percentil 99 de la distancia de Mahalanobis el escenario que más se aproxima al derivado inicialmente.

La metodología descrita por Tukey en este caso resulta en unos valores medios y de línea base superiores a los calculados conforme a la metodología de la distancia de Mahalanobis. Teniendo en cuenta estos resultados se valorará en el apartado correspondiente a discusión y conclusiones (apartado IV.4. la idoneidad de cada metodología en función al tipo de muestreo que se haya seleccionado.

IV.2. CÁLCULO DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA EN EL PRINCIPADO ASTURIAS: CRITERIO DE RIESGOS

IV.2.1. Desarrollo metodológico

Una vez establecida la línea base geoquímica o fondo geoquímico en el sentido que se propone en el RD 9/2005, se ha establecido como “NGR litológico” el valor medio más dos veces la desviación típica. El referido valor medio y su desviación típica asociada se han obtenido sobre el conjunto de datos una vez eliminados los valores atípicos definidos tal y como se ha expuesto anteriormente. De esta manera se tiene la información de partida recogida en la Tabla IV.14 para la que además se han establecido una serie de excepciones litológicas debido a que la naturaleza del suelo y de su roca madre en algunas zonas muy concretas, lo que implica que para siete de los elementos analizados no es posible dar un valor único del fondo geoquímico. Por ello, solo en estos siete casos se establece un fondo general y unos valores específicos para las litologías anómalas.

Tabla IV.14. Fondo edafogeoquímico para los suelos naturales de Asturias.

Elemento	Muestras			Fondo edafogeoquímico	Nivel de fondo propuesto
	Total	Atípicos	Finales	mg/kg	
Ag	334	10	324	0,25	0,3
As	334	11	323	39,21	39
Ba	334	11	323	291,96	292
Cd	334	5	329	1,71	2
Co	334	4	330	21,84	22
Cr	334	9	325	101,90	102
Cu	334	9	325	35,61	36
Hg	334	12	322	0,49	0,5
Mn	334	8	326	2132,45	2132
Mo	334	9	325	1,08	1
Ni	334	3	331	41,31	41
Pb	334	10	324	50,71	51
Sb	334	4	330	0,16	0,2
TI	334	5	329	0,33	0,3
V	334	6	328	48,95	49
Zn	334	6	328	167,28	167

A continuación, se presentan las excepciones litológicas detectadas, y los valores máximos que se pueden alcanzar en suelos naturales:

- Arsénico: Calizas y granitos, 100 mg/kg.
- Cadmio: Calizas, 10 mg/kg.
- Cobalto: Calizas, 35 mg/kg.
- Cobre: Calizas, 55 mg/kg.
- Manganeso: Calizas, 6435 mg/kg.
- Plomo: Calizas, 70 mg/kg.
- Vanadio: Calizas y unidades de litología mixta, 100 mg/kg.

Estos valores de línea base tal y como recoge la normativa podrán considerarse como valores normativos con consideración de NGR en el caso en el que la metodología de derivación basada en riesgos para la salud humana no fuese posible. Además, en esta situación el valor de NGR habrá de considerarse único independientemente del tipo de suelo y el uso considerado sobre el que se esté realizando el estudio.

En consecuencia, se decide la unificación de ambas metodologías propuestas por la normativa, de manera que esta decisión se ha regido por unos criterios conservadores

que aseguren el cumplimiento de las consideraciones de riesgo por un lado, y la adaptación a la realidad geoquímica de los suelos de Asturias por otro.

Para la aproximación a los niveles de riesgo se ha definido un cuarto uso de suelo adicional al mínimo exigido por la normativa (industrial, residencial y otros usos), definido como uso recreativo y cuyo ámbito de aplicación se restringe a zonas de actividades de ocio, recreativas o deportivas: principalmente al aire libre. Para los cuatro usos mencionados se han calculado los riesgos asociados tanto a efectos no cancerígenos como cancerígenos, y además, para los usos que tienen como potenciales receptores a niños se calcularon también los riesgos asociados a los efectos mutagénicos (Wcislo, 2012).

Una vez realizados los cálculos, para cada uno de los tipos de efectos considerados y para cada sustancia, se determinó como umbral toxicológico el menor de los valores calculados, asegurando así que se cumple el límite máximo admisible para el individuo razonablemente más expuesto.

Los valores de umbrales toxicológico se han depurado mediante las recomendaciones de la normativa aplicable y se contrastan con los niveles de referencia obtenidos a través de los fondos geoquímicos (tomados como los valores de línea base en esta investigación). Como consecuencia, los umbrales toxicológicos que presentaron para una sustancia un valor inferior al establecido como referencia según la línea base, se modificaron adoptando éstos últimos como el valor de NGR según diferentes criterios.

Por otro lado, en la derivación de los NGR en base a criterios de riesgo se han tenido en cuenta las modificaciones por criterios de contigüidad (en relación a usos de suelo) y reducción (valores que sobrepasen 10000 mg/kg para algún uso), tal y como recomienda la normativa. En el RD 9/2005, mediante el Anexo VII, se describen los criterios específicos para el cálculo de NGR indicándose las vías de exposición que se han de considerar en función de los usos del suelo definidos. Este contenido es el mínimo exigible para el cómputo sin perjuicio de que se definan o incorporen otras adicionales que debidamente justificadas aporten valor al cálculo final.

En el caso del Principado de Asturias, como consecuencia de haber definido un uso de suelo adicional a los establecidos en el RD, y por lo expuesto anteriormente es necesario establecer las vías de exposición para cada uso del suelo que serán aplicables en el cálculo posterior. La Tabla IV.15 establece la mencionada relación entre vías de exposición y los usos del suelo definidos más atrás.

Tabla IV.15. Relación de las vías de exposición consideradas para cada uso de suelo

Vías de exposición	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros usos
Ingestión accidental de suelo contaminado	√	√	√	√
Inhalación de vapores del suelo contaminado*	√	√	NA	√
Inhalación de partículas de suelo contaminado	√	√	√	√
Contacto dérmico con el suelo contaminado	√	√	√	√
Ingestión de alimento contaminado	NA	NA	NA	√

*Solo aplica para Hg elemental.

La inhalación de vapores del suelo contaminado como vía de exposición está establecida en el RD debido a que el documento está planteado para sustancias orgánicas recogidas mediante el Anexo V; sin embargo, en el caso de los metales pesados y elementos traza no sería de aplicación, excepción hecha del mercurio elemental, que tiene una presión de vapor que en condiciones ambientales hace que sea ligeramente volátil. Esta cuestión no se ha considerado para el uso residencial debido a que la pavimentación es mayoritaria, impidiendo el contacto directo suelo-aire y por ello la volatilización.

Para el uso industrial, se ha tenido en cuenta como una vía de exposición adicional a lo establecido en el RD el contacto dérmico con el suelo contaminado, ya que se ha realizado el cálculo teniendo en cuenta dos posibles receptores industriales diferentes: trabajadores en exteriores y trabajadores en interior. Este modelo de cálculo para un trabajador industrial “mixto” se ha adaptado del modelo RAIS (RAIS, 2013), en el que el trabajador en exteriores se asemeja a un obrero de la construcción, susceptible de trabajar en movimiento de tierras que pudieran estar contaminadas y que, aun teniendo en cuenta el uso de equipos de protección individual, tiene mayor probabilidad de sufrir

una exposición mediante contacto dérmico que un trabajador en interior (U.S. EPA, 1991a).

Para el uso recreativo se tienen en cuenta todas vías de exposición posibles a excepción de la ingesta de alimentos contaminados que, únicamente se considera para el cálculo en "Otros usos" tal y como establece el RD 9/2005. En este último caso, para el cálculo de la concentración del contaminante en los distintos alimentos se considera, mediante un factor de bioconcentración, la cantidad de contaminante que el alimento puede llegar a acumular a partir de la concentración en el suelo. Los factores de bioconcentración son factores experimentales determinados para cada elemento y para tipo de cultivo (RIVM, 2001 y US EPA, 1999).

IV.2.1.1. Definición de riesgos máximos admisibles

Los valores de NGR para las sustancias que tienen un efecto no cancerígeno sobre la salud se calculan de modo que el cociente de riesgo descrito por la U.S. EPA (1991a). Esto es, que el cociente entre la dosis diaria crónica y la dosis de referencia correspondiente de cada elemento sea inferior a la unidad. De esta manera obtiene un valor de NGR menor que el umbral toxicológico que determina la máxima concentración que el organismo humano es capaz de tolerar sin la aparición de efectos tóxicos o la probabilidad de que su aparición sea lo suficientemente baja para que sea considerada aceptable.

Para las sustancias con efectos cancerígenos se considera que cualquier exposición a estos agentes lleva asociada una probabilidad de desarrollar un cáncer a lo largo de una vida, en consecuencia, para esa probabilidad (producto de la dosis diaria crónica y el factor de pendiente correspondiente de cada elemento) el NGR se calcula asumiendo un nivel de riesgo admisible de 10^{-5} .

IV.2.1.2. Tipos de receptores y parámetros de exposición.

Los modelos de exposición que sirven de base de cálculo son modelos genéricos para unas condiciones estándar que se han determinado según las particularidades locales de Asturias, atendiendo a variables diversas, como hábitos laborales o tipologías de las

infraestructuras en determinados usos del suelo, como por ejemplo en relación a la pavimentación de las zonas residenciales.

Igualmente, se define un tipo de receptor estándar en cada caso atendiendo al criterio del individuo razonablemente más expuesto y que se determina para cada tipo de uso en función de la incidencia que tenga la exposición a los contaminantes sobre cada individuo. Los receptores potenciales establecidos en nuestro caso coinciden con los utilizados la U.S. EPA, (1991b), que clasifica un primer receptor como “niño” (individuo de hasta 6 años de edad) y como segundo receptor a un individuo denominado “adulto”. Esta división se realiza debido a la incidencia sobre la salud humana que tienen algunas de las sustancias estudiadas en edades tempranas, siendo esta especialmente relevante en algunos casos en comparación con un receptor adulto (RAIS, 2013).

Atendiendo a los usos de suelo definidos en primer lugar, para suelo industrial y por pura definición del mismo, el receptor considerado es un adulto para todas las vías de exposición, independientemente del carácter cancerígeno, o no cancerígeno de la sustancia considerada.

Para un uso del suelo de tipo residencial, atendiendo a sustancias con efectos no cancerígenos, el individuo razonablemente más expuesto es un niño para todas las vías de exposición con una duración de la exposición de 6 años. Mientras que en el caso de sustancias con efectos cancerígenos, el receptor considerado como individuo razonablemente más expuesto, es un receptor tal que está expuesto a la contaminación por un periodo de 6 años como niño y 24 años como adulto (U.S. EPA, 2002).

Para el uso recreativo, por las características propias del mismo se tienen en cuenta las mismas consideraciones para sustancias cancerígenas que en el uso residencial, incluyendo en este caso además las sustancias con efectos no cancerígenos. En consecuencia, para este uso se establece un receptor mixto único para todas las sustancias, que se caracteriza por tener una exposición a la contaminación por un periodo de 6 años como niño y 24 años como adulto (U.S. EPA, 2002).

Para “otros usos” del suelo se adopta lo establecido en el RD, que determina como individuo razonablemente más expuesto a un adulto para todas las vías de exposición y todo tipo de sustancias independientemente del tipo de efecto que produce.

En conclusión y a modo de resumen, los criterios usados respecto a individuos más expuestos para cada uso de suelo establecido se muestran en la Tabla IV.16.

Tabla IV.16. Individuo razonablemente más expuesto según usos del suelo y vías de exposición.
A=Adulto, N=Niño, M=Mixto

Vías de exposición	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros usos
Ingestión accidental de suelo contaminado	A	M	N / M	A
Inhalación de vapores del suelo contaminado*	A	M	-	A
Inhalación de partículas de suelo contaminado	A	M	N / M	A
Contacto dérmico con el suelo contaminado	A	M	N / M	A
Ingestión de alimento contaminado	-	-	-	A

*Solo aplica para mercurio elemental.

En cuanto a los parámetros de exposición (Tabla IV.17), comenzaremos indicando que para los usos recreativo y residencial se muestran los valores correspondientes a los dos tipos de receptores definidos, adulto y niño. En el caso del receptor mixto se tienen en cuenta los parámetros establecidos para un niño durante los primeros 6 años y para un adulto durante los siguientes 24 años, resultando para el cómputo global una exposición total de 30 años, periodo establecido como estándar para un adulto.

Para el uso recreativo se establece un modelo para el cálculo adaptado a las características del uso definido. Se considera la utilización de áreas de juego infantil por parte de un receptor “niño” durante 6 años de exposición con una frecuencia de 350 días/año y una duración de 1h/día (U.S. EPA, 2002). No se considera en este caso a un receptor adulto por entender que el receptor razonablemente más expuesto en este caso es un niño. Por otro lado, y para garantizar un riesgo aceptable a los usuarios de los espacios definidos para fines deportivos al aire libre y otros que se establecen en la

definición de uso, se ajustan los hábitos personales medios y se considera un adulto que tiene una duración de la exposición de 24 años con una frecuencia de 75 días/año y una duración de 4 h/día. El cálculo considera los dos tipos de escenarios y receptores diferentes asegurando que para ambos se cumple el límite máximo admisible.

En cuanto a la duración de la exposición en el caso del uso industrial, se ha optado por establecer un periodo mayor al indicado por la EPA, debido a las características del mercado laboral en España. Así, se ha adoptado una duración de la exposición basada en el modelo de Polonia recientemente publicado (40 años) (Wcisło, 2012).

Los valores de frecuencia de la exposición se ajustan a lo establecido por la EPA para todos los usos, a excepción del uso industrial, en el que también se asume el modelo polaco por tener un mayor ajuste a la realidad del calendario laboral español, con 240 días/año en lugar de 250 días/año que establece el modelo norteamericano (U.S. EPA, 1997) (Tabla IV.17)

En el resto de parámetros de exposición, para todas las vías, la única excepción a lo establecido por la EPA se ha hecho con las tasas de ingesta de alimento, para las que se han adoptado las recomendadas en la guía técnica del RD (MAGRAMA, 2007) (Tabla IV.18)

Tabla IV.17. Parámetros de exposición considerados.

Parámetro	Símbolo	Residencial	Industrial	Recreativo	Otros Usos
Duración de la exposición (años)	ED	6/24	40	6/24	30
Peso medio del receptor (kg)	BW	15/70	70	15/70	70
Superficie de piel Expuesta (cm ² /día)	SA	2800/5700	3300	2800/5700	5700
Tiempo de vida media (años)	Lt	70	70	70	70
Hora de exposición (h/día)	ET	24	8	1/4	24
Frecuencia de la exposición (días/año)	EF	350	240	350/75	350
Tiempo promedio de exposición sust. No cancerígena (días)	AT	2190/8760	14600	2190/8760	10950
Tiempo promedio de exposición sust. Cancerígena (días)	AT	25550	25550	25550	25550
Tasa de ingestión de suelo (mg/día)	IRs	200/100	100	200/100	450
Factor de adherencia a la piel (mg/cm ²)	AF	0,2/0,07	0,2	0,2/0,07	0,07
Ingestión de raíces (kg/día)	IRr	-	-	-	0,119
Ingestión de verduras (kg/día)	IRv	-	-	-	0,141
Ingestión hortalizas (kg/día)	IRh	-	-	-	0,260

Tabla IV.18. Parámetros toxicológicos considerados.

ELEMENTO	CAS-RN	SFo(mg/kg/day) ¹	IUR	RfDo (mg/kg/day)	RfC (mg/m ³)	ABSGI	ABSd	RBA	VF (m ³ /kg)
Ag	7440-22-4	-	-	5,00E-03 a	-	0,04	0,01	1	-
As	7440-38-2	1,50E+00 a	4,30E-03 a	3,00E-04 a	1,50E-05 d	1	0,03	0,6	-
Ba	7440-39-3	-	-	2,00E-01 a	5,00E-04 c	0,07	0,01	1	-
Be	7440-41-7	-	2,40E-03 a	2,00E-03 a	2,00E-05 a	0,007	0,01	1	-
Cd	7440-43-9	-	1,80E-03 a	1,00E-03 a	1,00E-05 d	0,025	0,001	1	-
Co	7440-48-4	-	9,00E-03 b	3,00E-04 b	6,00E-06 b	1	0,01	1	-
Cr (III)	16065-83-1	-	-	1,50E+00 a	-	0,013	0,01	1	-
Cr (VI)	18540-29-9	5,00E-01 a	8,40E-02 d	3,00E-03 a	1,00E-04 a	0,025	0,01	1	-
Cu	7440-50-8	-	-	4,00E-02 c	-	1	0,01	1	-
Hg	7439-97-6	-	-	3,00E-04 d	3,00E-05 a	1	0,01	1	3,24E+04
Mn	7439-96-5	-	-	2,40E-02 d	5,00E-05 a	0,04	0,01	1	-
Mo	7439-98-7	-	-	5,00E-03 a	-	1	0,01	1	-
Ni	7440-02-0	-	2,60E-05 d	2,00E-02 a	9,00E-05 a	0,04	0,01	1	-
Pb	7439-92-1	-	-	-	-	1	0,01	1	-
Sb	7440-36-0	-	-	4,00E-04a	-	0,15	0,01	1	-
Se	7782-49-2	-	-	5,00E-03 a	2,00E-02 a	1	0,01	1	-
Sn	7440-31-5	-	-	6,00E-01 c	-	1	0,01	1	-
Tl	7440-28-0	-	-	1,00E-05 b	-	1	0,01	1	-
V	7440-62-2	-	-	5,00E-03 d	1,00E-04 d	0,026	0,01	1	-
Zn	7440-66-6	-	-	3,00E-01 d	-	1	0,01	1	-

^a IRIS – Integrated Risk Information System (IRIS2009)

^bPPRTVs – Provisional Peer Reviewed Toxicity Values derived by USEPA Superfund Health Risk Technical Support Center (STSC) for de USEPA Superfund Program, obtained from USEPA (2009)

^cHEAST – USEPA Health Effects Assessment Summary Tables, obtained from USEPA (2009)

^dCALEPA – California Environmental Protection Agency Values (CalEPA 2009)

IV.2.1.3. Expresiones generales para el cálculo.

IV.2.1.3.1. Expresiones para el riesgo admisible

Sustancias con efectos no cancerígenos:

Las condiciones de cálculo se definen tal que la concentración en el suelo de una sustancia no supere el nivel máximo de riesgo admisible teniendo en cuenta el conjunto de todas las vías de exposición. En el Apartado 4.1 se definía el valor para el cociente de peligro para sustancias con efectos no cancerígenos igual a la unidad, *Hazard Quotient* (HQ=1) Ecuación (5):

$$HQ = \sum_i \frac{D_i}{RfD_i} \leq 1 \quad (5)$$

Por tanto, las condiciones de cálculo impuestas para asegurar que la probabilidad de aparición de efectos adversos para la salud es lo suficientemente baja como para considerarla aceptable, hacen referencia a la estimación de una exposición diaria, promediada para una dosis crónica (RfD, dosis de referencia) y la dosis recibida por la exposición al suelo contaminado a través de cada una de las vías.

Sustancias con efectos cancerígenos y mutagénicos

Para este tipo de sustancias cualquier nivel de exposición lleva a aparejada una probabilidad de desarrollar una respuesta cancerígena y/o mutagénica, en este caso la expresión de cálculo se realiza mediante un factor de pendiente (SF, slope factor) que indica el incremento de la probabilidad de desarrollar estos efectos a lo largo de una vida por exposición crónica a una dosis de contaminante. En el caso de estas sustancias el valor de riesgo admisible para el cálculo de los niveles genéricos de referencia se estima en 10^{-5} (Ecuación (6)).

$$TR = \sum_i D_i \cdot SF_i \leq 10^{-5} \quad (6)$$

IV.2.1.3.2. Expresiones para el cálculo de la dosis recibida por vía de exposición.

La exposición a la contaminación del suelo para las distintas vías se realiza a través una formula genérica (Ecuación (7)):

$$D = \frac{C \cdot CR \cdot ET}{BW \cdot AT} \quad (7)$$

donde,

D = dosis recibida por la exposición al suelo contaminado a través de las distintas vías (mg/kg·día).

C = concentración de contaminante en el suelo (mg/kg).

CR = Tasa de contacto con el suelo contaminado en función de la vía de exposición (tasa de ingestión, tasa de inhalación, contacto dérmico, etc...).

ET = Tiempo de exposición (incluye frecuencia y duración).

BW = Peso corporal del receptor considerado.

AT = Para sustancias cancerígenas y mutagénicas, tiempo promedio de la exposición (70 años). Para sustancias no cancerígenas, duración de la exposición expresada en días.

Para cada una de las vías de exposición se particularizará esta expresión genérica permitiendo calcular la dosis recibida a través de cada una de ellas por los receptores definidos para cada caso mediante el criterio del individuo razonablemente más expuesto.

Conocida cuál es la dosis recibida para cada una de las vías de exposición, el objeto de cálculo es la concentración de contaminante (C (mg/kg)) en el suelo que cumple los requisitos admisibles de riesgos. Para ello genéricamente se formulará el cálculo de los niveles genéricos de referencia del siguiente modo (Ecuaciones (8) y (9)):

$$C = THQ \cdot \sum_i \frac{RfD_i \cdot BW_i \cdot AT_i}{CR_i \cdot ET_i} \leq 1 \quad (8)$$

$$C = TR \cdot \sum_i \frac{BW_i \cdot AT_i}{CR_i \cdot ET_i \cdot SF_i} \leq 10^{-5} \quad (9)$$

IV.2.1.3.3. Expresiones para el cálculo de los niveles genéricos de referencia

A continuación, se detallarán las expresiones de cálculo utilizadas para el cálculo de los niveles de referencia basados en la metodología de riesgos (RBSSL) para las vías de exposición consideradas en función de los usos del suelo. Como esquema general, para cada uso de suelo considerado, se detalla el cálculo para cada una de las vías de exposición (Tabla 4): Ingestión accidental de suelo contaminado, inhalación de vapores y de partículas de suelo contaminado, contacto dérmico con el suelo contaminado e ingestión de alimentos contaminados. Se discriminan en dicho cálculo, en función del carácter toxicológico de cada sustancia, sustancias no cancerígenas, sustancias cancerígenas y sustancias mutagénicas.

IV.2.1.3.3.1. Uso industrial

Los parámetros de exposición y expresiones empleadas se han particularizado según las características locales de la región. La frecuencia de la exposición de los individuos se ha determinado en función del calendario laboral estándar que aplica en los sectores implicados en este uso, por tanto, se han establecido 240 días/año de exposición (EF), ligeramente inferior a lo recomendado por otros países como Estados Unidos (EPA, EF = 250 días/año).

Por otro lado, la duración de la exposición o número de años que habitualmente permanece un individuo en el mismo puesto de trabajo en el sector industrial se ha incrementado hasta 40 años (ED) siguiendo los criterios de otros países como Polonia (Wcisło, 2012) cuyas características laborales son más cercanas que las de los países de los que se ha seguido la metodología de cálculo como Estados Unidos o Canadá, recomendando en este caso una exposición menor.

Todas las particularidades realizadas en el cálculo de los niveles genéricos de referencia se han realizado previa verificación de que estas no disminúan el grado de protección del receptor considerado. En el caso que la redefinición de algún parámetro supusiese la obtención de un nivel genérico de referencia más permisivo que los definidos por defecto según la metodología de cálculo, se desecharía la utilización de éstos en favor de los parámetros predefinidos por las agencias de referencia.

Una vez realizado el cálculo de los niveles para cada una de las vías de exposición, se realiza el cálculo global considerando todas vías mediante una media armónica ponderada con el fin de minimizar la influencia de los valores mayores del conjunto, siendo más sensible a los más pequeños. Esto es debido a las diferencias existentes en las exposiciones entre las distintas vías, así la exposición derivada por contacto dérmico es muy superior a las determinadas por ingestión o inhalación.

$$RBSSL - NC = \frac{1}{\frac{1}{RBSSL_{ing} - NC} + \frac{1}{RBSSL_{derm} - NC} + \frac{1}{RBSSL_{inh} - NC}} \quad (10)$$

Para sustancias con efectos cancerígenos y efectos no cancerígenos calculados ambos valores totales según la media armónica presentada en la ecuación (10), se adopta como valor de referencia global para este uso el menor de ambos con el fin de asegurar que dicho nivel es admisible para la salud humana en todos los escenarios toxicológicos planteados.

En este caso no se han definido niveles para sustancias con efectos mutagénicos debido al tipo de receptor establecido para este uso, siendo este un individuo adulto no susceptible de sufrir mutaciones genéticas a lo largo de su vida.

IV.2.1.3.3.2. Uso residencial

Los niveles para sustancias con efectos no cancerígenos se calculan considerando como receptor más expuesto a un niño con una duración de la exposición de 6 años mientras que en el caso de sustancias con efectos cancerígenos y mutagénicos, el receptor considerado como individuo razonablemente más expuesto es un receptor tal que está expuesto a la contaminación por un periodo de 6 años como niño y 24 años como adulto. De tal modo que la tasa de contacto para este segundo se ha de promediar y ajustar en función los distintos parámetros biométricos y toxicológicos según se considere niño o adulto. En concreto para el caso de sustancias con efectos mutagénicos se ha segmentado en cuatro rangos la edad de cálculo y se han otorgado entonces diferentes pesos de importancia en el riesgo según el rango.

Por otro lado y como decisión particular, con la finalidad de adaptar los cálculos a la realidad urbanística de la región no se considera la volatilización de partículas cuyo cálculo hubiese afectado únicamente al cálculo de los niveles para el mercurio elemental. Se justifica debido a la tipología de suelos que engloba la clasificación denominada como residencial, en su mayoría zonas urbanizadas y pavimentadas que no permiten la volatilización de dicha sustancia. Además, los valores obtenidos teniendo en cuenta la citada vía de exposición resultan en unos umbrales toxicológicos extremadamente bajos cuyo redondeo según los criterios establecidos en la guía técnica del RD (MAGRAMA, 2007) evita que el valor del nivel genérico de referencia determinado se vea influenciado por este cálculo.

IV.2.1.3.3.3. Uso recreativo

Las tasas de contacto establecidas para este uso se han ajustado en función de los criterios descritos en el Apartado 5.2. Para todas las vías de exposición, independientemente de la naturaleza de la sustancia, se han modificado estas tasas mediante los factores de ingesta y contacto dérmico; diferenciando en cada modelo la exposición a la que se encuentra sometido un niño y un adulto.

IV.2.1.3.3.4. Otros usos

En el cálculo de los niveles toxicológicos para otros usos, se considera una vía de exposición adicional respecto al resto de usos considerados, siendo en este caso la ingesta de alimentos contaminados el factor más restrictivo para la determinación de los niveles genéricos.

IV.2.1.3.4. Consideraciones generales de cálculo y expresión de los resultados

Se han calculado para todos los usos definidos los riesgos asociados tanto a efectos no cancerígenos como cancerígenos y mutagénicos. Una vez realizados todos los cálculos, para cada uno de los tipos de efectos considerados se determinó como umbral toxicológico (IRIS, 2013) para cada sustancia el menor de los valores calculados. Se asegura así que se cumple el límite máximo admisible para el individuo razonablemente más expuesto.

El umbral toxicológico así determinado se redondea según los criterios establecidos en la guía técnica del RD (MAGRAMA, 2007). En aquellos casos en que el nivel de referencia tiene valores inferiores a la unidad (mg/kg), se tomará la primera cifra significativa redondeando al alza si el siguiente decimal está comprendido en el intervalo [6-9] y manteniendo su valor si la siguiente cifra pertenece al intervalo [0-5].

Para valores comprendidos en el intervalo 1-10 mg/kg se mantendrá el valor entero suprimiendo los decimales de acuerdo a la regla antes dicha. Para valores superiores a 10 mg/kg, tras redondear el número entero como en casos anteriores, se seleccionará el múltiplo de 5 más próximo a dicho valor.

Los resultados mediante la metodología de riesgos tomados como umbral toxicológico se contrastan con los valores de la línea base o niveles de fondo obtenidos mediante la metodología descrita en apartados anteriores. De este modo, los resultados de riesgos que presentaron un valor inferior para una sustancia al establecido como valor de la línea base, se modificaron adoptando estos últimos como el valor de NGR, según los siguientes criterios:

- Para valores comprendidos en el intervalo 0-10 mg/kg se redondeó al alza el valor a la unidad siguiente, estableciéndose el valor entero sin decimales como valor de referencia. Los valores inferiores a la unidad, usando este criterio, pasan automáticamente a adquirir el valor de la unidad. Esta corrección, que por otro lado se aplicó en muy pocos casos, se ha establecido para simplificar la aplicación de los NGR, evitándose también posibles problemas causados por los límites de detección en algunas técnicas analíticas.
- Para valores superiores a 10 mg/kg, tras redondear el número entero como en el caso anterior, se seleccionó el múltiplo de 5 superior a dicho valor.

Estos criterios se aplican a todos los elementos con excepción del Cu y el Pb, para los que se ha optado por establecer como NGR para el uso más sensible, los valores de las excepciones de la línea base que se determinan para las litologías calizas.

Estas excepciones se han realizado en base a un estudio del INIA (2009) en el cual se han estudiado los metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. Los datos de las muestras analizadas en este estudio se han comparado con los valores de NGR propuestos para los suelos clasificados como "Otros usos" (uso más sensible), observándose que, para todos los metales a excepción del Cu y el Pb, dichos valores se encuentran dentro del percentil del 95%. Por coherencia con este estudio se establecen para estos metales los valores de NGR determinados para las mencionadas excepciones, aumentando la convergencia con el citado percentil.

Una vez redondeados los NGR, y siguiendo las instrucciones del RD 9/2005, se ha aplicado un criterio de contigüidad. Según este, la diferencia de niveles para un uso del suelo y el correspondiente al inmediatamente más sensible no debe exceder más de un

orden de magnitud (10 veces)., De no ser así, este pasa a ser el correspondiente al del más sensible multiplicado por un factor de 10. De este modo la diferencia entre el uso más y menos sensible no será superior a dos órdenes de magnitud.

Como consecuencia de haber introducido un uso de suelo adicional al especificado en el RD de suelos contaminados, se mantiene el criterio de contigüidad citado, contemplando la limitación a dos órdenes de magnitud entre *otros usos* e industrial, estipulándose un orden de mayor a menor sensibilidad, de manera que ““otros usos” sea el más sensible, seguido de “residencial y recreativo al mismo nivel, siendo el uso industrial el menos sensible de los considerados.

Finalmente, de nuevo con base en el citado RD 9/2005, se aplicó un criterio de reducción de manera que todos aquellos niveles que excedían el valor 10 000 mg/kg, sin tener en cuenta el uso del suelo, pasaron a ser iguales a esta cantidad, independientemente de las consideraciones de riesgo.

Los valores genéricos de referencia para metales y elementos traza en suelos del Principado de Asturias, obtenidos tras la aplicación de los procedimientos, correcciones y criterios descritos en las páginas anteriores se recogen en los siguientes apartados.

IV.2.2. Resultados Niveles Genéricos Referencia. Criterio de Riesgos.

De acuerdo con el desarrollo metodológico anterior se presentan en este apartado los cálculos de los Niveles Genéricos de Referencia basados en criterios de riesgos (RBSSL). Se realiza en cálculo para cada uno de los usos determinados con las particularidades y consideraciones específicas expuestas en sus apartados correspondientes.

Todos los resultados presentados siguen una estructura común en formato tabla para la que la primera y segunda columna corresponde a la descripción del elemento considerado en cada caso, a través de su nombre y número de referencia conforme al Chemical Abstracts Service – Registry Number (CAS-RN). Es este un identificador único para cada sustancia proveniente de una división de la Sociedad Americana de Química (American Chemical Society Division).

A continuación, seguidamente se presenta los resultados correspondientes a los valores para las sustancias no cancerígenas, cancerígenas y mutagénicas (en su caso), para finalmente, en la última columna de cada tabla, calcular en base a los resultados anteriores los valores límite de concentración para cada uno de los elementos para el uso concreto que se está analizado.

IV.2.2.1. Uso industrial

Los resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para la salud humana para un uso industrial se presentan en la Tabla IV.19. Tal y como se especificaba en el apartado IV.2.1.3.3.1. , en este caso no se consideran los efectos mutagénicos por estar definido en todos los casos como el individuo razonablemente más expuesto, un individuo adulto sobre el que la probabilidad de sufrir una mutación no es lo suficientemente relevante para su consideración. Además, la particularidad de este uso es que minora las tasas de exposición ya que tal y como exige la legislación específica de seguridad y salud, los trabajadores han de disponer de sistemas de protección adecuados para evitar la exposición con las sustancias peligrosas

Tabla IV.19. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso industrial. Unidades en mg/kg.

Elemento	CAS-RN	NO CARCINOGENICO				CARCINOGENICO				TOTAL
		Ind-ingestion	Ind-dérmico	Ind-Inhala	Ind-NC.Total	Ind-ingestión	Ind-dérmico	Ind-Inh.	Ind-C.Total	RBSSL-Ind
Ag	7440-22-4	5,32E+03	3,23E+03	-	2,01E+03	-	-	-	-	2,01E+03
As	7440-38-2	5,32E+02	1,61E+03	6,51E+06	4,00E+02	2,07E+01	6,27E+01	1,77E+06	1,56E+01	1,56E+01
Ba	7440-39-3	2,13E+05	2,26E+05	2,17E+08	1,10E+05	-	-	-	-	1,10E+05
Be	7440-41-7	2,13E+03	2,26E+02	8,68E+06	2,04E+02	-	-	3,17E+06	3,17E+06	2,04E+02
Cd	7440-43-9	1,06E+03	4,03E+03	4,34E+06	8,42E+02	-	-	4,22E+06	4,22E+06	8,42E+02
Co	7440-48-4	3,19E+02	4,84E+03	2,60E+06	3,00E+02	-	-	8,44E+05	8,44E+05	3,00E+02
Cr (III)	16065-83-1	1,60E+06	3,15E+05	-	2,63E+05	-	-	-	-	2,63E+05
Cr (VI)	18540-29-9	3,19E+03	1,21E+03	4,34E+07	8,77E+02	3,73E+01	1,41E+01	9,04E+04	1,02E+01	1,02E+01
Cu	7440-50-8	4,26E+04	6,45E+05	-	3,99E+04	-	-	-	-	3,99E+04
Hg	7439-97-6	3,19E+02	4,84E+03	3,10E+02	1,52E+02	-	-	-	-	1,52E+02
Mn	7439-96-5	2,56E+04	1,55E+04	2,17E+07	9,64E+03	-	-	-	-	9,64E+03
Mo	7439-98-7	5,32E+03	8,07E+04	-	4,99E+03	-	-	-	-	4,99E+03
Ni	7440-02-0	2,13E+04	1,29E+04	3,91E+07	8,03E+03	-	-	2,92E+08	2,92E+08	8,03E+03
Pb	7439-92-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sb	7440-36-0	4,26E+02	9,68E+02	-	2,96E+02	-	-	-	-	2,96E+02
Se	7782-49-2	5,32E+03	8,07E+04	8,68E+09	4,99E+03	-	-	-	-	4,99E+03
Sn	7440-31-5	6,39E+05	9,68E+06	-	5,99E+05	-	-	-	-	5,99E+05
Tl	7440-28-0	1,06E+01	1,61E+02	-	9,99E+00	-	-	-	-	9,99E+00
V	7440-62-2	5,32E+03	2,10E+03	4,34E+07	1,50E+03	-	-	-	-	1,50E+03
Zn	7440-66-6	3,19E+05	4,84E+06	-	3,00E+05	-	-	-	-	3,00E+05

IV.2.2.2. Uso recreativo

Una revisión de la clasificación de los usos de suelo de otras comunidades en materia de suelos contaminados, así como un análisis de la naturaleza de los usos de suelo permitidos en el Principado de Asturias, resulta en la necesidad de introducir un nuevo uso del suelo en esta materia ya que las particularidades de la región y las tendencias en materia urbanística así lo atestiguan. Por ello, se incluye como uso adicional a los mínimos exigidos por la normativa, el uso recreativo, el cual abarca unos escenarios específicos teniendo en cuenta los hábitos comunes de la población en relación con las actividades vinculadas al mismo. Concretamente se establece como uso recreativo, aquel que tiene como propósito principal el desarrollo de actividades de ocio, recreativas y deportivas, principalmente en instalaciones abiertas al aire libre y en contacto directo con el suelo, incluyendo las pequeñas instalaciones complementarias para funciones auxiliares a este uso principal. Se incluye también aquel que tiene como propósito servir específicamente para el desarrollo de actividades recreativas infantiles (áreas de juego infantil).

En este caso la necesidad, por la propia naturaleza del uso, de incluir como individuo razonablemente más expuesto a un sujeto de corta edad y en consecuencia sensible y propenso a variaciones mutagénicas, se añade la consideración correspondiente a tal efecto en el cómputo general de cálculo (Tabla V.20).

Tabla IV.20. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso recreativo. Unidades en mg/kg.

Elemento	CAS-RN	NON-CARCINOGENIC				CARCINOGENIC				MUTAGENICOS			TOTAL	
		Rec- ingestion	Rec- dérmico	Rec-Inh.	Rec-NC.Total	Rec- ingestión	Rec- dérmico	Rec-Inh.	Rec-C.Total	Rec- ingestión	Rec- dérmico	Rec-Inh.	Rec- M.Total	RBSSL Rec
Ag	7440-22-4	1,79E+03	2,47E+03	-	1,04E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,04E+03
As	7440-38-2	1,79E+02	1,24E+03	5,76E+05	1,56E+02	3,31E+01	2,10E+02	2,15E+05	2,86E+01	1,69E+00	5,24E+01	6,31E+04	-	2,86E+01
Ba	7440-39-3	7,16E+04	1,73E+05	1,92E+07	5,05E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	5,05E+04
Be	7440-41-7	7,16E+02	1,73E+02	7,68E+05	1,39E+02	-	-	3,86E+05	-	-	-	8,25E+04	-	1,39E+02
Cd	7440-43-9	3,58E+02	3,09E+03	3,84E+05	3,21E+02	-	-	5,15E+05	-	-	-	7,82E+04	-	3,21E+02
Co	7440-48-4	1,07E+02	3,71E+03	2,30E+05	1,04E+02	-	-	1,03E+05	-	-	-	1,75E+04	-	1,04E+02
Cr (III)	16065-83-1	5,37E+05	2,41E+05	-	1,66E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	1,66E+05
Cr (VI)	18540-29-9	1,07E+03	9,26E+02	3,84E+06	4,97E+02	5,96E+01	4,72E+01	1,10E+04	2,63E+01	3,04E+00	1,18E+01	2,16E+03	2,41E+00	2,63E+01
Cu	7440-50-8	1,43E+04	4,94E+05	-	1,39E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	1,39E+04
Hg	7439-97-6	1,07E+02	3,71E+03	2,75E+01	2,17E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	2,17E+01
Mn	7439-96-5	8,60E+03	1,19E+04	1,92E+06	4,97E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	4,97E+03
Mo	7439-98-7	1,79E+03	6,18E+04	-	1,74E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,74E+03
Ni	7440-02-0	7,16E+03	9,88E+03	3,46E+06	4,15E+03	-	-	3,56E+07	-	-	-	3,52E+06	-	4,15E+03
Pb	7439-92-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,00E+02
Sb	7440-36-0	1,43E+02	7,41E+02	-	1,20E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	1,20E+02
Se	7782-49-2	1,79E+03	6,18E+04	7,68E+08	1,74E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,74E+03
Sn	7440-31-5	2,15E+05	7,41E+06	-	2,09E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	2,09E+05
Tl	7440-28-0	3,58E+00	1,24E+02	-	3,48E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	3,48E+00
V	7440-62-2	1,79E+03	1,61E+03	3,84E+06	8,46E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	8,46E+02
Zn	7440-66-6	1,07E+05	3,71E+06	-	1,04E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	1,04E+05

IV.2.2.3. Uso residencial.

Las condiciones del uso residencial, así como sus factores de exposición y por tanto las diferentes vías preferenciales de migración, difieren significativamente con lo que contemplado en la literatura habitual en relación a riesgos para la salud humana. Las principales guías metodológicas al respecto están basadas en usos, costumbres y el modelo urbanístico norteamericano, el cual, poco tiene que ver con las particularidades nacionales y aún menos con las del Principado de Asturias, caracterizado por una gran dispersión urbana amplificada por los condicionantes orográficos propios de la región.

De este modo, y con el fin de garantizar la protección de la población residente en núcleos rurales y otros ámbitos residenciales de menor entidad dispersos por la región, estos se incluyen en el uso más restrictivo, correspondiente a otros usos, circunscribiendo el uso residencial para aquel que tiene como propósito principal el proporcionar alojamiento permanente a las personas mediante la construcción de viviendas, en cualquiera de sus modalidades, incluyendo el resto de los usos complementarios compatibles con el residencial (terciarios, comerciales, dotacionales, etc.). También se incluyen en esta categoría los equipamientos destinados a acoger las diversas funciones de servicios colectivos de la comunidad, salvo las recreativas y deportivas al aire libre.

Del mismo modo que sucedía para las consideraciones del uso residencial, el individuo razonablemente más expuesto, se corresponde con un niño, que en este caso se desarrolla sobre el suelo de consideración hasta la edad adulta pudiendo permanecer durante toda su vida en el mismo emplazamiento. En consecuencia, durante su niñez tiene sensibilidad mayor a los efectos mutagénicos de las sustancias correspondientes, circunstancia que obliga a ajustar la exposición en función de las franjas de edad consideradas. Se presentan los cálculos derivados para este uso en la Tabla IV.21.

Tabla IV.21. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso residencial. Unidades en mg/kg.

Elemento	CAS-RN	NON-CARCINOGENIC				CARCINOGENIC				MUTAGENICOS			TOTAL	
		Res- ingestion	Res- dérmico	Res-Inh.	Res-NC.Total	Res- ingestión	Res- dérmico	Res-Inh.	Res-C.Total	Res- ingestión	Res- dérmico	Res-Inh.	Res- M.Total	RBSSL Res
Ag	7440-22-4	3,91E+02	5,59E+02	-	2,30E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	2,30E+02
As	7440-38-2	3,91E+01	2,79E+02	2,13E+04	3,42E+01	7,12E+00	4,49E+01	7,69E+03	6,14E+00	9,94E-01	1,12E+01	3,04E+03	-	6,14E+00
Ba	7440-39-3	1,56E+04	3,91E+04	7,09E+05	1,10E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	1,10E+04
Be	7440-41-7	1,56E+02	3,91E+01	2,84E+04	3,13E+01	-	-	1,38E+04	1,38E+04	-	-	5,44E+03	-	3,13E+01
Cd	7440-43-9	7,82E+01	6,98E+02	1,42E+04	7,00E+01	-	-	1,84E+04	1,84E+04	-	-	7,25E+03	-	7,00E+01
Co	7440-48-4	2,35E+01	8,38E+02	8,51E+03	2,28E+01	-	-	3,68E+03	3,68E+03	-	-	1,45E+03	-	2,28E+01
Cr (III)	16065-83-1	1,17E+05	5,45E+04	-	3,72E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	3,72E+04
Cr (VI)	18540-29-9	2,35E+02	2,10E+02	1,42E+05	1,11E+02	1,28E+01	1,01E+01	3,94E+02	5,57E+00	2,98E+00	2,53E+00	1,55E+02	1,36E+00	1,36E+00
Cu	7440-50-8	3,13E+03	1,12E+05	-	3,04E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	3,04E+03
Hg	7439-97-6	2,35E+01	8,38E+02	4,25E+04	2,28E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	2,28E+01
Mn	7439-96-5	1,88E+03	2,68E+03	7,09E+04	1,09E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,09E+03
Mo	7439-98-7	3,91E+02	1,40E+04	-	3,80E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	3,80E+02
Ni	7440-02-0	1,56E+03	2,23E+03	1,28E+05	9,14E+02	-	-	1,27E+06	1,27E+06	-	-	5,02E+05	-	9,14E+02
Pb	7439-92-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,00E+02
Sb	7440-36-0	3,13E+01	1,68E+02	-	2,64E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	2,64E+01
Se	7782-49-2	3,91E+02	1,40E+04	2,84E+07	3,80E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	3,80E+02
Sn	7440-31-5	4,69E+04	1,68E+06	-	4,57E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	4,57E+04
Tl	7440-28-0	7,82E-01	2,79E+01	-	7,61E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	7,61E-01
V	7440-62-2	3,91E+02	3,63E+02	1,42E+05	1,88E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	1,88E+02
Zn	7440-66-6	2,35E+04	8,38E+05	-	2,28E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	2,28E+04

IV.2.2.4. Otros usos

Concretamente, se ha definido “otro uso” de suelo como aquel que, no incluyéndose en alguna de las clases anteriores, puede soportar actividades de tipo agrícola ganadero o forestal. Como se ha expuesto en el apartado IV.2.1.2. (Tipos de receptores y vías), la particularidad de este uso es que incluye una vía más de migración de los contaminantes al considerar la ingesta de alimentos contaminados, entendiéndose por contaminados aquellos que se han cultivado y/o criado sobre suelos potencialmente afectados y que por tanto pudieran presentar concentraciones que pudieran suponer un riesgo para la salud humana. Los cálculos correspondientes a este uso se presentan en la Tabla IV.22.

Tabla IV.22. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para el uso denominado como “otros usos”. Unidades en mg/kg.

Elemento	CAS-RN	NON-CARCINOGENIC				CARCINOGENIC				TOTAL
		Otr-ingestion	Otr-dérmico	Otr-Inhala	Otr-NC.Total	Otr-ingestión	Otr-dérmico	Otr-Inh.	Otr-C.Total	RBSSL-Otr
Ag	7440-22-4	8,11E+02	1,28E+03	-	1,75E+00	1,75E+00	-	-	-	-
As	7440-38-2	8,11E+01	6,40E+02	2,13E+04	6,01E+00	5,55E+00	3,46E+00	2,64E+01	3,12E-01	7,69E+03
Ba	7440-39-3	3,24E+04	8,96E+04	7,09E+05	1,65E+03	1,54E+03	-	-	-	-
Be	7440-41-7	3,24E+02	8,96E+01	2,84E+04	2,81E+01	2,00E+01	-	-	-	1,38E+04
Cd	7440-43-9	1,62E+02	1,60E+03	1,42E+04	1,37E+00	1,36E+00	-	-	-	1,84E+04
Co	7440-48-4	4,87E+01	1,92E+03	8,51E+03	2,01E+00	1,92E+00	-	-	-	3,68E+03
Cr (III)	16065-83-1	2,43E+05	1,25E+05	-	1,91E+04	1,55E+04	-	-	-	-
Cr (VI)	18540-29-9	4,87E+02	4,80E+02	1,42E+05	3,83E+01	3,30E+01	6,23E+00	5,94E+00	5,96E-01	3,94E+02
Cu	7440-50-8	6,49E+03	2,56E+05	-	2,81E+01	2,80E+01	-	-	-	-
Hg	7439-97-6	4,87E+01	1,92E+03	1,01E+00	1,16E+01	9,14E-01	-	-	-	-
Mn	7439-96-5	3,89E+03	6,15E+03	7,09E+04	2,50E+01	2,47E+01	-	-	-	-
Mo	7439-98-7	8,11E+02	3,20E+04	-	5,85E+00	5,81E+00	-	-	-	-
Ni	7440-02-0	3,24E+03	5,12E+03	1,28E+05	6,69E+01	6,47E+01	-	-	-	1,27E+06
Pb	7439-92-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sb	7440-36-0	6,49E+01	3,84E+02	-	4,81E+00	4,43E+00	-	-	-	-
Se	7782-49-2	8,11E+02	3,20E+04	2,84E+07	2,70E+01	2,62E+01	-	-	-	-
Sn	7440-31-5	9,73E+04	3,84E+06	-	4,57E+03	4,36E+03	-	-	-	-
Tl	7440-28-0	1,62E+00	6,40E+01	-	3,51E-01	2,87E-01	-	-	-	-
V	7440-62-2	8,11E+02	8,32E+02	1,42E+05	2,34E+00	2,33E+00	-	-	-	-
Zn	7440-66-6	4,87E+04	1,92E+06	-	4,61E+02	4,57E+02	-	-	-	-

IV.2.2.5. Resultados de los valores mediante metodología de riesgos

Como resultado de los cálculos de los apartados anteriores y en coherencia las consideraciones establecidas para la expresión de resultados presentan en las siguientes tablas los valores calculados como umbral toxicológico para los elementos de estudio. De esta manera en la Tabla IV.23 se presentan los resultados brutos previos procedentes del cálculo de riesgos sin tratamiento posterior. En este caso y en aras de facilitar su comparación respecto los procesos de redondeo y reducción posteriores, se modifica el tipo notación, eliminando la notación científica que habitualmente se utiliza en materia de riesgos.

Tabla IV.23. Resultados del cálculo de riesgos para cada uso definido.

Elemento	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros Usos
	mg/kg			
Ag	2008,65	1038,18	230,04	1,75
As	15,56	28,60	6,14	2,44
Ba	109 534,16	50 517,67	11 000,07	1541,15
Be	204,16	139,26	31,25	20,04
Cd	842,07	320,68	69,99	1,36
Co	299,57	104,38	22,76	0,07
Cr (III)	262 776,90	166 293,03	37 199,48	15 538,70
Cr (VI)	10,24	26,28	5,57	2,24
Cu	39 946,84	13 923,31	3043,36	27,95
Hg	152,46	21,75	22,81	0,91
Mn	9637,23	4970,38	1087,26	24,69
Mo	4993,36	1740,41	380,42	5,81
Ni	8032,94	41 47,74	913,58	64,69
Pb	800,00	0,00	400,00	-
Sb	295,72	120,06	26,36	0,28
Se	4993,35	1740,41	380,41	26,15
Sn	599 202,63	208 849,71	45 650,36	4359,77
Tl	9,99	3,48	0,76	0,29
V	1504,25	846,40	188,04	2,33
Zn	299 601,31	104 424,85	22 825,18	456,94

Todos los valores están expresados en mg/kg y resultan especialmente llamativas las diferencias que se dan para alguno de los elementos considerados entre los distintos usos, originadas por la existencia o no de una vía de exposición concreta. Así la toxicidad de varios elementos como pueden ser el selenio, vanadio o zinc, resulta

significativamente alta en el caso de que una de las vías de exposición sea la de ingestión de alimentos contaminados, sin embargo, estos mismos elementos no suponen una grave amenaza para salud humana cuando la exposición que se considera es la ingestión directa de suelo o contacto dérmico.

La Tabla IV.23 anterior se depura con las consideraciones descritas para la expresión general de resultados de tal manera que se obtienen los siguientes valores finales considerados como umbrales toxicológicos (Tabla IV.24).

Tabla IV.24. Resultados finales obtenidos mediante criterio de riesgos en función de las condiciones para la expresión general de resultados.

Elemento	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros Usos
	mg/kg			
Ag	2010	1040	230	2
As	15	30	6	2
Ba	109535	50520	11000	1540
Be	205	140	30	20
Cd	840	320	70	1
Co	300	105	25	0,1
Cr (III)	262775	166295	37200	15540
Cr (VI)	10	25	6	2
Cu	39945	13925	3045	30
Hg	150	20	25	0,9
Mn	9635	4970	1085	25
Mo	4995	1740	380	6
Ni	8035	4150	915	65
Pb	800	400	400	400
Sb	295	120	25	0,3
Se	4995	1740	380	25
Sn	599205	208850	45650	4360
Tl	10	3	0,8	0,3
V	1505	845	190	2
Zn	299600	104425	22825	455

En aquellos casos en que el nivel de referencia tiene valores inferiores a la unidad (mg/kg), se tomará la primera cifra significativa redondeando al alza si el siguiente decimal está comprendido en el intervalo [6-9] y manteniendo su valor si la siguiente cifra pertenece al intervalo [0-5]. Para valores comprendidos en el intervalo 1-10 mg/kg se mantendrá el valor entero suprimiendo los decimales de acuerdo a la regla antes

dicha. Para valores superiores a 10 mg/kg, tras redondear el número entero como en casos anteriores, se seleccionará el múltiplo de 5 más próximo a dicho valor.

En la Tabla IV.25 se presenta los resultados finales obtenidos mediante criterio de riesgos en función de las condiciones para la expresión general de resultados y se comparan con los valores de la línea base de riesgos para el Principado de Asturias presentados en el Apartado IV.1.1. De esta manera teniendo en cuenta las consideraciones expuestas en el apartado IV.2.1.3.4. se pretende establecer una propuesta de NGR que junto con sus correspondientes excepciones litológicas, se presenta en la Tabla IV.26.

Tabla IV.25. Comparativa de resultados por metodología de riesgos y valores de línea base

Elemento	GB Asturias	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros Usos
		mg/kg			
Ag	0,30	2010	1040	230	2
As	31	15	30	6	2
Ba	164	109535	50520	11000	1540
Be		205	140	30	20
Cd	0,60	840	320	70	1
Co	23	300	105	25	0,1
Cr (III)	93	262775	166295	37200	15540
Cr (VI)		10	25	6	2
Cu	36	39945	13925	3045	30
Hg	0,40	150	20	25	0,9
Mn	1704	9635	4970	1085	25
Mo	0,80	4995	1740	380	6
Ni	42	8035	4150	915	65
Pb	51	800	400	400	400
Sb	0,20	295	120	25	0,3
Se		4995	1740	380	25
Sn		599205	208850	45650	4360
Tl	0,30	10	3	0,8	0,3
V	47	1505	845	190	2
Zn	162	299600	104425	22825	455

IV.2.3. Propuesta de Niveles Genéricos de Referencia para el Principado de Asturias

La confrontación de resultados presentada en la tabla anterior deriva en una propuesta definitiva para los NGR en el Principado de Asturias. En consecuencia los valores presentados en la Tabla IV.26 son el resultado del cálculo de los NGR mediante una metodología híbrida que tiene en consideración tanto los valores de la línea base de Asturias como los valores resultantes de la aplicación de la metodología de riesgos.

Tabla IV.26. Resultados para NGR propuestos en Principado de Asturias.

Elemento	CAS-RN	Industrial	Recreativo			Otros Usos
			Residencial	(mg/kg)		
Ag	7440-22-4	200	20	20	2	
As	7440-38-2	200	40(1)	40(1)	40(1)	
Ba	7440-39-3	10000	10000	10000	1540	
Be	7440-41-7	205	140	30	20	
Cd	7440-43-9	200	20	20	2(2)	
Co	7440-48-4	300	105	25(3)	25(3)	
Cr (III)	16065-83-1	10000	10000	10000	10000	
Cr (VI)	18540-29-9	10	3	1	2	
Cu	7440-50-8	4000	400	400	55	
Hg	7439-97-6	100	10	10	1	
Mn	7439-96-5	9635	4970(4)	2135(4)	2135(4)	
Mo	7439-98-7	600	60	60	6	
Ni	7440-02-0	6500	4150	650	65	
Pb	7439-92-1	800	400	400	70	
Sb	7440-36-0	295	120	25	5	
Se	7782-49-2	2500	1740	250	25	
Sn	7440-31-5	10000	10000	10000	4360	
Tl	7440-28-0	10	3	1	1	
V	7440-62-2	1505	845	190	50(5)	
Zn	7440-66-6	10000	4550	4550	455	
(1) 100 mg/kg para suelos sobre las litologías de calizas y granitos.						
(2) 10 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.						
(3) 35 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.						
(4) 6435 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.						
(5) 100 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas y unidades de litología mixta.						

IV.3. APLICACIÓN METODOLOGÍA HÍBRIDA AL CASO DE LANGREO

Tal y como ha quedado patente en el Apartado IV.2.1. los resultados derivados de la metodología de riesgos son independientes del ámbito que se esté considerando ya que dependen los parámetros toxicológicos y los parámetros de exposición considerados. Estos últimos, si bien es cierto que podrían variar entre ámbitos muy distintos con unas características o patrones de comportamiento diferentes, por ejemplo, un análisis comparado entre una zona de Sudamérica y un país cualquiera de Asia, teniendo en cuenta los ámbitos que se están considerando en esta investigación, estos se tendrán por invariantes.

Por tanto, la aplicación de esta metodología híbrida al caso del Concejo de Langreo es directa (Tabla IV.27), rescatando los resultados por la metodología de riesgos, ya homogeneizados según consideraciones descritas, y comparándolos en este caso con la línea base calculada para dicho ámbito, cuyos resultados están recogidos en el Apartado IV.1.2.

Tabla IV.27. Comparativa de resultados por metodología de riesgos y valores de línea base para el Concejo de Langreo

Elemento	GB Langreo	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros Usos
		mg/kg			
Ag	0,2	2010	1040	230	2
As	37	15	30	6	2
Ba	192	109535	50520	11000	1540
Be		205	140	30	20
Cd	1	840	320	70	1
Co	19	300	105	25	0,1
Cr (III)	28	262775	166295	37200	15540
Cr (VI)		10	25	6	2
Cu	41	39945	13925	3045	30
Hg	0,8	150	20	25	0,9
Mn	1088	9635	4970	1085	25
Mo	2	4995	1740	380	6
Ni	37	8035	4150	915	65
Pb	129	800	400	400	400
Sb	2,0	295	120	25	0,3
Se	1,0	4995	1740	380	25
Sn		599205	208850	45650	4360

TI	0,3	10	3	0,8	0,3
V	41	1505	845	190	2
Zn	222	299600	104425	22825	455

IV.3.1. Propuesta de Niveles Genéricos de Referencia para el Concejo de Langreo.

La confrontación de resultados presentada en la Tabla IV.27 deriva en una propuesta definitiva para los NGR para el Municipio de Langreo. En consecuencia los valores presentados en la Tabla IV.26 son el resultado del cálculo de los NGR mediante una metodología híbrida que tiene en consideración tanto los valores de la línea base de Asturias como los valores resultantes de la aplicación de la metodología de riesgos.

Tabla IV.28. Resultados para NGR propuestos para el concejo de Langreo

Elemento	CAS-RN	Industrial	Recreativo	Residencial	Otros Usos
		(mg/kg)			
Ag	7440-22-4	200	20	20	2
As	7440-38-2	40	40	40	40
Ba	7440-39-3	10000	10000	10000	1540
Be	7440-41-7	205	140	30	20
Cd	7440-43-9	100	10	10	1
Co	7440-48-4	300	105	25	20
Cr (III)	16065-83-1	10000	10000	10000	10000
Cr (VI)	18540-29-9	20	20	6	2
Cu	7440-50-8	4500	450	450	45
Hg	7439-97-6	90	9	9	0,9
Mn	7439-96-5	9635	4970	1090	1090
Mo	7439-98-7	600	60	60	6
Ni	7440-02-0	6500	650	650	65
Pb	7439-92-1	800	400	400	400
Sb	7440-36-0	200	20	20	2
Se	7782-49-2	2500	250	250	25
Sn	7440-31-5	10000	10000	10000	4360
TI	7440-28-0	10	3	0,8	0,3
V	7440-62-2	1505	450	190	45
Zn	7440-66-6	10000	4550	4550	455

IV.3.2. Comparativa NGR Principado Asturias y Concejo de Langreo

Los valores propuestos para los NGR de los dos ámbitos de estudio son muy similares de manera que es difícil de cuantificar la influencia o el peso que ha tenido la línea base de cada uno de ellos en el resultado final que se propone. Se ha comentado con anterioridad la idoneidad de los diseños de muestreo, así como de la metodología de detección y eliminación de outliers, por lo que la comparación que aquí se establece no respondiendo a unos criterios homogéneos, pervierte aún más la posibilidad de establecer un análisis de sensibilidad del modelo que permita valorar la influencia de las mencionadas líneas base.

En el apartado siguiente correspondiente a la discusión y conclusiones se valoran los resultados da la siguiente comparativa (Tabla IV.29).

Tabla IV.29. Comparativa valores de NGR propuestos para el Principado de Asturias y los propuestos para el concejo de Langreo.

Elemento	CAS-RN	Ind.Ast.	Ind.Lan.	Rec. Ast.	Rec.Lan	Res.Ast.	Res.Lan.	O.U.Ast.	O.U.Lan.
		(mg/kg)							
Ag	7440-22-4	200	200	20	20	20	20	2	2
As	7440-38-2	200	40	40 ⁽¹⁾	40	40 ⁽¹⁾	40	40 ⁽¹⁾	40
Ba	7440-39-3	10000	10000	10000	10000	10000	10000	1540	1540
Be	7440-41-7	205	205	140	140	30	30	20	20
Cd	7440-43-9	200	100	20	10	20	10	2 ⁽²⁾	1
Co	7440-48-4	300	300	105	105	25 ⁽³⁾	25	25 ⁽³⁾	20
Cr (III)	16065-83-1	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000
Cr (VI)	18540-29-9	10	20	3	20	1	6	2	2
Cu	7440-50-8	4000	4500	400	450	400	450	55	45
Hg	7439-97-6	100	90	10	9	10	9	1	0.9
Mn	7439-96-5	9635	9635	4970 ⁽⁴⁾	4970	2135 ⁽⁴⁾	1090	2135 ⁽⁴⁾	1090
Mo	7439-98-7	600	600	60	60	60	60	6	6
Ni	7440-02-0	6500	6500	4150	650	650	650	65	65
Pb	7439-92-1	800	800	400	400	400	400	70	400
Sb	7440-36-0	295	200	120	20	25	20	5	2
Se	7782-49-2	2500	2500	1740	250	250	250	25	25
Sn	7440-31-5	10000	10000	10000	10000	10000	10000	4360	4360
Tl	7440-28-0	10	10	3	3	1	0.8	1	0.3
V	7440-62-2	1505	1505	845	450	190	190	50 ⁽⁵⁾	45
Zn	7440-66-6	10000	10000	4550	4550	4550	4550	455	455

(1) 100 mg/kg para suelos sobre las litologías de calizas y granitos.

(2) 10 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.

(3) 35 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.

(4) 6435 mg/kg para suelos sobre la litología de calizas.

IV.4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.

Recordando flujograma de trabajo con el que se ha afrontado esta parte de la investigación: Muestreo → Detección outliers → Cálculo de línea base → Derivación de valores de riesgo por criterios toxicológicos → Confrontación de resultados de la línea base con los valores de riesgo → Propuesta de NGR para el ámbito correspondiente. Es necesario destacar que, en alguno de los niveles de actuación descritos, desafortunadamente no se ha podido tener capacidad de decisión sobre los mismos.

Como primer nivel de trabajo sobre el que ha pivotado el resto de la investigación, encontramos la parte relativa al diseño muestreo del área de trabajo designada. En este sentido, para el ámbito regional del Principado de Asturias, el diseño de muestreo resultó un condicionante impuesto y sobre el que ya se ha discutido acerca de su idoneidad. Sin embargo, en lo concerniente al diseño de muestreo del ámbito municipal (Concejo de Langreo) así como el resto de partes del flujo de trabajo del ámbito se ha podido participar en la toma de decisiones a todos los niveles por lo que las imposiciones que pudiera haber resultan del consenso del propio grupo de trabajo.

El muestreo para la línea base de Asturias se toma del estudio de 2008 del Indurot, en el cual se toman varias decisiones importantes tratando de evitar tanto zonas contaminadas como áreas con posibles anomalías geoquímicas. Con base en el muestreo anterior, se realiza un tratamiento de eliminación de atípicos mediante el método de Tukey, seleccionado con la intención de no minimizar los valores anómalos; ya esta metodología es menos sensible a valores extremos de los datos. En este proceso, según el elemento analizado, se encuentra una horquilla de atípicos de entre 3 y 11 datos por elemento.

En el caso del estudio municipal, se realiza un muestreo sistemático estratificado a distancias aleatorias para obtener un conjunto representativo de datos, sin exclusión de

zonas predeterminadas. Posteriormente, para el mismo tratamiento de anómalos que en el caso anterior, devuelve una horquilla de entre 0 y 10 valores atípicos.

La comparativa, elemento por elemento, realizada sobre el número de anómalos y el umbral sobre el que estos se consideran como tal, evidencia que a valores más elevados del umbral superior (OFQ3). Esto redundaba en un aumento de los valores medios utilizados y consecuentemente de los valores que se acaban derivando como línea base utilizados para el cálculo de los NGR.

Concretamente, llaman la atención los valores OFQ3 para Pb y Zn, siendo en el estudio de Langreo sustancialmente superiores a los establecidos para el caso de Asturias, y los de Mn y Cr cuyo comportamiento es el contrario.

Para los dos ámbitos de estudio se calculan los valores de fondo mediante la adición y sustracción al valor de la media estadística, dos veces el valor de sus correspondientes desviaciones estándar. Utilizando únicamente el intervalo superior como valor propuesto para la denominada como línea base.

Confrontando los mencionados valores de fondo, se observaron discrepancias significativas entre las zonas destacando algunos de los elementos: As, Ba, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Sb y Zn, que habitualmente se asocian a huellas de contaminación difusa, habituales en las proximidades de los focos de emisión existentes. Estos elementos presentan valores para la línea base de Langreo superiores a los calculados para el Principado de Asturias.

El impacto de que tienen las metodologías de muestreo utilizadas en cada uno de los casos se evaluó mediante la reformulación de los valores de la línea base, tras una selección previa de valores anómalos distinta a la inicialmente empleada. Así, en este caso, se efectuó la detección de atípicos en función de los percentiles 99, 98 y 95 de la distancia de Mahalanobis, método comúnmente aceptado y utilizado en la búsqueda de muestras anómalas (Alameddine et al., 2010). Con todo ello, para el caso de estudio a nivel regional se identificaron 4, 7 y 17 muestras anómalas mientras que para el caso de Langreo, se identificaron 1, 2 y 7 muestras.

Se derivaron los valores para la línea base de los dos ámbitos teniendo en cuenta los percentiles seleccionados para la distancia de Mahalanobis. La comparativa por percentiles, dos a dos entre las líneas base de Asturias y Langreo muestra que la línea base para el Principado de Asturias es superior a la derivada para el concejo de Langreo, contrariamente a lo observado en la comparativa de la línea base en la que se utilizó la metodología de Tukey para la identificación de anómalos.

Comparando únicamente los valores de línea base relativos a cada zona, calculados teniendo cuenta todas las variantes en relación a la identificación de outliers (Tukey y Mahalanobis con sus 3 percentiles), se observa en el caso de Asturias los valores derivados como consecuencia de la aplicación de la metodología de Tukey, son sensiblemente inferiores a los obtenidos a través de la aplicación de la distancia de Mahalanobis. En este sentido, el valor derivado a través del uso del percentil 95 es el que obtiene los valores de línea base con mayor convergencia con los resultados obtenidos por la metodología univariante.

En cambio, contrariamente a lo que sucede para el caso regional, los valores calculados mediante la metodología de detección de outliers de Tukey son significativamente más elevados que los obtenidos mediante la metodología multivariante, siendo en este caso el percentil 99 de la distancia de Mahalanobis el escenario que más se aproxima al derivado inicialmente.

Como conclusión de todo lo anterior, se comprueba que la metodología descrita por Tukey es menos sensible a los valores extremos y por tanto resulta en unos valores medios y de línea base superiores a los calculados mediante otras metodologías, en este caso la distancia de Mahalanobis.

Además, teniendo en cuenta las características de los muestreos realizados, por un lado, un muestreo dirigido y por otro un muestreo sistemático estratificado, es interesante, a la luz de los resultados, reflexionar sobre la idoneidad de la metodología de selección de anómalos empleada en función de dicho tipo de muestreo. De este modo, en el ámbito regional, donde no se han tenido en cuenta suelos industriales ni antropizados y su estrategia, tal y como se ha planteado anteriormente, se asemeja más a la utilizada para el cálculo de un fondo geoquímico, resulta más coherente para el objeto que se persigue

la utilización de la metodología de Tukey tratando así de minorar el efecto del muestreo dirigido que excluye las citadas zonas.

Por el contrario, en la situación del estudio a nivel municipal en el concejo de Langreo, el tipo de muestreo implica la consideración de ámbitos que pudieran estar afectados por una contaminación industrial difusa de carácter histórico y por tanto la metodología multivariante de detección de anomalías mediante la distancia de Mahalanobis parece la más adecuada con el fin de eliminar del conjunto de muestras consideradas, las muestras completas que sean una anomalía real producida por origen antrópico, de esta manera los valores de nivel de base son suavizados teniendo en cuenta unos niveles de base que se ajustan más a la realidad del ámbito por no haber excluido del muestreo ninguna parte del territorio.

Los valores de línea base cuyos resultados se han comentado en párrafos anteriores, son susceptibles de considerarse como valores normativos con consideración de NGR, siempre y cuando, según el RD 9/2005, la derivación basada en riesgos para la salud humana no fuese posible.

En consecuencia, se decide la unificación de ambas metodologías propuestas por la normativa, de manera que esta decisión se ha regido por unos criterios conservadores que aseguren el cumplimiento de las consideraciones de riesgo por un lado y la adaptación a la realidad geoquímica de los suelos de Asturias por otro.

La metodología de derivación de los NGR basada en criterios de riesgos es independiente del ámbito de actuación, siendo tan solo sensible a los parámetros toxicológicos propios de cada elemento evaluado y de una forma tangencial a los parámetros de exposición que pudieran adecuarse a las particularidades locales de la zona de estudio (calendario laboral, factor de emisión de partículas, etc).

En consecuencia, de lo anterior, la derivación de los NGR por esta metodología tanto para Asturias como para el ámbito de Langreo ha de ser necesariamente la misma. Por ello y sin perjuicio de la complejidad que implica su cálculo, el interés de su obtención radica fundamentalmente en su confrontación con los valores de línea base que se han

obtenido para cada ámbito y la comparación entre los valores resultantes de cada nivel administrativo estudiando.

Los valores propuestos para los NGR de los dos ámbitos de estudio son muy similares de manera que es difícil de cuantificar la influencia o el peso que ha tenido la línea base de cada uno de ellos en el resultado final que se propone. Se ha comentado con anterioridad la idoneidad de los diseños de muestreo, así como de la metodología de detección y eliminación de outliers, por lo que la comparación que aquí se establece no respondiendo a unos criterios homogéneos, pervierte aún más la posibilidad de establecer un análisis de sensibilidad del modelo que permita valorar la influencia de las mencionadas líneas base.

Sin perjuicio de todo lo anterior, observamos que los valores propuestos para los NGR de Asturias son en general algo más elevados que los propuestos a nivel municipal. En este sentido la reflexión que cabe hacer es que contrariamente a lo que el conocimiento de la zona induce, con una presión industrial muy elevada, los NGR de Langreo son más restrictivos debido a tipología de muestreo y tratamiento de los datos y no a las propias características geoquímicas del ámbito en las que se observan valores sensiblemente más elevados para algunos de los elementos que habitualmente se asocian a la contaminación difusa (Apartado IV.1.2.).

En conclusión, resulta de vital importancia el diseño y estrategia de muestreo planteada, así como el tratamiento que estadístico que se va a realizar de los datos a la hora de abordar la definición de la línea base, al objeto de definir mediante una metodología híbrida que combine factores de riesgo los NGR. Habiéndose escogido dos ámbitos muy distintos en cuanto a tamaño y otras particularidades, industria, población, etc. Resulta llamativa la capacidad de la metodología definida para diluir la influencia geoquímica del propio territorio a la hora de valorar los NGR correspondientes.

CAPÍTULO V. EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE EN LA CUANTIFICACIÓN DE RIESGOS A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

V.1. EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE

De acuerdo con el RD 9/2005, de 14 de enero, la evaluación de la incertidumbre se encuentra incluida dentro de la valoración global que se realiza en un análisis de riesgos. Idealmente, todas las premisas, asunciones, hipótesis, variables concretas y demás condicionantes que se apliquen y/o utilicen en las valoraciones de riesgos han de estar perfectamente identificadas, ya que en los resultados del análisis son estas las que generan las incertidumbres, aspecto al que prestaremos atención en este capítulo.

Según CMAOT (2018)⁷ las incertidumbres generadas en los análisis de riesgos pueden englobarse en dos grupos generales:

- Asociadas a los efectos de los contaminantes.
- Asociadas a la caracterización del marco de exposición.

Teniendo en cuenta la distinción anterior y con base en la estructura que se ha seguido para la elaboración de los análisis cuantitativos de riesgos (ver Apartado I.4.), se han compartimentado aun más las fuentes de incertidumbre que imperan en una evaluación de riesgos y que se evaluarán para cada uno de los casos de estudio que se presentarán más adelante. De este modo, en relación a los grupos generales en que se han englobado las incertidumbres, estas se tratarán de analizar según el siguiente esquema:

- Asociados a los efectos de los contaminantes:
 - Incertidumbres asociadas a la toxicidad.
- Asociadas a la caracterización del marco de exposición.
 - Incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas.
 - Incertidumbres asociadas a los escenarios.
 - Incertidumbres asociadas a la exposición.

Concretamente, las incertidumbres asociadas a la toxicidad se suelen deber a la ausencia de conocimientos científicos y técnicos suficientes para su propia evaluación, por lo que es habitual carecer de parámetros tan relevantes como la dosis de referencia

⁷ Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados. Rev.0. Enero-2017. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT). Junta de Andalucía.

toxicológica para determinadas vías de exposición. Incluso ocurre que la calidad de los datos toxicológicos de base no es todo lo robusta que se espera, debido a que provienen de extrapolaciones de datos animales adaptados para su aplicación a la salud humana.

Por otro lado, las incertidumbres asociadas al marco de exposición, son las asociadas a la caracterización del emplazamiento y a las concentraciones representativas con la definición de los escenarios y los factores de exposición que se derivan de estos.

En relación a los primeros las incertidumbres se relacionan con todo el proceso de muestreo y análisis (número de muestras, representatividad de las mismas, precisión de las determinaciones analíticas, etc.), y la determinación de valores locales o puntuales como representativos de todo el emplazamiento (concentraciones, permeabilidad, litología, etc.).

El marco físico y los usos de suelo definen las incertidumbres asociadas a los escenarios planteados y se definen en función de esos parámetros. Los usos actuales y, sobre todo, futuros, constituyen la mayor fuente de incertidumbre en esta parte, ante la dificultad para la identificación de todas las posibles rutas de exposición.

Finalmente, las incertidumbres asociadas a la exposición se deben por un lado a la variabilidad de los factores que definen la propia exposición y, por otro lado, a la utilización de modelos de transporte para el cálculo de la exposición y/o dispersión. La variabilidad de los factores de exposición se refiere a la diversidad intrínseca de la población de estudio; así, parámetros como las dimensiones antropométricas, la duración de la exposición, el tiempo de vida previsto, etc., no pueden expresarse mediante un único valor, de manera que se recurre a estadísticos, como la media o el percentil 95 para representarlos. Por otro lado, la aplicación de modelos de transporte para el cálculo de la exposición y/o dispersión, introducen igualmente una incertidumbre en la estimación del riesgo, al representar de manera sencilla las complejas interacciones que se producen entre las variables en el área de estudio.

La discusión de las suposiciones hechas a lo largo de todo el proceso de cálculo, es obligatoria tal y como establece el Anexo VIII del RD 9/2005. El fin último será poder valorar los riesgos estimados en su justa medida (minusvaloraciones y sobrevaloraciones).

Es preciso recordar que, en nuestro caso, el análisis de incertidumbre se efectuará en base a los ACR ya realizados con anterioridad por distintos organismos, consultoras y/o analistas. Es por ello que dependiendo de la estructura que estos hayan seguido a la hora de elaborar su valoración de riesgos, será más o menos factible ajustarse al esquema propuesto.

Las incertidumbres asociadas se estudiarán para cada vía de exposición o conjunto de vías de exposición en las que se hayan detectado riesgos acumulados superiores a los permitidos, o bien que estén relativamente próximos a dicho nivel (aproximadamente un orden de magnitud, esto es $HQ > 0,1$ e $TR > 10^{-6}$). Se identificarán aquellos parámetros cuyos valores incidan más sobre el resultado final, en especial aquellos para los que ha sido necesario asumir su valor por falta de datos específicos del emplazamiento dado, en el caso de variables de exposición, o para los que existan otros valores posibles significativamente diferentes en el caso de las constantes toxicológicas. Sobre estos parámetros responsables de la incertidumbre en la evaluación de riesgos se llevará a cabo un análisis de sensibilidad con el objetivo de cuantificar la incertidumbre a dichos parámetros y su impacto sobre el resultado.

V.2. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad permite conocer cómo el cambio en una variable afecta al resultado, siendo esto de mucha utilidad para conocer las variables más críticas, de tal manera que se puedan realizar análisis y proyecciones sobre el comportamiento de los resultados. En otras palabras, el análisis de sensibilidad permite medir el cambio en un resultado, dado un cambio en un conjunto de variables, tanto en términos relativos, como en términos absolutos y su uso principal se circunscribe a la identificación de las variables más críticas para identificar en qué se debe dedicar más esfuerzos tanto en el proceso de planificación, como en el proceso de gestión y seguimiento de una decisión.

Existen multitud de análisis de sensibilidad según la disciplina en la que se esté trabajando. Normalmente en la temática que nos ocupa, dada la complejidad propia del análisis con una gran cantidad de variables resulta como norma recurrir a un análisis de sensibilidad sencillo actuando sobre variables individuales.

Este tipo de análisis (de una variable) se utiliza, como ya se mencionó, para varios propósitos. El primero es el de identificar la variable o variables más críticas. Una variable se considera crítica cuando produce un cambio en un resultado mayor que el que produce otra, con base en ciertos criterios. Por el otro lado, permite tomar decisiones sobre en qué aspectos debe enfatizarse el esfuerzo, por ejemplo, para calcular los valores que deben ser introducidos en un modelo.

Se justificarán las opciones más o menos conservadoras seleccionadas, aportando cuando proceda, las fuentes (documentos EPA, guías metodológicas, etc.) de donde se han extraído. En caso que el análisis de riesgos contemple varias zonas, receptores, etc., el ensayo de sensibilidad se llevará a cabo, para cada variable y vía de exposición a considerar, en aquellas situaciones de riesgo más interesantes, que serán normalmente las más próximas a los niveles de riesgo permitidos o las de valores de riesgo máximos. Se identificarán aquellas variables que por sí mismas, o en conjunción con alguna otra, podrían alterar la conformidad o no conformidad de los riesgos realizada respecto a los valores normativos. Las incertidumbres podrán evaluarse de modo cualitativo, de forma justificada y determinando cual sería el efecto sobre los resultados del análisis, cuando el análisis cuantitativo no resulte posible. Sobre las variables con influencia en la valoración final, podría plantearse una investigación adicional para reducir el error en los resultados finales, dando lugar a una fase detallada del análisis de riesgos.

V.3. APLICACIÓN A CASOS PARTICULARES

La selección de los casos de aplicación para la cuantificación de incertidumbre y posterior análisis de sensibilidad, se ha realizado con el objetivo de que estos fueran lo más representativos posibles de la casuística habitual que impera en el ámbito de los suelos contaminados y los expedientes con los que la Administración ha de trabajar habitualmente. Así, para los objetivos descritos, se han elegido tres emplazamientos industriales cuyas características abarcan la gran mayoría de las casuísticas que se suceden a la hora de estimar el grado de incertidumbre y analizar la sensibilidad de las variables que comprometen la cuantificación de riesgos.

Específicamente, se ha tenido en cuenta uno de los aspectos más determinantes en el proceso de una evaluación de riesgos atendiendo a la actividad de la empresa,

entendida como su situación operacional: ¿se trata de una industria activa?, o por el contrario nos encontramos ante una antigua industria cerrada que en muchos casos puede hallarse en situación de abandono desde hace mucho tiempo.

Además, el comportamiento de los contaminantes en los distintos compartimentos ambientales es muy variable en función de su etiología, por lo que habrá de analizar cuál es la evolución de estos en función del tiempo de exposición (intemperización en la mayoría de los casos) y el manejo o tratamiento que se hace de estos en el caso de que la actividad industrial de un emplazamiento se siga desarrollando, es decir, sea una industria activa, tal y como se ha deslizado anteriormente.

En consecuencia, de todo lo anterior se han elegido tres emplazamientos como casos particulares de estudio que responden a las casuísticas planteadas. Concretamente se han estudiado los siguientes casos: una industria activa afectada mayoritariamente por contaminantes orgánicos, otra industria activa afectada fundamentalmente por contaminantes inorgánicos y una industria abandonada que presenta una afección multicomponente (contaminantes orgánicos e inorgánicos).

V.3.1. Industria activa afectada principalmente por contaminantes inorgánicos

El presente caso de estudio corresponde al análisis de riesgos específico para un emplazamiento ocupado por las instalaciones en las que una empresa en activo desarrolla una actividad potencialmente contaminante del suelo recogida en el Anexo I del RD 9/2005.

La parcela ocupa una superficie de unos 65 000 m² de los que aproximadamente un 30 % se encuentran edificados con distintas instalaciones (oficinas, naves, almacenes), el resto de la parcela a excepción de una solera de hormigón, se encuentra sin pavimentar.

El estudio de calidad de suelos que se realiza, presenta como conclusión afección de suelos y agua subterránea debido a la superación de los valores normativos para el caso del As, aceites minerales, naftaleno y benzopireno para suelos, y únicamente As en el caso de las aguas subterráneas. Los criterios normativos utilizados corresponden a los valores de NGR del Boletín Oficial del Principado de Asturias (BOPA, 2014), NGR del RD 9/2005, y el valor de 50 mg/kg para aceites minerales para suelos; y valores de

intervención de la normativa de los Países Bajos para las aguas subterráneas (RIVM, 2001)

El parámetro estadístico utilizado para la estimación de las concentraciones representativas en los suelos es el 95 % UCL de la media aritmética (límite superior del intervalo de confianza del 95% de la media aritmética, es decir, el valor que iguala o excede el valor verdadero de la media aritmética el 95% de las veces).

La separación por cadenas se ha realizado en 5 de las muestras tomadas en el estudio para el resto de las muestras se ha calculado los valores teóricos a partir de las concentraciones totales aplicando las proporciones medias calculadas en las 5 muestras donde sí se realizó la analítica directa de dichas cadenas.

En el caso de que la concentración de algún parámetro en los puntos considerados para el cálculo del 95 % UCL es inferior al límite de detección, se consideró a efectos conservadores, dicho límite de detección en el proceso de cálculo. También, a efectos conservadores, se ha asumido que la concentración obtenida es constante en toda la superficie estimada como afectada. Únicamente los puntos que representan las plumas de afección consideradas se han considerado para el cálculo del valor estadístico.

Para el caso de las aguas se consideraron las máximas concentraciones obtenidas, puesto que solo en un punto se superaba algún valor normativo de referencia, y en el resto de los casos las concentraciones están por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada o corresponden con concentraciones traza. Análogamente al criterio que se estableció para los suelos, cuando la concentración de un contaminante se encuentre por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada, se consideró dicho límite de detección como concentración representativa.

Se consideran distintos escenarios de cálculo teniendo en cuenta los medios afectados (suelos y/o aguas), los potenciales receptores de la afección y las posibles vías de exposición a través de las cuales pueden entrar en contacto los receptores con la afección.

En la Tabla V.1, se resumen las vías de exposición consideradas, de entre todas las vías de contacto posibles de acuerdo con el modelo RBCA, con indicación de la distancia desde el foco de afección a los receptores potenciales. En la Figura V.1 se presenta el

modelo conceptual del emplazamiento con los modelos de transporte que imperan en cada vía de receptor.

Tabla V.1. Vías de exposición con los tipos y distancias a potenciales receptores

VÍA DE EXPOSICIÓN		RECEPTORES (m)			
		X=0 <i>On-Site Comercial</i>	X=0 <i>Off-Site Comercial</i>	X=50 <i>Off-Site</i>	X=90 <i>Off-Site Residencial</i>
Situación		<i>Presente y Futura</i>			
Ingestión de aguas Subterráneas					
Ingestión y contacto con aguas superficiales	<i>Uso recreativo</i>			X	
	<i>Recursos hídricos</i>			X	
	<i>Objetivos de calidad</i>				
Contacto dérmico e ingestión de suelos superficiales					
Inhalación de volátiles en espacios abiertos		X	X		X
Inhalación de partículas en espacios abiertos		X	X		X
Inhalación de volátiles en espacios cerrados		X			

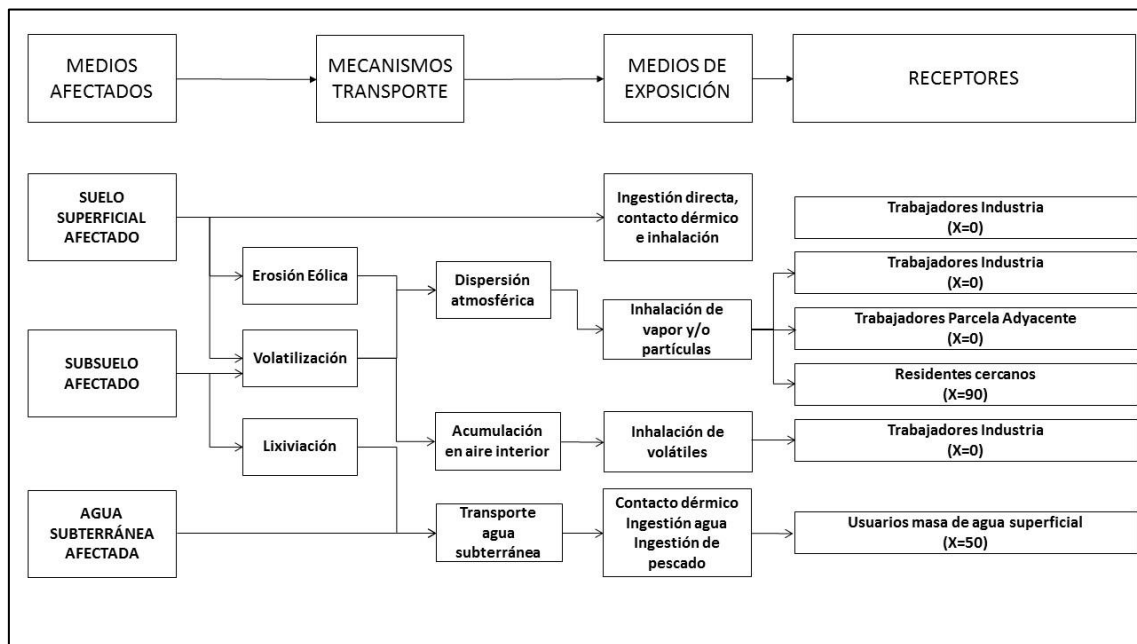


Figura V.1. Modelo conceptual. Válido para situación presente y futura.

Para cada uno de los focos se consideraron diferentes niveles exposición en función del tipo de receptor definido, así el carácter comercial, conlleva factores de exposición menores que el residencial, ya que el tiempo de exposición a los contaminantes es menor. En la Tabla V.2 se presentan los factores utilizados en el modelo.

Tabla V.2. Factores de exposición considerados en función del tipo de receptor

Escenario		Carácter receptor	Medios afectados	Vía de exposición	Receptores potenciales	Factor de exposición
Situación presente y futura	On-Site	Comercial	Suelos y aguas subterráneas	Contacto dérmico e ingestión de suelo	Trabajadores Industria	100 mg/d 8 h/día (250 días/año)
		Comercial	Suelos y aguas subterráneas	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	Trabajadores Industria	8 h/día (250 días/año)
		Comercial	Suelos y aguas subterráneas	Inhalación de volátiles en espacios cerrados	Trabajadores Industria	8 h/día (250 días/año)
	Off-Site	-	Suelos y aguas subterráneas	Ingestión y contacto dérmico con aguas superficiales. Consumo de pescado	Usuarios aguas superficiales	12 baños/año 3 h/baño 0,05 l/h 0,025 kg pesc./día
		Comercial	Suelos y aguas subterráneas	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	Trabajadores entorno	8 h/día (250 días/año)
		Residencial	Suelos y aguas subterráneas	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	Residentes entorno	8 h/día (350 días/año)

Se estima una tasa de exposición de 30 años para receptores residenciales y de 25 años para receptores comerciales, valores que por defecto emplea el modelo de cálculo RBCA para adultos. Así mismo, el periodo de exposición anual para un receptor de carácter residencial es de 350 días/año y para un receptor industrial/comercial de 250 días/año.

En el caso de un receptor residencial, para la exposición a contaminantes cancerígenos se tuvo en cuenta una ponderación por la edad de cada una de las etapas de la vida (niño-adolescente-adulto). En la exposición a contaminantes no cancerígenos se tuvo en cuenta el receptor más sensible (niño) sin realizar ajuste por edad, ya que la toxicidad de los compuestos no cancerígenos no depende de la duración de la exposición.

Los modelos de transporte establecidos se detallan a continuación:

- La ecuación de transporte de vapores de Johnson and Ettinger (1991) para la volatilización de contaminantes desde el subsuelo.
- El *Soil Attenuation Model* (Connor et al., 1997) para la lixiviación de contaminantes desde el suelo a las aguas subterráneas.
- El modelo de dispersión gaussiano 3-D, para la dispersión lateral de contaminantes en el aire.
- La ecuación de migración de afección de Doménico (1987) para la dispersión de contaminantes en las aguas subterráneas.

Por otro lado, las concentraciones representativas introducidas en el modelo de cálculo, así como los parámetros característicos del emplazamiento se presentan en las Tabla V.3 y Tabla V.4.

Tabla V.3. Concentraciones representativas en las diferentes matrices

Contaminante	Concentración suelo	Estadístico	Concentración agua	Estadístico
	mg/kg	%	mg/l	
As	2,00E+02	UCL95	4,80E-01	Máx
Pb	2,40E+02	UCL95	5,00E-04	LD
TPH - Aliph >C06-C08	2,10E+00	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Aliph >C08-C10	2,10E+00	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Aliph >C10-C12	2,30E+00	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Aliph >C12-C16	5,00E+00	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Aliph >C16-C21	1,20E+01	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Aliph >C21-C34	5,00E+01	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Arom >C08-C10	2,10E+00	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Arom >C10-C12	2,20E+02	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Arom >C12-C16	2,40E+02	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Arom >C16-C21	6,80E+02	UCL95	5,00E-02	LD
TPH - Arom >C21-C35	8,50E+02	UCL95	5,00E-02	LD
Naftaleno	9,20E+00	UCL95	2,00E-04	LD
Benzopireno	6,40E-01	UCL95	4,00E-05	LD

Tabla V.4. Parámetros característicos introducidos en el modelo.

Parámetro	Valor introducido	Justificación
Profundidad del nivel freático	5,26 m	Nivel piezométrico medio obtenido en la medición de abril de 2014
Profundidad de la parte superior de los suelos afectados	0,5 m	Profundidad de la muestra de suelo más somera tomada en el estudio de abril de 2014
Profundidad de la parte inferior de los suelos afectados	5,26 m	Se considera que la afección alcanza la zona saturada
Longitud de suelo afectado en paralelo a la dirección del flujo subterráneo	300 m	Longitud de la pluma de afección en suelo en dirección del flujo subterráneo local, definida en los trabajos de investigación, considerando dos plumas (sector central – noroeste y sector sureste)
Área de suelo afectado	20.000 m ²	Superficie de la pluma de afección descrita en los suelos considerando dos plumas (sector central – noroeste y sector sureste)
Longitud de suelo afectado en la dirección predominante del viento	300 m	Longitud máxima de la pluma de afección en suelo definida en los trabajos de investigación, considerando dos plumas (sector central – noroeste y sector sureste)
Tipo de suelo predominante	Arena arcillosa	Granulometría predominante de la zona no saturada a partir del análisis granulométrico realizado en la muestra representativa de dicha zona (C20(0,6m))

Fracción de carbono orgánico	0,0164	Según el dato analítico obtenido en la muestra C16(1,10m)
pH del suelo	8,97	Según el dato analítico obtenido en la muestra C16(1,10m)
Conductividad hidráulica	75,05 m/día	Permeabilidad calculada a partir de los ensayos realizados en el estudio de abril de 2014
Gradiente hidráulico	0,01	Calculado a partir del plano de isopiezas elaborado con los datos piezométricos de abril de 2014
Porosidad eficaz	20%	Según tablas de Sanders 1998 para la textura considerada en la zona saturada (aluvial del río Caudal)
pH de las aguas subterráneas	7,84	Media de los valores obtenidos en campo
Anchura de la pluma de afección en aguas en el foco	40 m	Anchura estimada de la pluma en aguas descrita en el entorno del punto P2

El resto de datos para la realización del análisis de riesgos, son los datos que por defecto toma el programa RBCA Tool Kit for Chemical Releases de la biblioteca de que dispone y que son valores en todo caso conservadores.

V.3.1.1. Resultados de la cuantificación de riesgos

Los factores de riesgo que superen los niveles máximos admisibles ($HQ \geq 1$ para compuestos no cancerígenos, y $TR \geq 10^{-5}$ para compuestos con efectos cancerígenos) implican la existencia de un potencial riesgo no aceptable para la salud humana para esa determinada vía de exposición y un receptor determinado. Los resultados se presentan en la siguiente tabla, que incluye los valores obtenidos para la línea base de riesgos. Se destaca tanto el valor máximo de riesgo para cada compuesto, como el riesgo acumulativo de todos los compuestos, todo ello para cada una de las rutas de exposición determinadas. Se muestra además la ruta de exposición crítica que mayor peso tiene en el riesgo calculado (Tabla V.5).

Tabla V.5. Resumen de índices de riesgo para cada vía de exposición

Tipo de receptor	Carácter receptor	Vías de exposición	TR	HI	Conc. representativa	Conc. objetivo
On-site	Comercial	Ingestión y contacto dérmico con suelos superficiales	9,80E-05	1,30E+00	As 2,00E+02 Benzopireno 6,40E-01	As 1,70E+01 Benzopireno 3,20E-01
On-site	Comercial	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	3,4E-08	4,5E-01	-	-
On-site	Comercial	Inhalación de volátiles en espacios cerrados	1,2E-12	1,8E-01	-	-
Off-site	Comercial	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	3,4E-08	4,5E-01	-	-
Off-site	Aguas superficiales	Ingestión y contacto con aguas superficiales	9,6E-10	1,8E-05	-	-

Off-site	Residencial	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	3,7E-08	4,0E-01	-	-
----------	-------------	---	---------	---------	---	---

Según los escenarios de exposición desarrollados y bajo las hipótesis consideradas, la cuantificación de riesgos mediante la herramienta de software RBCA determinó que el nivel de riesgo potencial tanto cancerígeno como tóxico, no era aceptable para la vía de contacto dérmico e ingestión de suelo para los trabajadores en la parcela de estudio. Dicho riesgo se debería a las concentraciones de As y benzopireno en los suelos.

Con estos resultados se ha procedido a realizar un análisis de las incertidumbres con el fin de identificar las variables que puedan tener una mayor influencia en la cuantificación del riesgo y por tanto son susceptibles de incorporar al análisis de sensibilidad que no aproxime a dicha incertidumbre.

V.3.1.2. Análisis de la incertidumbre

En el análisis de la incertidumbre asociada al proceso de evaluación de riesgos, se identifican y evalúan las asunciones y los aspectos relacionados con las hipótesis presentadas en los apartados anteriores, que introducen incertidumbre en los resultados de la evaluación. De este proceso de análisis de la incertidumbre, se reconocen las áreas en las que realizar un esfuerzo adicional en la recogida de datos que redunden en un afino de los resultados de riesgo. Los aspectos tenidos en cuenta en el análisis de la incertidumbre, se desarrollan en los siguientes apartados.

V.3.1.2.1. Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y a concentraciones representativas de los contaminantes

Los principales aspectos relacionados con la caracterización de la afección en el emplazamiento que pueden influir en los resultados de riesgo se resumen a continuación.

Los contaminantes que, *a priori*, se pueden encontrar en el emplazamiento son los propios de la actividad desarrollada, tanto en la actualidad como históricamente, en la parcela de estudio. Con carácter general, en el estudio previo se optó por una campaña sistemática de análisis de barrido analítico de amplio espectro en suelos y aguas, que han incluido aceites minerales (C₁₀-C₄₀), metales pesados, COV, fenoles, PAH, PCB,

plaguicidas organoclorados y p-cloroanilina. Dicho barrido de amplio espectro se consideró adecuado por lo que se descarta la presencia de otro tipo de contaminantes al margen de los especificados.

De acuerdo con los resultados analíticos obtenidos en las muestras de suelo y agua subterránea, los contaminantes que finalmente se incluyeron en la evaluación del riesgo fueron aquellos cuya concentración, en suelo o en las aguas subterráneas, superó el valor de referencia establecido para la protección de la salud humana para un uso industrial del suelo ((RD 9/2005) y (BOPA, 2014)) para el suelo, y valores de intervención de la normativa de los Países Bajos para las aguas (RVIM, 2013). De esta manera, los compuestos objeto de consideración son:

- Metales pesados (As), ya que se superó el NGR establecido en el BOPA (2014) en suelos y el valor de intervención de la normativa de los Países Bajos en aguas.
- Hidrocarburos Totales derivados del Petróleo (TPH), ya que se superó el valor de referencia del RD 9/2005 en suelo.
- PAH (naftaleno y benzopireno), ya que se superaron los NGR del RD 9/2005.

Anexo V

La ubicación de los puntos de muestreo cubre de forma sistemática la totalidad de la superficie, teniendo en cuenta las limitaciones impuestas por las instalaciones existentes en la parcela de estudio.

Con respecto a los suelos, se estimó una superficie afectada de unos 20 000 m², que engloba gran parte de la parcela ocupada por las instalaciones, donde las concentraciones de aceites minerales superaron los 50 mg/kg. En zonas más puntuales, además se superaron los NGR establecidos para el As (BOPA,2014) y el naftaleno y benzopireno (R.D. 9/2005). Con respecto a las aguas subterráneas, la afección de dicho medio se observó en el entorno a un único punto, donde se detectaron concentraciones de As por encima del correspondiente valor de intervención de la normativa de los Países Bajos, estimándose una superficie de afección en planta de unos 2 000 m².

En lo que se refiere a la potencia de suelos afectados en la zona no saturada, se consideró un rango de (0,5 – 5,26 m (nivel freático medio)), que a su vez corresponde con el rango de profundidades a las que se tomaron las muestras en cuya analítica se superaron los correspondientes valores normativos de referencia.

El número de resultados analíticos en suelos, por encima de los valores normativos de referencia, posibilitó, a criterio del analista correspondiente, la aplicación de técnicas estadísticas para el cálculo la concentración representativa y conservadora. El parámetro estadístico que se utilizó para la estimación de la concentración representativa fue 95 % UCL de la media aritmética (límite superior del intervalo de confianza del 95 % de la media aritmética, es decir, el valor que iguala o excede el valor verdadero de la media aritmética el 95 % de las veces). Para el caso de los aceites minerales, el fraccionamiento por cadenas se realizó en 5 de las muestras tomadas tal y como indican los estudios previos. Para el resto de las muestras se calcularon los valores teóricos a partir de las concentraciones totales, y aplicando las proporciones medias calculadas en las 5 muestras donde sí se había realizado la analítica directa mediante fraccionamiento. La concentración de algún parámetro en los puntos considerados para el cálculo del 95 % UCL con un valor inferior al del límite de detección, pasó a ser considerada, a efectos conservadores, como valor objetivo en el proceso de cálculo. Igualmente, a efectos conservadores, se asumió que la concentración obtenida es constante en toda la superficie que se estima como afectada.

Para el caso de las aguas se consideraron las máximas concentraciones obtenidas, puesto que solo en un punto se superaba algún valor normativo de referencia, y en el resto de los casos las concentraciones se encontraban por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada o se corresponden con concentraciones traza. Para los compuestos en los que no se superaba el correspondiente límite de detección, se consideró dicho límite de detección como el valor objetivo para el proceso de cálculo.

De manera análoga a lo que consideró para los suelos, a efectos conservadores, se asumió que las concentraciones obtenidas son constantes en toda la superficie en planta estimada para la extensión de la afección de las aguas subterráneas.

Respecto a la distribución de la afección, a pesar de que la máxima concentración de cada tipo de contaminante se dio en puntos distintos de la parcela, se ha supuesto que la concentración representativa es constante y homogénea en toda la superficie y que los receptores están sometidos a dichas concentraciones simultáneamente, lo que pudo haber conllevado a una sobreestimación del riesgo. En la Figura V.2 se presenta la

geometría de la parcela de estudio con la distribución de los contaminantes identificados.

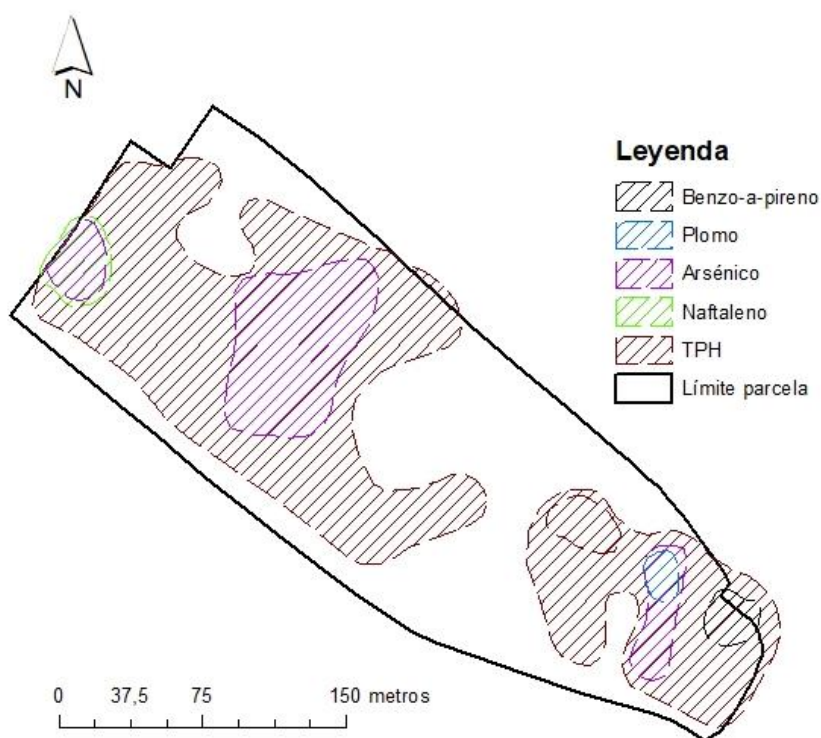


Figura V.2. Definición de las plumas de contaminación utilizadas para el ACR previo.

En cuanto al tipo de suelo que se tuvo en cuenta para la evaluación, se consideró una granulometría de arenas arcillosas que correspondía con el análisis granulométrico que se realizó en la muestra representativa de la zona no saturada (C20 (0,6 m)).

En consecuencia, por todo lo anterior las variables asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes que pueden aportar mayor grado de incertidumbre a la cuantificación del riesgo se exponen a continuación.

En relación a la extensión de la , tal y como se ha expuesto anteriormente, y como se puede observar en la Figura V.2, se consideró como superficie afectada para todos los contaminantes la misma extensión calculada para la pluma de TPH (20 000 m²), lo que implica introducir en el modelo de cálculo concentraciones de benzopireno, naftaleno, As y Pb en la misma extensión, en lógica contradicción a lo que se observa en la Figura V.2.

Se propone por tanto una estructura de la distribución de la contaminación distinta que sea más ajustada a la realidad. En este caso, se plantea que en el emplazamiento se han detectado en realidad 3 plumas de contaminación puntual que se reparten por la parcela donde se encuentra además una afección por contaminación difusa de TPH, ya que su extensión abarca la mayoría de la superficie del emplazamiento.

El nuevo diseño de la extensión de la contaminación configurado por 3 plumas de contaminación puntual y una difusa, modifica sensiblemente tanto la extensión de la afección por cada contaminante como sus concentraciones representativas. A continuación, se detallan las características de cada una de las plumas identificadas.

Pluma 1

Se calcula una extensión de la afección de unos 1 250 m², tiene como contaminantes de interés As y naftaleno. La contaminación proviene de una única muestra situada a 4,1 m de profundidad por lo que considera que esta es la potencia de suelo afectada en la superficie que se ha definido. Al no haber más datos de concentraciones se toman como concentraciones representativas los valores detectados en la muestra para As y naftaleno, 380 y 78,9 mg/kg respectivamente.

Pluma 2

La extensión de la segunda pluma se estima en unos 5 450 m² caracterizada por 3 puntos de muestreo en los que detectan concentraciones de As en niveles superiores a los permitidos, concretamente se detectan valores de 611, 237 y 267 mg/kg. Se utilizará como concentración representativa para esta pluma el promedio (372 mg/kg) de los 3 valores entendiendo que la utilización de este estadístico a la vista de los datos supone un valor conservador. La potencia de suelos afectada se considera el promedio de la profundidad a la que se detectó la afección en los puntos de muestreo (2,6, 2,0 y 2,5 m) cuyo resultado es 2,36 m.

Pluma 3

Esta zona se extiende sobre unos 1 200 m² sobre los que se detectan concentraciones anómalas de Pb, As y benzopireno. Aunque la zona impactada por Pb y benzopireno tiene una superficie menor, se asimila a la extensión de la pluma de As por razones de

prácticas a la hora del cálculo. Es esta además una decisión conservadora, ya que estos contaminantes únicamente se encuentran en un punto de muestreo por lo que es difícil acotar la extensión de la afección.

Las concentraciones representativas de esta pluma se presentan en la Tabla V.6, destacando las correspondientes a As, Pb, y las fracciones pesadas de compuestos aromáticos de TPH. Por otro lado, se estimó que estas concentraciones son representativas de la extensión de 1 200 m² con una potencia de 1,4 m lo que supone un volumen de suelos afectados de cerca de 1 700 m³.

Tabla V.6. Concentraciones representativas de la pluma de 3.

Contaminante	Concentración suelo (mg/kg)	Concentración agua (µg/l)
As	590	480
Plomo	869	< 0,5
TPH - Aliph >C06-C08	< 5	-
TPH - Aliph >C08-C10	<5	-
TPH - Aliph >C10-C12	<5	-
TPH - Aliph >C12-C16	5	-
TPH - Aliph >C16-C21	10	-
TPH - Aliph >C21-C34	5	-
TPH - Arom >C08-C10	< 5	-
TPH - Arom >C10-C12	1492	-
TPH - Arom >C12-C16	2068	-
TPH - Arom >C16-C21	5899	-
TPH - Arom >C21-C35	7339	-
Benzopireno	3,4	< 0,04

Pluma de contaminación difusa (P-D)

La afección por TPH que se detecta en el emplazamiento se extiende a lo largo de cerca de 34 000 m² lo que supone aproximadamente un 63 % del total de la superficie de la parcela. Se realizaron análisis de TPH totales para 24 muestras del total de 32 que se analizaron; no obstante, de esas 24 muestras, únicamente 4 fueron destinadas a un análisis de fraccionamiento por cadenas con separación de compuestos alifáticos y aromáticos (Figura VI.3). La propuesta de extrapolar proporcionalmente los valores del fraccionamiento por cadenas al resto de las 20 muestras en las que no se llevó a cabo tal determinación, y luego con ese grupo establecer una concentración representativa

de la pluma mediante el estadístico UCL 95 %, se entiende como extralimitación clara en los procesos de extrapolación.

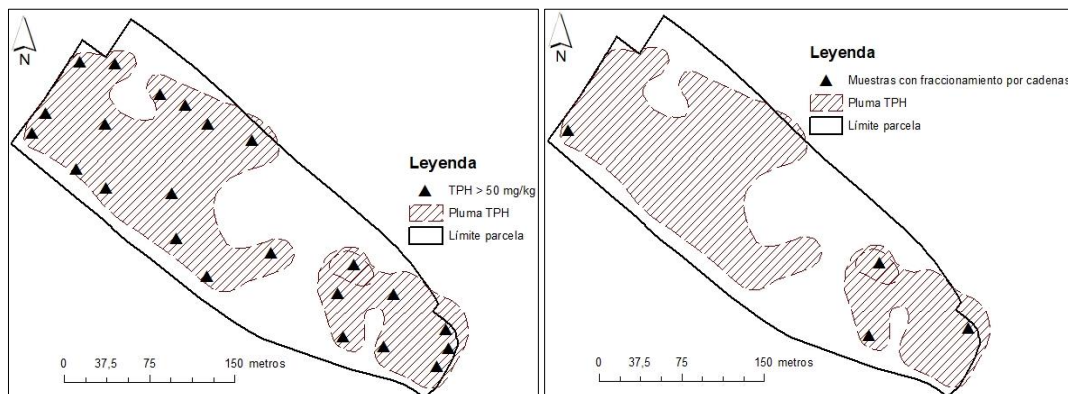


Figura V.3. Localización de muestras con análisis de TPH total y con fraccionamiento por cadenas según Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.

Por tanto, lo que se ha establecido para la caracterización de la pluma de TPH es considerar el valor máximo tanto de TPH total como de los valores del fraccionamiento e imputárselo a los 34 000 m² de extensión (Tabla V.7). Teniendo en cuenta que los valores anómalos que se registran en uno de los puntos con valores de 20 000 mg/kg de TPH total no se computan en esta pluma por ser considerado una contaminación puntual y ya haberse incluido en la definición de la pluma 3.

En cuanto a la potencia de suelos afectados se ha considerado la potencia media de los suelos en todos los puntos de muestreo en los que se ha detectado concentraciones de TPH por encima de los niveles normativos.

Tabla V.7. Concentraciones representativas de la denominada como pluma de contaminación difusa (P-D).

Contaminante	Concentración suelo (mg/kg)
TPH - Aliph >C06-C08	< 5
TPH - Aliph >C08-C10	<5
TPH - Aliph >C10-C12	<5
TPH - Aliph >C12-C16	5
TPH - Aliph >C16-C21	10
TPH - Aliph >C21-C34	5
TPH - Arom >C08-C10	< 5
TPH - Arom >C10-C12	1492
TPH - Arom >C12-C16	2068
TPH - Arom >C16-C21	5899
TPH - Arom >C21-C35	7339

V.3.1.2.2. Incertidumbre asociada a la toxicidad

La principal incertidumbre asociada a la toxicidad radica en la ausencia/existencia de datos toxicológicos de los diferentes contaminantes, y la fiabilidad de los estudios a partir de los cuales se derivaron los mismos.

A este respecto, la base de datos del programa RBCA utiliza principalmente información de US. EPA a partir de la base de datos de IRIS. Esto lleva asociado que, para algunos contaminantes, no se incluyan datos de referencia toxicológicos para alguna vía al no considerarse suficientemente demostrados, lo cual ha podido suponer una infravaloración del riesgo al ignorar su posible contribución. Este hecho se trató de subsanar, para determinados contaminantes, utilizando otras fuentes de datos como la de Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST) (US EPA, 1995) y la actualización de la norma Texas Risk Reduction Program (30 TAC 350), del organismo Texas Commission on Environmental Quality (Rozsypal, A., and Paul Lewis, P. G., 2009), así como datos de la normativa de los Países Bajos (RIVM 2001). Adicionalmente, se tuvieron en cuenta las recomendaciones de la guía de la Comunidad de Madrid para la elaboración de análisis de riesgos (CAM, 2011). Sin perjuicio de todo lo anterior, existían datos para ciertos contaminantes para los que no eran conocidos sus valores toxicológicos y por tanto no fue posible su cuantificación en la valoración de riesgos. Los datos a los que se hace referencia son los siguientes:

- Factor pendiente (efectos carcinogénicos) para la vía de exposición de ingestión y de contacto dérmico para el níquel. Este compuesto no contribuye al riesgo cancerígeno a través de la vía de ingestión y contacto dérmico con las aguas superficiales.
- Concentración de referencia (efectos no carcinogénicos) para la vía de exposición de inhalación para las cadenas de TPH, tanto aromáticas como alifáticas, entre 16 y 35 carbonos y para el Pb.

Otro factor que habitualmente introduce una incertidumbre importante en los resultados de riesgo son los efectos asociados a las mezclas de contaminantes. En la actualidad existen datos de toxicidad de compuestos individuales, sin embargo, debido a la complejidad de los estudios, en la mayoría de los casos se carece de información de los efectos que pueden provocar la exposición a una mezcla compleja de contaminantes (sinérgicos, aditivos o antagónicos). Como práctica general, se considera válida la

aditividad del riesgo para concentraciones de contaminantes bajas y cuando los contaminantes tienen efectos análogos (sobre los mismos órganos diana o a través de la misma vía de exposición). En el estudio se consideró válido el principio de aditividad del riesgo y por tanto así se habrá de tener en cuenta en futuras modelizaciones y cuantificaciones.

Una de las variables no contempladas en el informe y que habitualmente tiene cierta influencia en el resultado final, habida cuenta además se corresponde con uno de los contaminantes principales que se han descrito en el emplazamiento, es la biodisponibilidad relativa (RBA por sus siglas en inglés) para el As. Desafortunadamente no se disponen de estos valores ya que no se han realizado los ensayos pertinentes, por lo que es posible valorar su influencia de una forma realista.

En este sentido, el RBA del 60 % recomendado por defecto para suelos contaminados con As, y que es el que se ha utilizado en este caso, sería susceptible de modificarse en RBCA o software análogo, de haberse realizado un ensayo de bioaccesibilidad (“*site-specific*”) tal y como recomienda la EPA.

V.3.1.2.3. Incertidumbre asociada a los escenarios

En el análisis de riesgos se contemplaron las vías de exposición razonablemente posibles teniendo en cuenta las características del emplazamiento y las conclusiones de los trabajos previos, teniendo en cuenta siempre la situación más conservadora, lo que ha podido conducir a una sobreestimación del riesgo.

Se evaluaron las vías de ingestión y contacto con aguas superficiales para los usuarios del cauce próximo a las instalaciones, contacto dérmico e ingestión de suelos superficiales para los trabajadores de la empresa, inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos tanto para los trabajadores de la empresa como otros trabajadores y residentes más cercanos, e inhalación de volátiles en espacios cerrados para los empleados de la industria evaluada. Todo ello, dadas las características del emplazamiento y las conclusiones de los estudios previos, supone la consideración de la situación más conservadora ajustada a la realidad.

La vía de exposición a aguas superficiales se evaluó considerando la conexión hidráulica directa entre los niveles de agua del subsuelo del emplazamiento y el curso de agua

superficial correspondiente con el cauce cercano. Las vías de contacto dérmico, ingestión de suelos superficiales e inhalación de partículas se evaluaron considerando la existencia de suelos superficiales afectados, no recubiertos con pavimento (exterior de edificaciones como naves) con los que se podría entrar en contacto, pudiendo a su vez generar partículas. La vía de inhalación de volátiles en espacios abiertos se evaluó considerando que en la parcela de estudio existen áreas sin pavimentar a través de las cuales, teóricamente, podría tener lugar la volatilización y el paso de contaminantes hacia el exterior. Por último, la vía de inhalación de volátiles en espacios cerrados se evaluó considerando que se han descrito plumas de afección tanto en los suelos como en las aguas subterráneas dentro de las superficies edificadas, por lo que podría tener lugar la acumulación de volátiles en su interior procedentes directamente del subsuelo. No se evaluó la vía de ingestión de aguas subterráneas puesto que no se han detectado pozos u otro tipo de captación de aguas subterráneas en el entorno de influencia. Como consecuencia de todo lo anterior, se considera que las incertidumbres asociadas a los escenarios están ajustadas a la situación real del emplazamiento y que por tanto no hay variaciones posibles que, ajustándose a hipótesis futuras, deban de tenerse en cuenta en la cuantificación de las mismas.

V.3.1.2.4. Incertidumbre asociada a la exposición

En la incertidumbre asociada a la exposición, se deben tener en cuenta dos variables:

- El factor de atenuación entre la concentración en los medios afectados y la concentración en los PDE, para cuya estimación, se emplean modelos de transferencia y transporte.
- La magnitud de la exposición propiamente dicha (características biométricas de la población expuesta y patrones de actividad o comportamiento).

Respecto a los factores de transferencia y transporte, el modelo de cálculo emplea una estimación conservadora de las concentraciones en el PDE, como, por ejemplo, la consideración de las concentraciones de contaminantes en los medios afectados como constantes a lo largo del tiempo. Es decir, el software RBCA Tool Kit for Chemical Releases, usando sus opciones predeterminadas asume que los focos de compuestos tienen una masa infinita.

Para la vía de inhalación de vapores en ambiente interior, el modelo de cálculo RBCA emplea un factor de transferencia sobre las concentraciones en el subsuelo, en el que son claves la tasa de renovación de aire en el interior del edificio, la altura del edificio, el espesor de la solera y el porcentaje de fracturas en dicha solera. De acuerdo con la norma ASTM, utilizando los valores por defecto, se pueden obtener valores de riesgo muy conservadores, que sean los que determinen los valores objetivo de una remediación. En ese caso se recomienda la realización de medidas directas de concentración de contaminantes en el vapor del suelo o en el interior de la edificación antes de proceder a la ejecución de la remediación basada en concentraciones objetivo. En este caso, el valor del primer parámetro que se empleó es el que por defecto impone el programa RBCA para una actividad comercial. Los valores del segundo y tercer parámetro corresponden a datos específicos de las edificaciones que se consideraron en el área de estudio.

Finalmente, el cuarto parámetro se tomó a partir de un estudio de Sager et al. (1997) en Estados Unidos a partir de una población muestral de 230 edificios, en el que se reduce el porcentaje de fracturas desde 1 % hasta 0,056 %. Según la referencia citada, un 1% de fracturas podría suponer, incluso, que el edificio no fuera estable estructuralmente.

En cuanto a la magnitud de la exposición, se utilizaron las variables utilizadas por defecto por el programa RBCA, en concreto, un periodo de exposición a compuestos no cancerígenos de 30 años para un varón adulto residencial, y de 25 años para un varón adulto comercial, con una permanencia de los receptores de 350 días/año (24 h/día) y 250 días/año (8 h/día) respectivamente.

Para cada una de las vías, el modelo RBCA, calcula el máximo riesgo posible para cada una de ellas independientemente.

Teniendo en cuenta todas las valoraciones anteriores, el análisis de riesgos se efectúa desde una posición conservadora que podría dar lugar a una sobreestimación del riesgo.

En relación a lo anterior se consideran acertadas las variables y supuestos asociados a la exposición. No obstante y dado que en el apartado V.3.1.2.1. se considera lógica la división de la extensión de la contaminación en varias plumas, la extensión de la pluma definida como contaminación difusa por su propia definición es complicada de acotar.

Teniendo en cuenta que por defecto y como posición conservadora, se consideran que los focos tienen una masa infinita, parece lógico pensar que en el caso de necesitar estimar unos niveles objetivo de limpieza, se deberían de tener en cuenta un agotamiento del foco que minorase esos valores objetivo de contaminación.

V.3.1.3. Análisis de sensibilidad

Para validar el modelo de cálculo e identificar los parámetros que tienen mayor incidencia en los resultados, se lleva a cabo un análisis de sensibilidad actuando sobre las variables que *a priori* mayor incertidumbre pudieran aportar a la cuantificación de riesgos.

Como consecuencia, se realizará una nueva cuantificación de riesgos teniendo en cuenta las consideraciones descritas en el apartado correspondiente a las incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes.

V.3.1.3.1. Análisis de las variables asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes

Tal y como se había definido en el apartado V.3.1.2.1. , se procede a calcular los cocientes de riesgos asociados a cada una de las plumas, para su posterior comparación con los resultados originales en los que se considera una única pluma de contaminación, con el consecuente aumento de la superficie y volumen de suelo afectado por determinados contaminantes. La presentación de resultados se lleva a cabo mediante distintas tablas con una estructura análoga a la que proporciona el software de cálculo (RBCA) en las que se diferencian los riesgos carcinogénicos de los riesgos tóxicos o crónicos, y además se presenta tanto el riesgo por CDI como el acumulado por todos los compuestos analizados, igualmente como resultado final se cuantifica y resalta el riesgo para la vía de exposición más crítica en cada caso.

Resultados de cálculo para Pluma 1

En la Tabla V.8 se presentan los resultados de riesgo obtenidos para la denominada como Pluma 1 para la que se recuerda que se basa únicamente en anomalías de As y naftaleno con unas concentraciones de 380 y 78,9 mg/kg respectivamente.

Tabla V.8. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 1

RUTA DE EXPOSICIÓN	LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO					LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR										
	3,1E-9	1,0E-5	3,1E-9	1,0E-5	□	7,4E-2	1,0E+0	7,4E-2	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	4,2E-2	1,0E+0	4,2E-2	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO										
	1,6E-4	1,0E-5	1,6E-4	1,0E-5	■	9,9E-1	1,0E+0	1,0E+0	1,0E+0	■
RUTA DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
	5,1E-10	1,0E-5	5,1E-10	1,0E-5	□	1,3E-7	1,0E+0	1,3E-7	1,0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)										
	1,6E-4	1,0E-5	1,6E-4	1,0E-5	■	9,9E-1	1,0E+0	1,0E+0	1,0E+0	■
	Suelo		Suelo			Suelo		Suelo		
NA = No aplica (ruta inactiva); NC = No calculado										

Únicamente se supera el límite de riesgos para la ruta de exposición a suelos que contempla la ingestión accidental del mismo, así como el contacto dérmico con este. El CDI crítico en este caso resulta ser As tanto para los riesgos cancerígenos como tóxicos. En el primero de los casos es obvio que el As es el único CDI crítico por no considerarse cancerígeno el naftaleno. En relación a los riesgos tóxicos o con efectos crónicos, los riesgos individuales de los dos compuestos considerados no superan el límite de cociente de riesgos $HQ = 1$, no obstante, el riesgo acumulado teniendo cuenta el principio de aditividad del riesgo eleva el valor de este hasta igualarlo a la unidad y por tanto se alcanza el límite normativo establecido según RD 9/2005.

Resultados de cálculo para Pluma 2:

En la Tabla V.9 se presentan los resultados de riesgo obtenidos para la Pluma 2 para que se tienen en cuenta exclusivamente las anomalías de As detectadas en la zona a través de tres puntos de muestreo distintos.

Tabla V.9. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 2.

LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO						LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
RUTA DE EXPOSICIÓN	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
	6,6E-9	1,0E-5	6,6E-9	1,0E-5	□	4,3E-6	1,0E+0	4,3E-6	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	NC	1,0E+0	NC	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO										
	1,6E-4	1,0E-5	1,6E-4	1,0E-5	■	9,7E-1	1,0E+0	9,7E-1	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
	3,4E-10	1,0E-5	3,4E-10	1,0E-5	□	4,2E-13	1,0E+0	4,2E-13	1,0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)										
	1,6E-4	1,0E-5	1,6E-4	1,0E-5	■	9,7E-1	1,0E+0	9,7E-1	1,0E+0	□
	Suelo		Suelo			Suelo		Suelo		
NA = No aplica (ruta inactiva); NC = No calculado										

Los valores obtenidos para para las rutas de exposición activas (exposición a aire exterior, a aire interior, a suelo y la exposición a agua superficial) son muy parecidos a los presentados para el caso anterior (Pluma 1) habida cuenta que el CDI crítico vuelve a ser As, el único en este caso, y la concentración representativa de la pluma de contaminación está en valores similares, por lo que los resultados necesariamente deben de ser semejantes.

Las leves diferencias que se observan vienen derivadas por las propias características físico-químicas del analito estudiado. Para la ruta de exposición a aire interior no se derivan valores por no ser de aplicación un factor de volatilidad asociado al As, y por tanto no hay una concentración en el punto de observación que pueda ser susceptible de valoración de riesgos. Por otro lado, la ruta de exposición más crítica continúa siendo la relativa a la exposición al suelo (ingesta accidental y contacto dérmico) aunque en este caso los valores para el cociente de riesgos tóxicos (HQ) individuales coinciden con los acumulados y aunque se encuentran muy cercanos al límite, estos no se superan en esta área.

Resultados de cálculo para Pluma 3:

En la Tabla V.10 se presentan los resultados de riesgo obtenidos para la Pluma 3 compuesta por anomalías de As, Pb, benzopireno y aceites minerales.

Tabla V.10. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 3.

RUTA DE EXPOSICIÓN	LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO					LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR										
	2,6E-8	1,0E-5	3,2E-8	1,0E-5	□	3,4E-1	1,0E+0	4,5E-1	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
	6,4E-12	1,0E-5	6,4E-12	1,0E-5	□	8,4E-2	1,0E+0	1,1E-1	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO										
	2,7E-4	1,0E-5	3,0E-4	1,0E-5	■	1,8E+0	1,0E+0	5,0E+0	1,0E+0	■
RUTA DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
	5,1E-10	1,0E-5	5,2E-10	1,0E-5	□	6,8E-6	1,0E+0	1,1E-5	1,0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)										
	1,6E-4	1,0E-5	1,6E-4	1,0E-5	■	1,8E+0	1,0E+0	5,0E+0	1,0E+0	■
	Suelo		Suelo			Suelo		Suelo		
NA = No aplica (ruta inactiva); NC = No calculado										

Nuevamente los resultados para esta pluma de contaminación muestran como única vía de exposición crítica la exposición directa a suelo contaminado mediante su ingestión accidental o contacto dérmico. La Pluma 3 es el área más compleja en cuanto contaminación se refiere por ser una zona con afección multicomponente en la que se encuentran compuestos muy diferentes para la mayoría de las rutas analizadas y en la que además se integra la zona en la que se detectan anomalías en la calidad de las aguas subterráneas en un punto de muestreo.

A diferencia de las valoraciones de riesgo anteriores, en este caso el elemento crítico en la mayoría de las vías de exposición es el benzopireno y no el As. Concretamente tanto para la exposición a aire exterior (inhalación de partículas), como para la exposición a aire interior (inhalación de volátiles), el compuesto crítico es el benzopireno tanto en efectos tóxicos como cancerígenos con valores de riesgo que se reflejan en la Tabla V.10. En cambio, para las vías de exposición a suelo (ingestión accidental y contacto dérmico) y aguas superficiales, el elemento crítico sigue siendo el As del mismo modo que sucedía en anteriores valoraciones.

Resultados de cálculo para Pluma contaminación difusa:

En la Tabla V.11 se presentan los resultados de riesgo obtenidos en el área afectada por una contaminación difusa como consecuencia de la presencia de concentraciones de TPH moderadas.

Tabla V.11. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la pluma de contaminación difusa (P-D).

LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO						LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
RUTA DE EXPOSICIÓN	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	3,0E-4	1,0E+0	1,1E-3	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	3,2E-3	1,0E+0	6,7E-3	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	3,7E-3	1,0E+0	6,8E-3	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	5,1E-10	1,0E+0	1,0E-9	1,0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)										
	NC	1,0E-5	NC	1,0E-5	□	3,7E-3	1,0E+0	6,8E-3	1,0E+0	□
	Suelo		Suelo			Suelo		Suelo		
NA = No aplica (ruta inactiva); NC = No calculado										

En relación a los resultados mostrados en la tabla anterior, se debe tener en cuenta que, dadas las características de las fracciones analizadas no se consideran los riesgos cancerígenos, por lo que tan solo se cuantifican los riesgos asociados a los efectos tóxicos o crónicos.

De otra manera cabe resaltar que no se superan los límites de riesgo para ninguna de las vías de exposición analizadas, tanto para los compuestos (en este caso como hemos dicho, fracciones) individuales, como para los riesgos acumulados.

Resultados Riesgos Total:

En la Tabla V.12 se presenta el cálculo de los resultados de riesgos globales, teniendo en cuenta los riesgos asociados a las distintas plumas de contaminación definidas y para las que ya se han presentado de forma individual los riesgos que comportan cada una de ellas.

Tabla V.12. Resumen de índices de riesgo para el conjunto de las plumas calculadas

RUTA DE EXPOSICIÓN	LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO					LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS				
	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo		
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR										
	2,0E-9	1,0E-5	2,0E-9	1,0E-5	□	4,2E-6	1,0E+0	4,3E-6	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR										
	6,4E-12	1,0E-5	6,4E-12	1,0E-5	□	2,9E-3	1,0E+0	5,5E-3	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO										
	6,2E-5	1,0E-5	6,3E-5	1,0E-5	■	3,7E-3	1,0E+0	6,7E-3	1,0E+0	□
RUTA DE EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL										
	1,5E-10	1,0E-5	1,5E-10	1,0E-5	□	4,2E-13	1,0E+0	4,2E-13	1,0E+0	□
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)										
	6,2E-5	1,0E-5	6,3E-5	1,0E-5	■	3,7E-3	1,0E+0	6,7E-3	1,0E+0	□
	Suelo		Suelo			Suelo		Suelo		
NA = No aplica (ruta inactiva); NC = No calculado										

El cálculo global se ha realizado considerando todas las vías mediante una media armónica ponderada, con el fin de minimizar la influencia de los valores mayores del conjunto, siendo más sensible el resultado a los más pequeños. Esto es debido a las diferencias existentes en las exposiciones entre las distintas vías. Así, la exposición derivada por contacto dérmico e ingestión, es decir la exposición a suelo, es muy superior a las determinadas por ingestión o inhalación. De esta manera, lo que se realiza mediante media armónica son dos cálculos diferentes, por un lado, el correspondiente a los riesgos cancerígenos y por otro el asociado a los efectos tóxicos. El tipo de media armónica ponderada ya se ha definido con anterioridad en el capítulo IV relativo a los niveles genéricos de referencia.

En relación al resultado cuantitativo, se superan los límites normativos para los riesgos asociados a efectos cancerígenos como consecuencia de la exposición a suelo tal y como se ha observado de manera en la mayoría de las plumas de contaminación evaluadas. Por otra parte, en cuanto a los riesgos globales con efectos tóxicos, no superan el cociente de riesgo $HQ=1$ a pesar de haberse detectado riesgos en alguna pluma concreta, que sí excedían los límites normativos. Se ahondará en esta cuestión más adelante ya que *a priori* podría entenderse como una vulneración del principio de aditividad del riesgo.

Comparativa de riesgos

Como resultado de los cálculos anteriores se ha realizado una comparativa entre los riesgos calculados originalmente en el ACR ordinario que se ha tomado como base para la presente discusión, y los riesgos calculados teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento y sus concentraciones representativas.

En la Figura V.4 se presenta la comparativa para los riesgos con efectos cancerígenos, en la que se aprecia que los riesgos globales calculados de forma individual mediante cada una de las plumas de contaminación, superan a los riesgos generales calculados originalmente. No obstante, a efectos prácticos diremos que el resultado final no varía en tanto en cuanto no se modifican las vías críticas ya detectadas. Es decir, en los dos casos la única vía de exposición que implica riesgo es la ruta de exposición a suelo contaminado. Tal y como se observa en la figura, esta ruta se encuentra dentro de la

zona sombreada en la que se considera que los riesgos no son admisibles para la salud humana y en consecuencia no son compatibles con actividad considerada.

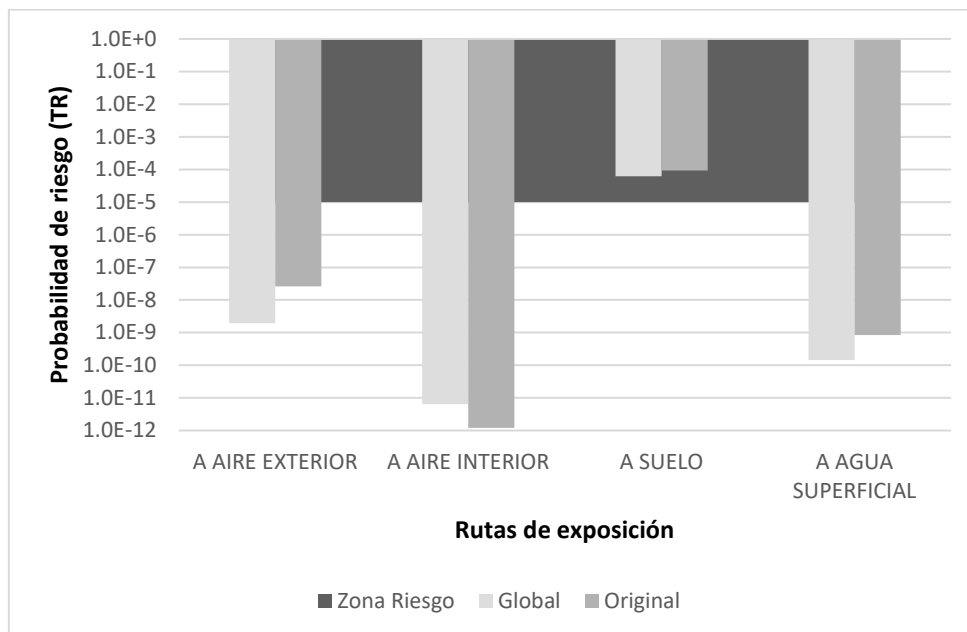


Figura V.4. Comparativa de riesgos globales asociados a efectos cancerígenos vs valores originales. Los valores dentro de la zona de riesgo, superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$.

En relación a los riesgos asociados a efectos tóxicos, se observa que los riesgos calculados mediante las plumas individualizadas son sensiblemente inferiores a los derivados originalmente en el primer informe. Para los riesgos individuales de cada CDI no se superan los límites admisibles, sin embargo, estos se encuentran muy cercanos al umbral establecido.

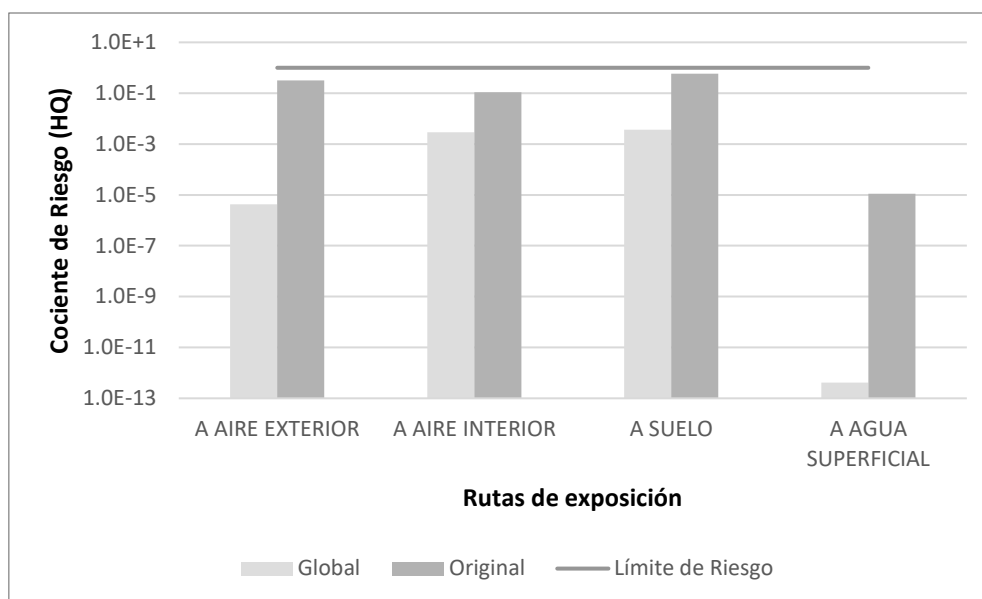


Figura V.5. Comparativa de riesgos globales asociados a efectos tóxicos vs original. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.

V.3.1.4. Conclusiones del análisis de sensibilidad

Como resultado de todo lo anterior, se interpreta que el tratamiento conjunto de toda la parcela sin divisiones por pluma provoca una minusvaloración del riesgo asociado a compuestos inorgánicos, sobretodo As, además de una sobrevaloración del riesgo de los compuestos orgánicos (aceites minerales fundamentalmente), ya se trata la parcela como una gran pluma de contaminación por TPH.

La división en varias plumas de afección a lo largo de la parcela ha permitido ajustar y modificar las concentraciones representativas de la afección general, de tal manera que en las Plumas 1 y 3 se ha escogido el valor máximo de las concentraciones detectadas ya que dichas plumas estaban definidas por 1 y 2 puntos de muestreo respectivamente, por lo que no se consideró lógico establecer un estadístico del UCL 95 % para su dimensión. Por otro lado, la Pluma 2 se definía mediante 3 puntos de muestreo que estaban bien repartidos a lo largo del área afectada, teniendo además unos valores muy parecidos cuantitativamente, por lo que se optó por el uso del valor medio de los puntos de muestreo como valor representativo. Todos los valores de las plumas 1, 2 y 3 en relación a las concentraciones representativas de As (elemento crítico), superan el valor

considerado como representativo de la afección estimado mediante el estadístico ya comentado (UCL 95 %).

En cuanto a los contaminantes orgánicos, fundamentalmente TPH, una gran parte de la parcela estaba afectada por concentraciones que superaban, aunque moderadamente, el límite normativo de 50 mg/kg. Únicamente un punto en una zona cercana de la Pluma 3 presentaba unos valores extremadamente altos, del orden de 20 000 mg/kg de TPH, por lo que se podía considerar como algo anómalo y puntual a lo largo de la extensión de la parcela. Además, otras de las complicaciones que se encontraron es, que a pesar de que para 24 muestras de las 32 analizadas se tenían valores de TPH total, únicamente para 4 de esas 24 se había realizado la separación por cadenas y la diferenciación por compuestos alifáticos y aromáticos que exige el software para realizar su valoración. Por tanto, extender a las 20 muestras de las que no hay este tipo de análisis la proporción del reparto de cadenas que se encuentra en las otras 4 muestras, en las que además se incluye la muestra con valores más elevados, no parece adecuado. En consecuencia, la decisión probablemente más ajustada a la realidad, consistió en dejar fuera de la pluma de contaminación difusa para casi la totalidad de la extensión de la parcela y esta incluirla como una contaminación puntual más dentro de las valoraciones de riesgos de la Pluma 3. De esta manera se observan las diferencias en los riesgos si comparamos tanto la Pluma 3, como la pluma de contaminación difusa con los valores de riesgo calculados originalmente.

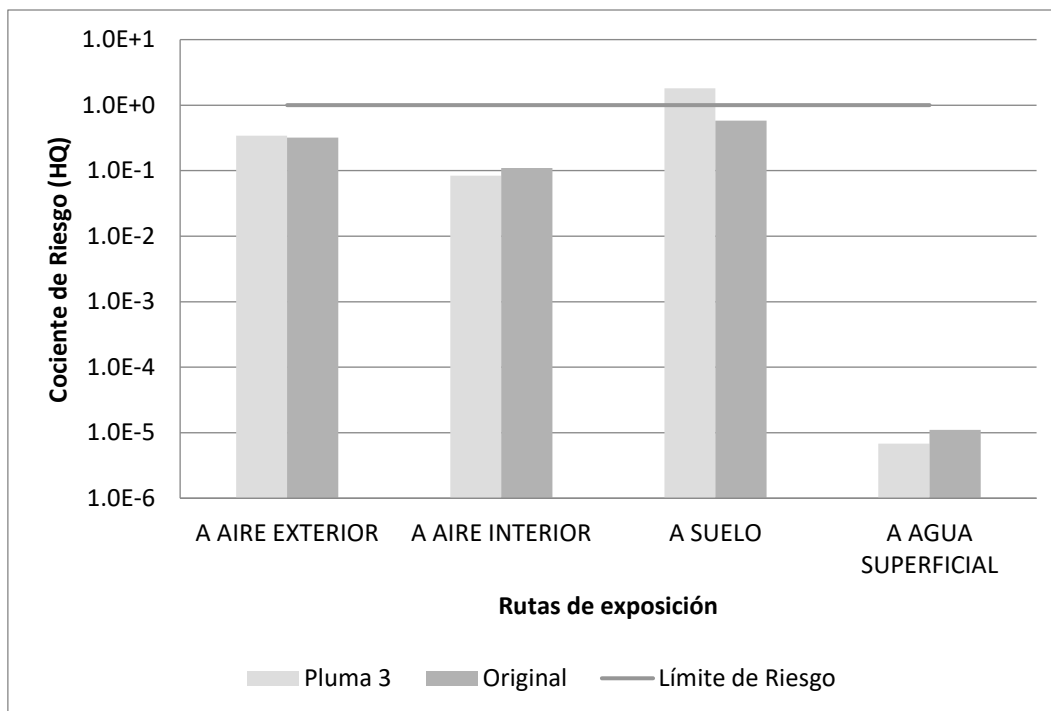


Figura V.6. Comparativa de riesgos asociados a efectos tóxicos para la Pluma 3 y los cálculos originales. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.

En la figura anterior observamos cómo los riesgos asociados a la Pluma 3, en la que se incluyen las concentraciones de más de 20 000 mg/kg de TPH encontradas en un punto de muestreo, se encuentran por encima de los calculados en el informe inicial en el que como hemos comentado no se ha segmentado espacialmente en distintas áreas de contaminación y se han tratado los datos de forma conjunta.

Sin embargo, los resultados de riesgo correspondientes a la pluma de contaminación difusa que impera en gran parte de la parcela son significativamente menores a los obtenidos en los cálculos originales debido fundamentalmente a la exclusión del valor anómalo tratado en la Pluma 3.

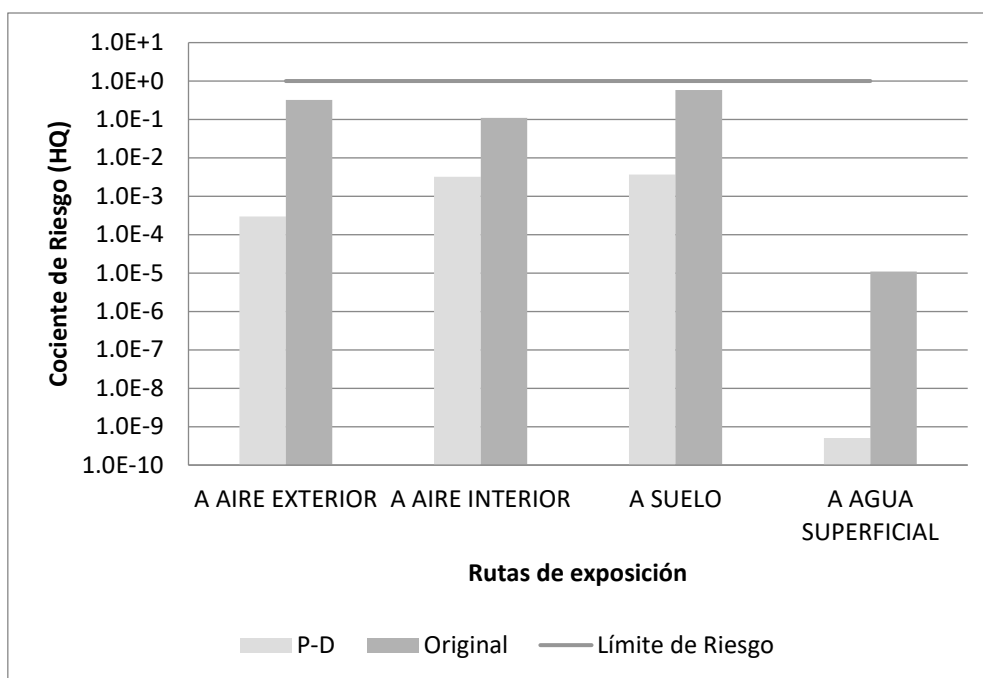


Figura V.7. Comparativa de riesgos asociados a efectos tóxicos para la pluma de contaminación difusa (P-D) y los cálculos originales. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.

La valoración de riesgos globales que se ha presentado ya en la Figura V.5 refuerza lo observada de forma individual para la Pluma 3 y la pluma de contaminación difusa. Es decir, que el tratamiento diferenciado por áreas de afección y una interpretación más realista de las concentraciones representativas, derivan en unos valores de riesgo sensiblemente inferiores que los calculados originalmente.

Este tipo de cálculo implica que la gestión de riesgo del emplazamiento se puede abordar de forma puntual en las plumas detectadas, donde probablemente sea necesaria la retirada de parte del suelo que no se pueda recuperar debido a las elevadas concentraciones que presenta. De otro modo, la gestión de la pluma de contaminación difusa se puede realizar con vistas a futuro implementando técnicas pasivas (adición de enmiendas u otros) que ayuden con el tiempo a minorar las anomalías detectadas.

V.3.2. INDUSTRIA ACTIVA AFECTADA POR CONTAMINANTES ORGÁNICOS

El presente caso de estudio se centra en un emplazamiento industrial activo cuya afección principal se debe a la presencia de contaminantes orgánicos. Una industria sita fuera del ámbito del Principado de Asturias, concretamente en la Provincia de Zamora, por lo que las variables climáticas e intrínsecas del terreno difieren sensiblemente de las utilizadas en el caso de estudio anterior, ubicado en la zona central de Asturias.

Concretamente, en febrero de 2007 la empresa remite al órgano competente el correspondiente IPS en cumplimiento de lo dispuesto en el RD 9/2005.

En contestación a este informe, la administración ha puesto de manifiesto la existencia de un riesgo potencial de contaminación del suelo en el emplazamiento. Este riesgo es derivado de la presencia de un depósito subterráneo de gasóleo de estructura estanca, pero sin doble pared, de varios depósitos sobre suelo natural de fuel y aceite usado, así como de la existencia de almacenamientos superficiales de sustancias peligrosas.

Con el fin de identificar y caracterizar la posible contaminación derivada de la presencia del citado depósito, se solicita, la presentación de un Informe de Caracterización de Analítica Básica (en adelante ICCAB), en el que se especificaba se considerase un foco puntual constituido por el depósito subterráneo y ejecutando un muestreo selectivo mediante sondeos.

El ICCAB se ejecuta realizándose un total de 2 sondeos y 8 calicatas en el cual se proponen una serie de actuaciones como recomendación dentro de un plan de saneamiento de la zona impactada, además de la realización de un ACR motivado por la existencia de concentraciones superiores a 50 mg/kg de TPH de acuerdo al RD 9/2005.

Una vez estudiadas las recomendaciones que se plantean en el ICCAB, la Administración requiere que se aporte un Informe Complementario de Caracterización Analítica Detallada (en adelante ICCAD) y un estudio de Valoración de Riesgos.

La parcela objeto de estudio en el ICCAD que se realiza desde la Universidad de Oviedo tiene una superficie aproximada de 11 ha dentro de la cual se define un recinto de unas 8 ha en el que se extienden las instalaciones de la empresa.

En torno a un 5 % de la parcela se encuentra pavimentada, de ese 5 % aproximadamente más de la mitad de las soleras corresponden a los suelos de las naves destinadas a talleres y almacenes, el resto son las cimentaciones y zonas de apoyo de las diferentes plantas de tratamiento.

El clima mediterráneo continentalizado de la zona, combina las características pluviales del clima mediterráneo con las temperaturas del clima continental. La pluviosidad es bastante equilibrada a lo largo del año, excepto en los meses de julio y agosto cuando escasea. Se dan inviernos muy fríos, con temperaturas frecuentemente inferiores a 0 °C y veranos muy calurosos superando en muchas ocasiones los 30 °C.

Geológicamente, el emplazamiento se encuentra sobre conglomerados cuarcíticos y arenas del Cuaternario que aparecen en los márgenes de una llanura de inundación como primera zona de terrazas. Estos materiales descansan sobre unas margas y arcillas, microconglomerados aislados y arenas en los niveles más altos, de edad terciaria, concretamente de un Mioceno tardío. Esta unidad actúa de barrera geológica natural debido a sus características, tales como la permeabilidad. Estos niveles no se encuentran alterados ya que no se explotaron por carecer de interés económico, al contrario de lo que sucedió con los conglomerados anteriores.

Desde el punto de vista hidrogeológico el emplazamiento se encuentra en la parte noroccidental de la cuenca del Duero, sobre un acuífero aluvial. El nivel freático en la zona de estudio se encuentra aproximadamente a 60 m de profundidad, por lo que en ningún momento ha sido alcanzado dicho nivel durante los trabajos de perforación.

Los materiales detríticos cuaternarios de la zona, según mapa de permeabilidades del IGME, poseen una permeabilidad media que se incrementa hasta una permeabilidad alta en las cercanías de los materiales del aluvial de la llanura de inundación. Localmente, estos materiales cuaternarios, como se ha explicado, han sido explotados por la empresa y actualmente son residuales en el emplazamiento por lo que la

permeabilidad local de la zona de estudio viene dada por los materiales terciarios, margas y arcillas fundamentalmente, con una permeabilidad muy baja.

Los suelos en los que se sitúa la industria antes del inicio de su actividad eran unos terrenos de uso rústico sin actividad definida. Actualmente, el uso de la parcela es industrial por lo que en el marco del RD 9/2005 se deben de aplicar los NGR correspondientes al citado uso.

Los suelos del entorno de la actividad industrial tienen calificaciones diferentes según catastro, no obstante, en el marco ambiental, estos se agruparían según calificaciones del RD 9/2005 como “otros usos” y a estos, en el caso que procediese, se deberían de aplicar los NGR correspondientes a ese uso.

Los almacenamientos de sustancias peligrosas que posee la empresa se consideraron como posibles focos de contaminación y por tanto se estudiaron los suelos del entorno de estos. Como resultado de ese estudio se determinó como único foco de contaminación los suelos del entorno de un depósito subterráneo de gasóleo, por presentar niveles superiores a los establecidos por el RD 9/2005 para uso industrial a través de su Anexo V. Concretamente se detectaron niveles altos de un gasoil estándar más o menos degradado/envejecido y que no se correspondía por su estado de degradación, ni por su composición, con el gasoil con el que la empresa opera de forma habitual. Además, se estimó de forma aproximada una edad del producto vertido entre 5 y 20 años, lo que apuntaba a pequeños vertidos puntuales a lo largo de un período largo de tiempo. Por tanto, se consideró que no existía un foco activo de importancia, pero no eran descartables pequeños derrames puntuales en las labores de repostaje que podrían pasar desapercibidos.

En conclusión, el foco de contaminación afectaba a los suelos situados en el frente de las naves en las que se realizan las labores de repostaje y mecánica del parque móvil de la empresa. El origen de contaminación se asoció una mala praxis en las labores de repostaje durante un largo y continuado periodo de tiempo, ya que la zona de trasiego de hidrocarburos se encuentra sobre suelo natural y no contaba con las medidas de prevención habituales para el desarrollo de este tipo de funciones (análogas a las de cualquier estación de servicio o pequeño taller mecánico).

Los análisis de las muestras de suelos presentaron los siguientes resultados:

- Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX). Las concentraciones de todas las muestras analizadas se encuentran por debajo de los niveles genéricos de referencia para uso industrial según RD 9/2005 anexo V. Además, la mayoría de las muestras analizadas se encuentran por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada.
- Hidrocarburos totales de petróleo (TPH). De las 10 muestras analizadas se detectan concentraciones de hidrocarburos en 6 de ellas. De esas 6 muestras en las que se detectan estos compuestos en todas se supera el valor de 50 mg/kg establecido por el RD 9/2005. Encontrándose en un rango entre 275 a 23 660 mg/kg.
- Las mayores concentraciones se encuentran en dos muestras cuyas profundidades corresponden a 5,4 y 7,9 m respectivamente. El análisis cualitativo de estas muestras reveló que la muestra más superficial se corresponde con una mezcla de hidrocarburos alifáticos y, en mucha menor concentración de aromáticos, con predominio de alcanos lineales y ramificados entre 10 y 29 átomos de carbono. Es decir, un producto algo envejecido (C₁₈/F cercano a 1) con práctica ausencia de volátiles.

Los análisis de las muestras de agua presentaron los siguientes resultados:

- Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX). No se detectaron concentraciones de estos compuestos en ninguna muestra de las analizadas.
- Hidrocarburos totales de petróleo (TPH). Se detectaron concentraciones de estos compuestos en una única muestra. Las concentraciones eran poco significativas y muy cercanas a los límites de detección de la técnica analítica empleada. La separación por cadenas mostró que los compuestos detectados eran compuestos muy pesados (alifáticos C₂₁ - C₃₅) provenientes de aceites pesados. Coherentemente con la zona en la que se recogió la muestra, situada junto al desagüe del foso utilizado para reparaciones y mantenimiento de vehículos.
- El análisis del agua del pozo que la empresa tiene en sus instalaciones, con unos 60 m de profundidad, no mostró anomalía alguna y se encontraba totalmente limpia, descartando la afección del acuífero inferior.

Por todo lo expuesto anteriormente, se consideraron como medios impactados objeto de estudio, los suelos de la zona en la que se localizan las muestras con mayor

concentración de TPH. No se consideran afectadas aguas subterráneas y superficiales, no teniéndose en cuenta para el cálculo del riesgo.

V.3.2.1. Resultados de la Cuantificación de Riesgos

Los factores de riesgo que superen los niveles máximos admisibles (HQ=1 para compuestos no cancerígenos o tóxicos, y 10^{-5} para compuestos con efectos cancerígenos) implican la existencia de un potencial riesgo no aceptable para la salud humana para esa determinada vía de exposición y un receptor determinado. Los resultados se presentan en la Tabla 14, que incluye los valores obtenidos para la línea base de riesgos. Se destaca tanto el valor máximo de riesgo para cada compuesto, como el riesgo acumulativo de todos los compuestos, todo ello para cada una de las rutas de exposición determinadas. Se muestra además la ruta de exposición crítica que mayor peso tiene en el riesgo calculado.

Tabla V.13. Resumen línea base de riesgos

LÍNEA BASE DE RIESGO CANCERÍGENO						LÍNEA BASE DE EFECTOS TÓXICOS					
RUTA DE EXPOSICIÓN	Riesgo por cada CDI		Riesgo acumulativo de los CDI			Cociente de peligro por cada CDI		Índice de peligro acumulativo			
	Valor máximo	Riesgo aceptable	Valor total	Riesgo aceptable	¿Se excede(n) límite(s) de riesgo(s)?	Valor máximo	Límite aplicable	Valor total	Límite aplicable	¿Se excede(n) límite(s) de toxicidad?	
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE EXTERIOR											
	2,3E-9	1,0E-5	2,3E-9	1,0E-5	□	1,4E-1	1,0E+0	3,7E-1	1,0E+0	□	
RUTA DE EXPOSICIÓN A AIRE INTERIOR											
	1,6E-8	1,0E-5	1,6E-8	1,0E-5	□	3,7E-1	1,0E+0	9,4E-1	1,0E+0	□	
RUTA DE EXPOSICIÓN A SUELO											
	1,3E-10	1,0E-5	1,3E-10	1,0E-5	□	2,3E-1	1,0E+0	8,0E-1	1,0E+0	□	
RUTAS DE EXPOSICIÓN CRÍTICAS (Valores máximos generados para las ruta completas)											
	1,6E-8	1,0E-5	1,6E-8	1,0E-5	□	3,7E-1	1,0E+0	9,4E-1	1,0E+0	□	
	<i>Aire interior</i>		<i>Aire interior</i>				<i>Aire interior</i>		<i>Aire interior</i>		

Se observa que, tanto para la línea base de riesgos cancerígenos, como la de efectos tóxicos, no se exceden los límites admisibles para ninguna de las rutas de exposición analizadas.

En particular, se observó que el mayor peso en el nivel de riesgo calculado es debido a la concentración de TPH en los suelos. En concreto, a los asociados a la cadena de hidrocarburos alifáticos entre C₁₀ y C₁₂ en la ruta de exposición a aire interior.

Esta ruta, tal y como se ha descrito en anteriores apartados, es la ruta más improbable, ya que no se han detectado suelos afectados bajo las edificaciones existentes, donde pudiera haber una difusión a través de las fracturas de las soleras.

Independientemente de la probabilidad de ocurrencia de las rutas de exposición descritas, para las que habrá de evaluarse su grado de incertidumbre, se observa que no se exceden los límites de riesgo en ninguna de las situaciones consideradas.

V.3.2.2. Análisis de la incertidumbre

En el análisis de la incertidumbre asociada al proceso de evaluación de riesgos, se identifican y evalúan las asunciones y los aspectos relacionados con las hipótesis presentadas en los apartados anteriores, que introducen incertidumbre en los resultados de la evaluación. Concretamente, y habida cuenta que no se superan los límites de riesgo para los escenarios definidos, es preceptivo ahondar en las rutas de exposición más críticas, de tal manera que se puedan analizar las variables que las componen y sus incertidumbres asociadas.

De este proceso de análisis de la incertidumbre, se reconocen las áreas en las que realizar un esfuerzo adicional en la recogida de datos que redunden en un afino de los resultados de riesgo. Los aspectos tenidos en cuenta en el análisis de la incertidumbre, se desarrollan en los siguientes apartados.

V.3.2.2.1. Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes

La zona objeto de estudio se encuentra en todo momento en zona no saturada (ZNS) ya que no se ha alcanzado en ningún momento el nivel freático durante los trabajos de

perforación, en los que se superaron los 15 m de profundidad. Los contaminantes migran con una trayectoria que tiene una componente fundamentalmente vertical, al menos en los primeros metros del terreno. Estos están clasificados como rellenos con una textura arenosa, con cantos y gravas, el material es conocido localmente como “zahorra” y tiene una permeabilidad sensiblemente superior a las unidades geológicas que se encuentran por debajo. El alcance de la contaminación se circunscribe al área más próxima a la zona del repostaje, con una superficie aproximada de entre 80 y 100 m², donde en profundidad la zona más afectada se encuentra por debajo de los 2 m hasta los 8 m de profundidad; tal y como revelan los datos de concentración de COV medidos con fotoionizador, correspondiendo a la zona de acumulación descrita anteriormente.

De este modo los contaminantes migrarían rápidamente con una trayectoria vertical a través de los rellenos hasta encontrarse con la unidad geológica predominante en la zona, en la que abundan fundamentalmente arcillas limosas con unos niveles de limos de mayor permeabilidad y algunos cantos carbonatados dispersos. En el contacto entre los rellenos y esos niveles se produce una barrera natural por cambio de permeabilidades (de varios órdenes de magnitud) que supone una zona de acumulación de contaminantes, en la que se atenúa la movilización vertical favoreciendo la migración horizontal en el contacto y por los niveles de limos intercalados (más permeables).

No obstante, todos los supuestos han sido realizados teniendo en cuenta que, aunque el foco no aporta contaminantes al medio, tampoco existe un agotamiento del mismo ya que software opera en condiciones conservadoras modelizando una masa infinita de contaminantes. Teniendo en cuenta la hipótesis anterior, al no haberse detectado riesgos para la salud humana bajo un supuesto tan conservador, refuerza la idea de que en realidad se suceden procesos de atenuación natural que minoran la masa del foco con el paso del tiempo y por ello se considera necesaria la remediación de los medios impactados. A falta de pruebas de estanqueidad de los tanques enterrados, la inactividad del foco se justifica teniendo en cuenta la antigüedad y estado de degradación de los contaminantes en conjunción con que estos no se han detectado en las aguas subterráneas y superficiales, por lo que no hay evidencias a día de hoy de fugas o pérdidas del depósito enterrado que impliquen un foco activo.

Igualmente, si el origen de la contaminación, además de como consecuencia de posibles fugas pasadas en los tanques enterrados, es debido a una mala praxis en las labores de repostaje, de continuar estas labores en los mismos términos que los actuales sin la incorporación de protocolos o medidas de prevención, la probabilidad de ocurrencia de un nuevo derrame puntual en las labores descritas es grande.

El área en la que se realizan estas labores no cuenta con ningún medio de prevención y/o retención en caso de un derrame de combustible, además estas labores se llevan a cabo sobre terreno natural favoreciendo, la infiltración en los primeros centímetros. Esta conducta prolongada en el tiempo, desde que se instaló el depósito y el surtidor de combustible, unido al volumen de trabajo que soportaba la empresa en años pasados, es coherente con el estado de degradación analizado en las muestras de suelo, así como con la estimación de la edad del vertido. Esto conllevaría la reactivación del foco con la incorporación de contaminantes, e invalida los cálculos de riesgo realizados en el ACR, siendo necesaria una nueva caracterización que delimite y cuantifique el alcance de ese nuevo vertido al medio.

Los análisis cualitativos realizados sobre las muestras de suelo, reflejan adicionalmente la presencia en concentraciones muy bajas de algunos hidrocarburos y otros compuestos orgánicos del tipo de lubricantes y desengrasantes. La presencia de estos compuestos en la zona afectada refuerza la teoría del origen la afección en una mala praxis, en este caso en labores de mantenimiento. En efecto, en el área a estudio se realizan labores de limpieza y engrasado de la maquinaria del parque móvil de la empresa, por lo que la presencia de estos productos al igual que el gasoil correspondería a la infiltración de estos en el suelo natural como consecuencia de derrames puntuales durante las labores descritas.

Por todo lo anterior, la mayor incertidumbre que se plantea en relación a la caracterización del emplazamiento y las concentraciones representativas viene dada por la probabilidad de la persistencia de la mala praxis. La consecuencia inmediata de la afirmación anterior, es que persistirían las aportaciones de contaminantes al medio y por tanto la cesión del protagonismo de la remediación a los procesos de atenuación natural resultaría insuficiente.

V.3.2.2.2. Incertidumbre asociada a la toxicidad

Un contaminante puede presentar diferentes efectos y distinta intensidad de los mismos en función de la ruta de exposición por la que alcance al organismo. Los valores que cuantifican esta potencia tóxica por ruta de exposición se derivan para exposiciones agudas, sub-agudas, sub-crónicas y crónicas. En este caso en cumplimiento de lo expuesto en el RD 9/2005, se consideraron los valores para exposición crónica en la realización del análisis de riesgos para la salud humana, analizando la toxicidad los compuestos individuales y el riesgo sistémico mediante la metodología del fraccionamiento.

Los principales compuestos con propiedades cancerígenas presentes en los TPH son el benceno, etilbenceno y los denominados cPAHs un conjunto de hidrocarburos aromáticos policíclicos cancerígenos dentro de los 16 PAH prioritarios de la EPA, que presentan propiedades cancerígenas: benzopireno, benz(a)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenz(a,h)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, y benzo(k)fluoranteno, además del naftaleno (ausentes o en concentraciones despreciables todos estos cPAHs en nuestro caso).

En el caso de las gasolinas y gasóleos, otros compuestos relevantes para los que es necesario analizar el riesgo cancerígeno son el metil tert-butil éter (MTBE) y el etil tert-butil éter (ETBE), que no son hidrocarburos específicamente, sino aditivos antidetonantes presentes en las gasolinas. En el emplazamiento no se ha descrito la presencia de estos compuestos, por lo que no se considerarán a efectos del cálculo de riesgos.

En conclusión, en este caso únicamente se consideró el benceno y etilbenceno como compuestos con propiedades cancerígenas por ser los únicos compuestos presentes que a través de las vías de exposición consideradas puede provocar riesgos carcinogénicos.

Los compuestos individuales no cancerígenos que se tuvieron en cuenta y los fraccionamientos fueron los compuestos: BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) y la separación de alifáticos y aromáticos desde C₅ a C₃₅.

En contraste con lo que habitualmente suele suceder con los contaminantes inorgánicos a la hora de realizar una evaluación de riesgos multicomponente, para el caso de los

contaminantes orgánicos y específicamente los TPH y sus derivados, existen datos toxicológicos actualizados para todos los CDI evaluados, por lo que se estiman incertidumbres que hayan de ser cuantificadas y analizadas en relación a la toxicidad.

V.3.2.2.3. Incertidumbre asociada a los escenarios

El emplazamiento de estudio lleva a cabo el desarrollo de su actividad previamente definida de manera ordinaria, sin que se prevean cambios que puedan afectar a la cuantificación del riesgo determinado por el presente informe, por lo que no procede considerar distintos escenarios en el tiempo, con cambios de uso del suelo o de potenciales receptores del riesgo analizado.

Se considera entonces un único escenario posible en la situación presente (en el momento de realización de este análisis), en el que la empresa continúa con sus actividades, y los potenciales receptores de la contaminación se consideran receptores *on-site* de carácter comercial. En el apartado correspondiente a las incertidumbres relacionadas con la exposición, se abundará en los tipos de vías y receptores potenciales.

En relación a los escenarios considerados y al análisis de la exposición resaltar que emplazamiento considerado llevaba a cabo su actividad, sin que se previesen cambios que puedan afectar a la cuantificación del riesgo determinado. Por ello, no se contemplaron escenarios con cambios de uso del suelo o de potenciales receptores del riesgo.

Se consideró, por tanto, un único escenario posible en la situación presente en el momento de realizar el ACR, considerando que la empresa continúa con sus actividades, así los potenciales receptores de la contaminación se consideraron receptores *on-site* de carácter comercial.

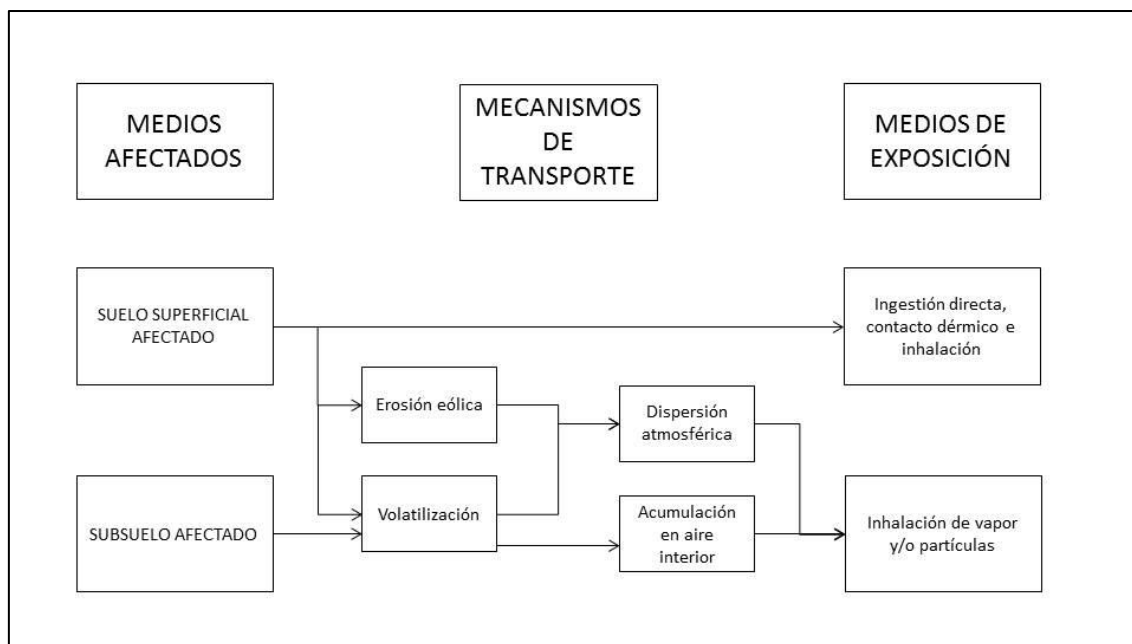


Figura V.8. Modelo conceptual válido para la situación presente y futura.

V.3.2.2.4. Incertidumbre asociada a la exposición

Uno de los mecanismos de migración de la contaminación que ha de considerarse, es el producido por la volatilización de los contaminantes al aire exterior a través de zonas no pavimentadas y su dispersión en el aire. Además, se ha considerado, por la proximidad de los edificios a la zona impactada, la posibilidad de la acumulación de contaminantes, por volatilización en aire interior de las edificaciones. Esta vía de exposición resulta ser la más crítica de todas las activas.

A excepción de naves que se encuentran situadas en una zona de la parcela próxima al foco de contaminación, el resto del emplazamiento no se encuentra pavimentado, por lo que las vías de exposición a aire exterior e interior a través de la inhalación de vapores y partículas del suelo han sido consideradas tanto para receptores *on-site* (próximos al foco) como para receptores *off-site* (a una distancia determinada del foco, dentro del emplazamiento) (Figura V.9).



Figura V.9. Localización de las zonas de análisis dentro de la parcela del emplazamiento.

Las vías de exposición analizadas únicamente fueron consideradas para receptores dentro del emplazamiento ya que la empresa mantiene su actividad y en los alrededores del emplazamiento no existen núcleos urbanos o edificaciones en las que se lleven a cabo actividades comerciales o de otra índole. A continuación, se analiza la selección de cada una de las vías de exposición posibles.

- Ingestión de agua subterránea: Esta ruta de exposición implica la ingestión directa del agua subterránea afectada o la exposición al agua superficial donde se vierte el agua subterránea contaminada. Para esta ruta de exposición, el agua subterránea puede estar afectada directamente mediante el contacto directo con un foco contaminante o indirectamente mediante lixiviación de los suelos superficiales afectados. No se ha tenido en cuenta esta vía de exposición ya que por un lado se comprobó mediante los sondeos ejecutados que en ningún momento se alcanza el nivel freático a las profundidades a las que se perforó; por otro lado, se analizó el agua del acuífero recogida en el sondeo que la empresa tiene en sus instalaciones, comprobándose que esta no presenta afección alguna.
- Exposición al suelo superficial: Esta ruta de exposición incluye los efectos combinados de la exposición humana a suelos superficiales afectados por contacto dérmico, ingestión accidental, inhalación de vapores y polvo. Se supone

que esta exposición sucede en el área inmediata de la zona afectada del suelo y, por definición, aplica solo a los receptores que están en el foco. Por lo expuesto, esta vía de exposición se consideró adecuada, definiéndose para ella un receptor del tipo *on-site* a una distancia del foco de $X=0$ m. Aunque los suelos superficiales no presentaban una afección significativa como la observada a mayor profundidad, el manejo de maquinaria pesada puede dejar al descubierto suelos que presenten una afección mayor y por tanto resultó conveniente activar esta vía siguiendo un modelo conservador.

- Exposición al aire por inhalación del aire ambiental: Esta ruta de exposición implica la inhalación de vapores en ambientes externos, los cuales emanan de suelos y/o aguas subterráneas afectadas y partículas del suelo provenientes de los suelos superficiales afectados. Esta vía de exposición se consideró para receptores del tipo *on-site* a una distancia del foco de $X=0$ m y para receptores *off-site* (alejados del foco), ya que debido a las dimensiones y características del emplazamiento se analizaron dos zonas de trabajo susceptibles de exponer a los trabajadores a un potencial riesgo para la salud. Por ello se definieron dos receptores *off-site* a $X=50$ m y $X=150$ m.
- Exposición al aire por inhalación del aire interior: Esta ruta de exposición implica la acumulación de aire interior y la inhalación de vapores que emanan de suelos y/o aguas subterráneas afectadas. Se consideró esta vía de exposición, aunque muy improbable dado que los edificios en los que se realizan actividades sus soleras presentan un buen estado y no existen edificios sobre el foco. Aun así, se considera un potencial receptor a $X=0$ m y otro *off-site* a $X=50$ m.

Por lo tanto y a modo de resumen, se exponen en la Tabla V.14 las vías de exposición para receptores *on-site* y *off-site* considerados.

Atendiendo al uso de suelo considerado, industrial, por pura definición del mismo, las características del receptor denominado como “comercial” corresponden a un adulto para todas las vías de exposición, independientemente del carácter cancerígeno, o no cancerígeno de la sustancia considerada. En cuanto a los valores de frecuencia de la exposición se asumen 240 días/año por tener un mayor ajuste a la realidad del calendario laboral español, en lugar de 250 días/año que establece el modelo

norteamericano. El valor de las horas de exposición diaria, se establece en 8 h/día como jornada laboral estándar en nuestro país.

Tabla V.14. Vías de exposición para los distintos receptores y su distancia al foco

Tipo de receptor	Carácter receptor	Medio afectado	Vías de exposición	Distancia al foco (m)
On-site	Comercial	Suelos	Ingestión y contacto dérmico con suelos superficiales	0
On-site	Comercial	Suelos	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	0
On-site	Comercial	Suelos	Inhalación de volátiles en espacios cerrados	0
Off-site	Comercial	Suelos	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	50
Off-site	Comercial	Suelos	Inhalación de volátiles y partículas en espacios abiertos	150
Off-site	Comercial	Suelos	Inhalación de volátiles en espacios cerrados	50

En las Tabla V.15 y Tabla V.16 se especifican los valores de toxicidad para cada analito y cada ruta de exposición relevante, ya que esta varía en función de la vía a través de la que entran en contacto con el organismo. En este caso: ingestión, inhalación y contacto dérmico.

Las medidas cuantitativas de la toxicidad de una sustancia que se utilizan son la dosis de referencia oral (RfDo), para las sustancias tóxicas no cancerígenas; y el factor de pendiente oral (SFo), para las sustancias cancerígenas. Los datos cuantitativos de potencia tóxica por inhalación de una sustancia se expresan en términos de concentración del contaminante en aire y no de dosis recibida. Por lo que la medida queda definida mediante la concentración de referencia (RfC) para las sustancias tóxicas no cancerígenas y a través del Riesgo Unitario por Inhalación (URFi). Para el caso de la exposición por contacto dérmico, los parámetros cuantitativos de la toxicidad son los valores de RfD para contacto dérmico y los parámetros de absorción dérmica (ABSd), que influye sobre la dosis recibida a través de esta ruta, y absorción gastrointestinal (ABSGI), que influye en el criterio de toxicidad.

Tabla V.15. Valores de dosis y tasas de exposición de CDI no cancerígenos para cada una de las vías propuestas.

Compuestos No Cancerígenos	RfD Oral (mg/kg/día)	RfC Inhalación (mg/m ³)	RfD Dérmico (mg/kg/día)
TPH - Alif >C05-C06	0,06	18	0,06
TPH - Alif >C06-C08	0,06	18	0,06
TPH - Alif >C08-C10	0,1	0,5	0,1
TPH - Alif >C10-C12	0,1	0,5	0,1
TPH - Alif >C12-C16	0,1	0,5	0,1
TPH - Alif >C16-C21	2	-	2
TPH - Alif >C21-C34	1,6	-	1,6
TPH - Arom >C10-C12	0,04	0,2	0,04
TPH - Arom >C12-C16	0,04	0,2	0,04
TPH - Arom >C16-C21	0,03	-	0,03
TPH - Arom >C21-C35	0,03	-	0,03
Benceno	0,004	0,28	0,004
Etil benceno	0,1	1,9	0,1
Tolueno	0,08	4,1	0,08
Xilenos	0,2	0,61	0,2

Tabla V.16. Valores de dosis y tasas de exposición de CDI cancerígenos para cada una de las vías propuestas.

Compuestos Cancerígenos	SFo Oral 1/(mg/kg/día)	URFi Inhalación 1/(µg/m ³)	SFo Dérmico 1/(mg/kg/día)
Benceno	0,015	0,0000022	0,015

Para la evaluación de la relación dosis-respuesta se utilizó la base de datos propia del RBCA Tool Kit for chemical Releases V2.6e y se completaron los parámetros de los cuales no se incluían valores de toxicidad y/o parámetros físico-químicos mediante los datos recogidos en diversas fuentes de información (IRIS, 2013; RAIS, 2013)

En resumen, analizados los factores de exposición que mayor incertidumbre pueden generar en el análisis, a la vista de que no se superan los límites de riesgo, se ha de considerar la vía más crítica del modelo, siendo en este caso, aunque muy improbable, la exposición a aire interior. Esta afirmación se fundamenta en que los edificios se encuentran en buen estado y sus soleras serían el principal impedimento para que esta vía resultase completa. Por ello cabe analizar cuán importante es la tipología de construcción, estado y distribución de los edificios sobre los que se analiza la acumulación de vapores en interior y por tanto qué peso tienen estas variables en el resultado de cuantificación de riesgos.

V.3.2.3. Análisis de sensibilidad

Como resultado del análisis de incertidumbre se realiza un análisis de sensibilidad de las variables que se han considerado más críticas y que podrían aportar mayor grado de variabilidad al resultado de la cuantificación de riesgos.

Se valorará la necesidad de hacer una nueva cuantificación de riesgos teniendo en cuenta los análisis de las incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes. Igualmente, se analizará la influencia que las variables que condicionan la vía de exposición a aire interior, vía más crítica según los resultados de la línea base de riesgos ya descrita.

V.3.2.3.1. Análisis de las variables asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes

Las opciones de análisis asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes son las relativas a la continuidad por parte de la empresa de la mala praxis en las operaciones de limpieza y carga de combustible. Es por ello que el foco de contaminación no estaría inactivo y en consecuencia se deberían establecer los parámetros de vida media de cada compuesto que permiten tener en cuenta un agotamiento del foco en el cálculo de los riesgos. En este supuesto solo cabría la posibilidad de realizar una nueva caracterización y determinar el alcance en un tiempo determinado de la incorporación de contaminantes al medio.

Por otro lado, la opción de modelizar el agotamiento del foco no implica un cambio en la cuantificación de riesgos, sino que opera sobre el cálculo de unos SSTL (niveles de limpieza) en un objetivo de tiempo determinado. Esto ocurre debido a que se tiene en cuenta en la degradación del foco en ese tiempo por los distintos procesos de atenuación natural que conllevan una minoración de la masa del foco. En consecuencia, el uso de esta herramienta es útil para determinar unos niveles objetivo de remediación más realistas que ayuden en la gestión y toma de decisiones. No obstante, considerando que queda fuera del alcance de esta investigación el cálculo de los niveles objetivo para una posible remediación, no es necesario realizar una nueva modelización teniendo en

cuenta el agotamiento del foco, ya que como se ha expuesto no se producirán variaciones en la cuantificación de riesgos.

V.3.2.3.2. Análisis de las variables asociada a la exposición

Teniendo en cuenta que la vía de exposición más crítica en este caso corresponde con la exposición a aire interior debido a la inhalación de vapores en un espacio cerrado, para cuantificar la influencia/peso que esta vía tiene en la evaluación de riesgos es necesario comprender las variables que rigen la modelización de dicha exposición. En apartados introductorios se ha explicado que la determinación de factores como los factores de atenuación natural u otros como de lixiviación, volatilización, etc... es fundamental para cuantificar la concentración que llega al PDE desde el foco de contaminación y por tanto la que condiciona la evaluación de riesgo.

En el caso de la vía de exposición a aire interior, lo que interesa es calcular el factor de volatilización del subsuelo hacia un espacio cerrado (VF_{sesp} según denomina el software de cuantificación de riesgos), cuyas unidades vienen dadas en $(\text{mg}/\text{m}^3\text{-aire})/(\text{mg}/\text{kg}\text{-suelo})$. Consecuentemente, se necesita conocer cuál es la definición de este factor y cuáles son las variables implicadas en su determinación.

Por definición, se dice que este factor es la razón en estado estacionario entre la concentración de un compuesto químico predicha en el aire ambiental y la concentración en el subsuelo subyacente. Este factor de volatilización del suelo hacia un espacio cerrado incluye dos elementos de transferencia a través de las matrices: i) el flujo del vapor orgánico desde la masa del suelo subyacente a través del piso del edificio, y ii) la mezcla de los vapores del suelo con el aire interior (RBCA, 2009).

Para la modelización de la exposición a aire interior y por tanto el cálculo del VF_{sesp} se han de introducir las propiedades físicas y las dimensiones del inmueble mediante los siguientes parámetros que rigen el modelo:

- *Razón volumen/área de la edificación:* Divide el volumen interior de la estructura cerrada entre la suma del área de los pisos y paredes (por ejemplo, en un sótano), a través de la cual se supone que migran los vapores.
- *Área de solera:* Área total combinada de pisos y paredes a través de la cual se supone que migran los vapores.

- *Perímetro de la solera*: Longitud total de las uniones entre piso/pared y pared/pared que están adyacentes al área donde se supone que migran los vapores.
- *Tasa de intercambio del aire del edificio*: Tasa a la cual el aire exterior reemplaza el aire interior en un espacio determinado.
- *Profundidad al fondo de la solera*: La distancia vertical en el suelo desde el fondo de la placa del piso de la solera o del sótano hasta la superficie del terreno.
- *Flujo de aire por convección a través de grietas*: Tasa del flujo del aire a través de la placa del sótano.
- *Espesor de la solera*: Espesor de pisos y paredes a través de la cual se supone que migran los vapores.
- *Fracción agrietada de la solera*: Cantidad fraccional de grietas y agujeros que hay en los cimientos.
- *Contenido volumétrico del agua en las grietas*: Cantidad fraccional de agua atrapada en las grietas llenas de suelo.
- *Contenido volumétrico del aire en las grietas*: Cantidad fraccional de aire atrapado en las grietas llenas de suelo.
- *Presión diferencial entre el interior y el exterior*: Diferencial de la presión de aire entre el aire interior y exterior (es sólo un valor positivo) que indica el flujo convectivo de aire que circula hacia el espacio interior.

En la Tabla V.17 se presentan los parámetros que se han utilizado para la modelización de la exposición a aire interior.

Tabla V.17. Parámetros del modelo de aire interior.

Razón volumen/área de la edificación	4 m
Área de solera	295 m ²
Perímetro de la solera	70 m
Tasa de intercambio del aire del edificio	2,3 E-4 1/s
Profundidad al fondo de la solera	0,15 m
Flujo de aire por convección a través de grietas	0 m ³ /s
Espesor de la solera	0,25 m
Fracción agrietada de la solera	0,001
Contenido volumétrico del agua en las grietas	0,12
Contenido volumétrico del aire en las grietas	0,26
Presión diferencial entre el interior y el exterior	0 g/cm/s ²

Atendiendo a la compartimentación interior de la nave, en el peor de los escenarios se podría considerar que, aunque toda la nave por su proximidad al foco es susceptible de sufrir una exposición por inhalación vapores en interior. Esta situación dependerá de la

conexión que tengan los huecos en los que se desarrollan los trabajos de interior. De este modo, el compartimento más desfavorable es en el que se encuentra el depósito enterrado de combustible, que además carece de conexión y ventilación con huecos adyacentes. En la Figura V.10 se presenta el hueco interior en el que se encuentra el mencionado depósito.



**Figura V.10. Fotografía del hueco interior en el que se encuentra un depósito enterrado.
Localización más desfavorable para exposición a aire interior**

Se han modificado los parámetros que dependen del tamaño y condiciones de la nave o hueco sobre el que se modeliza la exposición a aire interior ajustándose a las condiciones más y menos desfavorables, siendo la más desfavorable la que coincide con las características de la estancia que se muestra en la figura anterior. Concretamente se ha realizado una modificación de las siguientes seis variables: ratio volumen/superficie (V/S) de la edificación, superficie de solera, perímetro de la solera, profundidad al fondo de la solera, espesor de la solera, fracción agrietada de la solera.

Con la finalidad de llevar a cabo sobre los anteriores parámetros un análisis de la sensibilidad sobre el resultado final, se ha variado el valor asignado para el parámetro

considerado, adoptando las opciones más y/o menos conservadoras que razonablemente puedan darse, dejando constantes el resto, y registrando los valores finales de riesgo que se obtienen en cada opción y los porcentajes de incremento o disminución respecto al riesgo determinado en el análisis realizado.

Ratio volumen/área de la edificación (v/s):

Esta relación es usada habitualmente en el diseño de edificaciones como una métrica de la compacidad de la estructura. Así, a mayores valores de la ratio existe una mayor compacidad del edificio teniendo en cuenta el mismo volumen; es decir, refleja la variación de la compacidad con la forma de la edificación (Figura V.11).

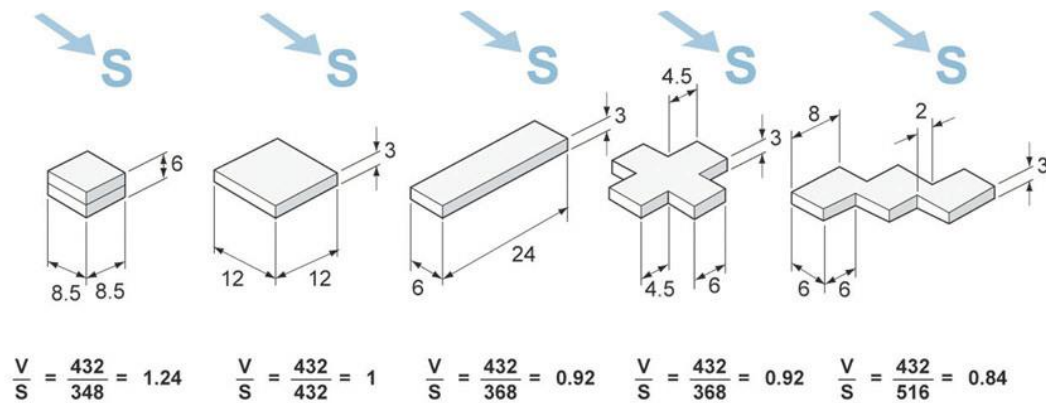


Figura V.11. Variación de la compacidad de un edificio con la forma de la estructura. Tomado de Gratia y De Herde 2003

En el caso que nos ocupa, el parámetro del análisis inicial se fija en un valor de R=4 m, teniendo en cuenta una superficie de 295 m² y una altura media del interior de la nave de unos 4 m. Los valores más y menos desfavorables que razonablemente se pueden utilizar se corresponderían con los siguientes:

$$R_{max} = \frac{V}{S} = \frac{12\,000\,m^3}{2400\,m^2} = 5\,m$$

$$R_{min} = \frac{V}{S} = \frac{80\,m^3}{40\,m^2} = 2\,m$$

Donde el R_{max} resulta de la consideración de todo el complejo de naves que están unidas y que tienen una superficie de 12 000 m² con una altura libre interior máxima de 5 m.

Para el R_{min} se han considerado las dimensiones del hueco de Figura V.10

Tabla V.18. Resultados de la línea base de riesgos en función de la ratio V/A. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.

Ratio	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
4	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
5	1,30E-08	1,30E-08	1,00E-05	3,00E-01	7,50E-01	1,00E+00
3	2,10E-08	2,10E-08	1,00E-05	5,00E-01	1,30E+00	1,00E+00
2	3,20E-08	3,20E-08	1,00E-05	7,40E-01	1,90E+00	1,00E+00

En la tabla anterior (Tabla V.18) se observa que esta variable tiene una influencia muy alta la línea base de riesgos calculada. A menor ratio V/S, es decir, a mayor compacidad de la edificación, los riesgos aumentan significativamente. De tal manera que ratios por debajo del planteado inicialmente suponen que se superen los límites de riesgo para el riesgo acumulado por efectos tóxicos. En la Figura V.12 y Figura V.13 se presentan gráficamente los valores del riesgo acumulado para efectos cancerígenos y efectos tóxicos respectivamente.

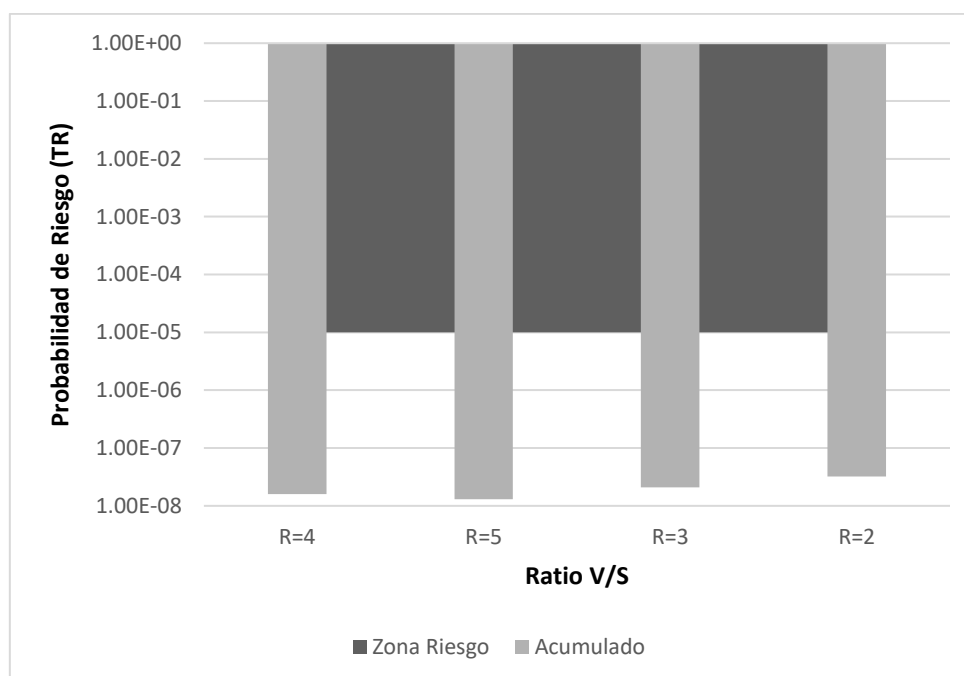


Figura V.12. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función de la ratio volumen/superficie de edificación. Los valores dentro de la zona de riesgo, superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$.

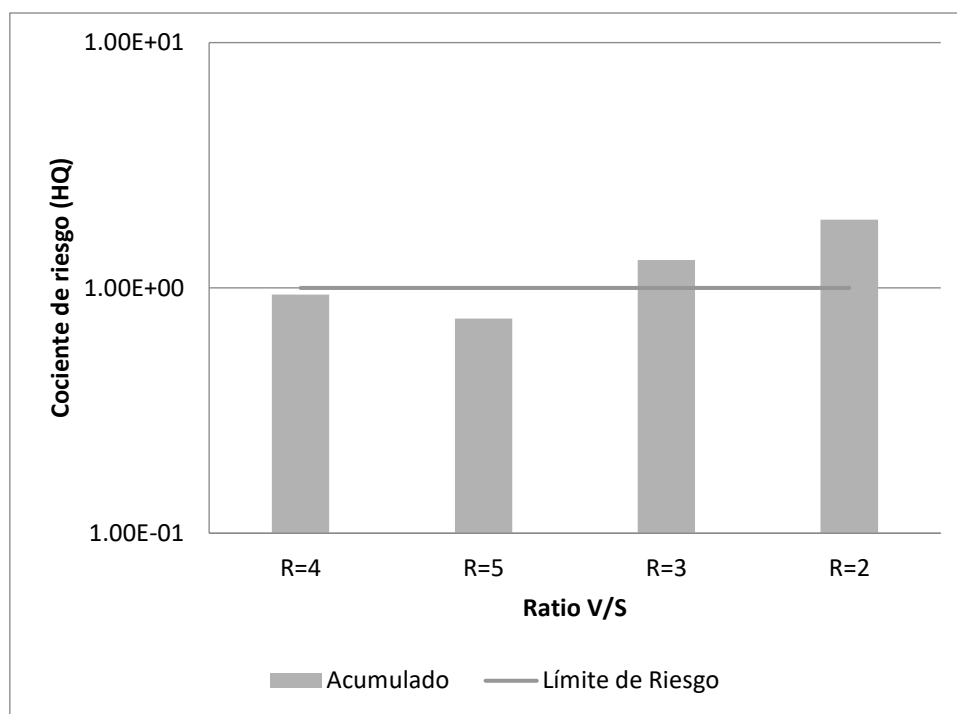


Figura V.13. Resultado de los riesgos acumulados para efectos tóxicos en función de la ratio volumen/superficie de edificación. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.

En la Tabla V.19 se presentan los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados respecto a la línea base de riesgos calculada inicialmente con una relación V/S de 4. Se observa un incremento muy notable del riesgo cuando se disminuye en a la mitad la ratio de compacidad, pasando de 4 a 2. Esto provoca que los riesgos se dupliquen prácticamente tanto para los riesgos con efectos cancerígenos como con efectos tóxicos. De otro modo, el incremento de la ratio a 5 no traslada al resultado de riesgos una disminución tan acusada como sucede en el sentido contrario ya que únicamente descienden los riesgos en el entorno de un 20 % de valor inicial.

Tabla V.19. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados en función de la ratio volumen/superficie de edificación.

Ratio	Riesgos con efectos cancerígenos		Riesgos con efectos tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
5	-18,75%	-18,75%	-18,92%	-20,21%
3	131,25%	131,25%	135,14%	138,30%
2	200,00%	200,00%	200,00%	202,13%

Superficie de solera, perímetro solera, profundidad al fondo de la solera:

La modificación de estas variables se ha realizado de manera análoga al apartado anterior, considerando los extremos más y menos desfavorables. Para el área de la solera en el escenario más desfavorable se han considerado 40 m² que corresponden con las dimensiones de la estancia en la que se encuentra el depósito ya mencionado. Por otro lado, considerado todo el complejo de naves unidas, se ha considerado un área de solera de 2.400 m², que es a lo que equivale toda la superficie de dicho complejo.

Para el perímetro de la solera los valores en los casos más y menos desfavorables que se han utilizado corresponden con 25 y 250 m respectivamente, siendo estos los parámetros correspondientes con las estancias definidas con anteriormente.

Respecto a los valores considerados para la profundidad al fondo de la solera, se incrementó dicha profundidad, doblando en cada una de las modificaciones, el valor de la profundidad desde 0,15 m hasta 0,6 m como valor máximo.

En las Tabla V.20 y

Tabla V.21 se presentan los resultados obtenidos con la modificación de las variables mencionadas. Como se puede apreciar, estas variables no tienen ninguna incidencia en el cálculo de la línea base de riesgos, por lo que no serían parámetros críticos a tener en cuenta en este caso.

Tabla V.20. Resultados de la línea base de riesgos en función del área de la solera.

(m ²)	Riesgos con efectos cancerígenos			Riesgos con efectos tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
295	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
2400	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
40	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00

Tabla V.21. Resultados de la línea base de riesgos en función del perímetro de la solera.

(m)	Riesgos con efectos cancerígenos			Riesgos con efectos tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
70	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
250	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
25	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00

Tabla V.22. Resultados de la línea base de riesgos en función de la profundidad al fondo de la solera.

Prof. (m)	Riesgos con efectos cancerígenos			Riesgos con efectos tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
0,15	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
0,3	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
0,6	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00

Espesor de la solera:

Según el CTE (2006) el espesor mínimo de una solera de asiento ha de ser de 10 cm, por lo que este sería el espesor a tener en cuenta en el lado más desfavorable de las opciones de construcción que se podrían suceder. A mayores espesores no existen limitaciones ya que el espesor irá a concordancia con las cargas para las que se ha diseñado dicha solera. Se han analizado como métricas habituales para espesor de solera valores de 0,4 y 0,5 m. En la Tabla V.23 se presentan los resultados de la línea base de riesgos en función del espesor de la solera de la edificación. En él se puede observar que una modificación en esta variable tiene un impacto significativo en la valoración de riesgos. Al disminuir el espesor de la solera aumenta la capacidad de penetración de los vapores contaminantes modelizados mediante cálculos de intrusión de vapor según el modelo de Johnson, P. C., y R. A. Ettinger. (1991). De manera que, con un espesor de solera de 10 cm igual al mínimo permitido por normativa, se superaría el límite de riesgo para efectos tóxicos teniendo en cuenta el riesgo acumulado.

Tabla V.23. Resultados de la línea base de riesgos en función del espesor de la solera de la edificación. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.

Espesor solera (m)	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
0,25	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
0,10	3,90E-08	3,90E-08	1,00E-05	9,20E-01	2,30E+00	1,00E+00
0,4	9,90E-09	9,90E-09	1,00E-05	2,30E-01	5,90E-01	1,00E+00
0,5	7,90E-09	7,90E-09	1,00E-05	1,90E-01	4,70E-01	1,00E+00

Los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos se presentan en la Tabla V.24 donde la disminución del espesor de solera de 0,25 m a 0,10 m supone un incremento de más del 200% lo que supone unos valores de riesgos por encima del doble de los

calculados inicialmente. Sin embargo, con espesores de solera de 0,4 y 0,5 m se observan unos descensos del riesgo en el entorno del 40 y 50% respectivamente.

Tabla V.24. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados en función del espesor de la solera.

Espesor (m)	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
0,10	243,75	243,75	248,65	244,68
0,4	-38,13	-38,13	-37,84	-37,23
0,5	-50,63	-50,63	-48,65	-48,65

En la Figura V.14 y Figura V.15 se presentan los riesgos acumulados para los efectos cancerígenos y efectos tóxicos. En este último caso se puede apreciar con claridad como a menor espesor de solera los riesgos aumentan superando el límite normativo.

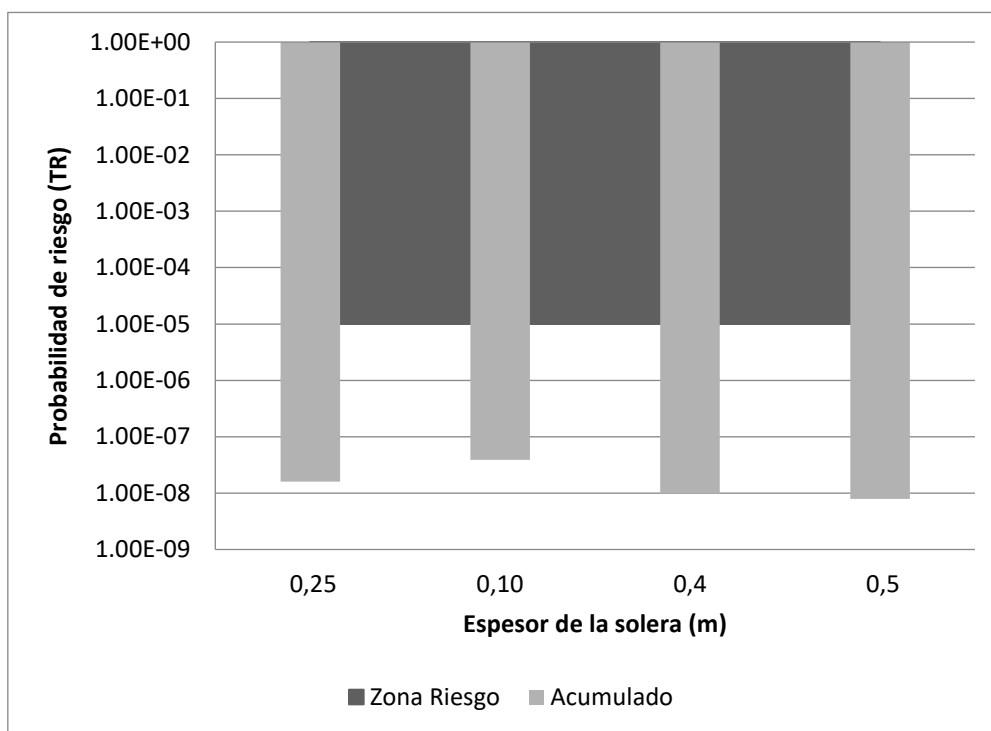


Figura V.14. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función del espesor de la solera. Los valores fuera de la zona de riesgo, no superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$.

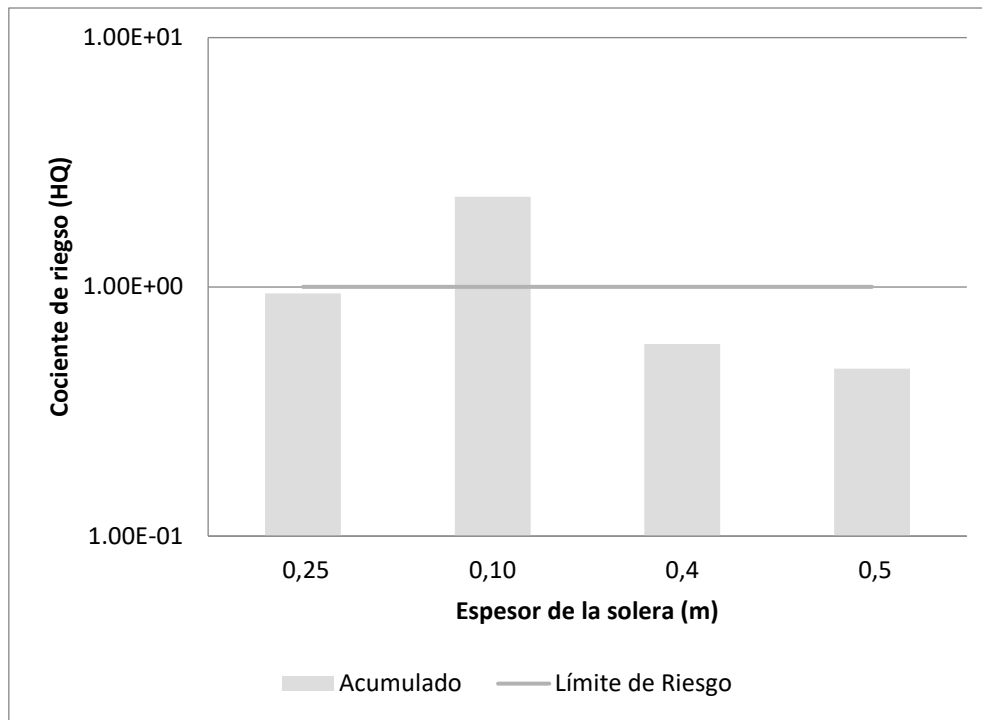


Figura V.15. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función del espesor de la solera. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.

Ratio de fracturas de la solera.

El valor por defecto del programa es $0,001 \text{ cm}^2/\text{cm}^2$ suponiendo que el estado de las soleras es bueno. Sin embargo, existe literatura respecto a este tipo de ratio en el que habla de unos valores más conservadores. Por un lado, está el valor de $0,005 \text{ cm}^2/\text{cm}^2$ dado por Johnson (2002) en un estudio sobre los valores críticos del modelo Johnson-Ettinger y por otro se encuentra el valor de $0,00056 \text{ cm}^2/\text{cm}^2$ propuesto por Sager et al. (1997). Independientemente de lo anterior, parece que sí existe consenso en no admitir como válido el valor que propone la ASTM en primera estancia con valor de $0,01 \text{ cm}^2/\text{cm}^2$. Esto es ya que créense estima que podría llegar a ser inestable estructuralmente una solera que presentase tal ratio de fracturas.

En la Tabla V.25 se presentan los resultados de la línea base de riesgos en función del ratio de fracturas de la solera. Se observa que para el valor más conservador propuesto por Johnson aumentan de modo muy significativo los riesgos, superándose el límite normativo para riesgos con efectos tóxicos tanto para compuestos individuales como para el riesgo acumulado. Concretamente, los compuestos que mayor riesgo generan

de modo individual corresponden a las fracciones de compuestos alifáticos con cadenas de carbono de C₁₀ a C₁₂.

Tabla V.25. Resultados de la línea base de riesgos en función de la ratio de fracturas de la solera. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.

Ratio fracturas (η)	Cancerígeno			Tóxico		Límite de Riesgo
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	
0,001	1,60E-08	1,60E-08	1,00E-05	3,70E-01	9,40E-01	1,00E+00
0,005	7,70E-08	7,70E-08	1,00E-05	1,80E+00	4,60E+00	1,00E+00
0,00056	8,90E-09	8,90E-09	1,00E-05	2,10E-01	5,30E-01	1,00E+00

En la Tabla V.26 se presentan los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados en relación al ratio de fracturas establecido por defecto. Los riesgos asociados a un valor de ratio conservador incrementan en casi un 500 % la cuantificación de riesgos inicial. En cambio, si se tiene en cuenta la modificación propuesta por Sager et al. (1997) los riesgos descienden en el entorno del 45 %.

Tabla V.26. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados de la ratio de fracturas de la solera.

Ratio fracturas (η)	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
0,005	481,25	481,25	486,49	489,36
0,00056	-44,38	-44,38	-43,24	-43,62

A continuación, se presentan gráficamente los valores de los riesgos acumulativos (Figura V.16 y Figura V.17), tanto con efectos cancerígenos como con efectos tóxicos. Se aprecia claramente cómo a menor cantidad de fracturas y por lo tanto menor ratio, los riesgos disminuyen. En cambio, a mayor cantidad de fracturas, mayor facilidad para que migren los vapores contaminantes y en consecuencia, los riesgos aumentan de una forma muy importante.

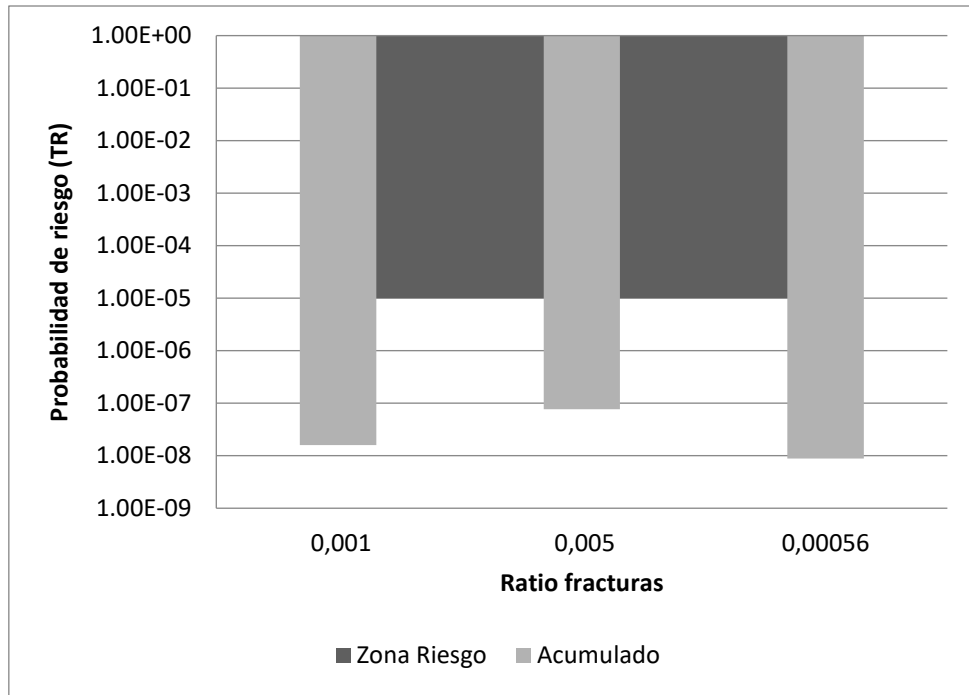


Figura V.16. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función de la ratio de fracturas de la solera. Los valores fuera de la zona de riesgo, no superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$.

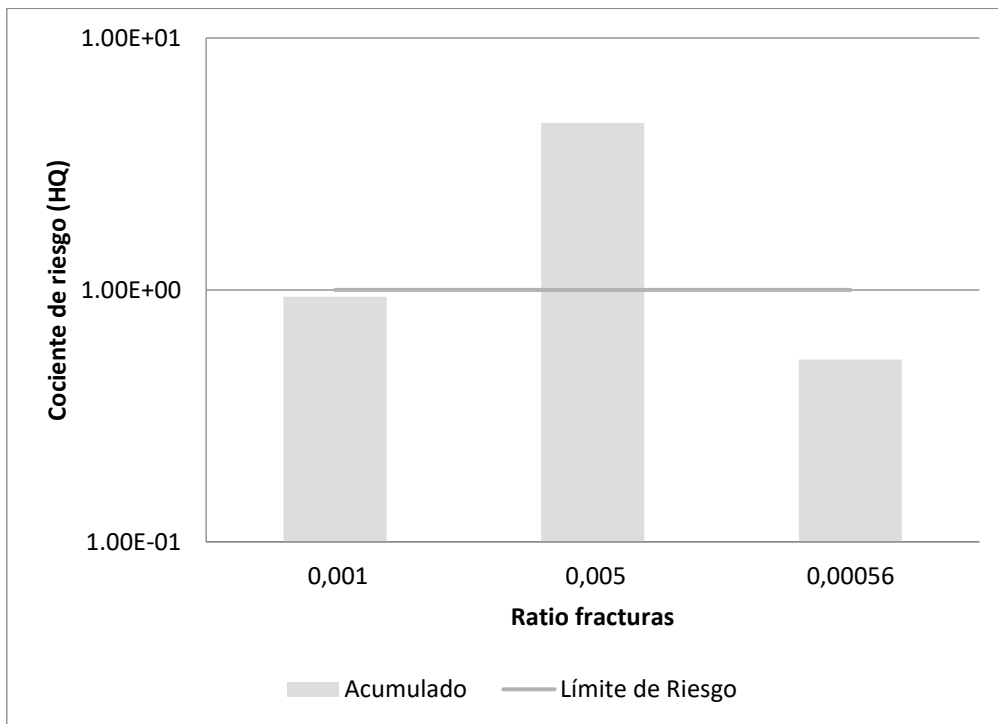


Figura V.17. Resultado de los riesgos acumulados para efectos tóxicos en función de la ratio de fracturas de la solera. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.

V.3.2.4. Conclusiones análisis de sensibilidad

Las variables referidas a las características y geometría del espacio sobre el que se analizan los riesgos a exposición a aire interior tienen un comportamiento diferenciado de las variables que no suponen ninguna variación en los resultados de riesgos y las que tienen una influencia significativa en estos cálculos. De manera que de las 6 variables estudiadas, únicamente tres son las que su modificación supone un cambio en la evaluación de riesgos. Concretamente, las variables que tienen dicha influencia en el cálculo final corresponden a la ratio de fracturas y el espesor de la solera y la ratio volumen/superficie que mide la compacidad de la edificación. En la Tabla V.27 se presentan las variables anteriores ordenadas en relación a mayor a menor influencia en la variación del resultado, de manera que la variable más crítica en este caso sería el ratio de fracturas de la solera, cuyo valor más conservador supone un incremento de casi el 500 % del resultado de riesgos inicial.

Tabla V.27. Variación del resultado de riesgos por las variables más críticas ordenados en función de mayor a menor peso

	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
$\eta = 0,005$	481,25	481,25	486,49	489,36
D = 0,10	243,75	243,75	248,65	244,68
R=2	200,00	200,00	200,00	202,13
R=3	131,25	131,25	135,14	138,30
R=5	-18,75	-18,75	-18,92	-20,21
D = 0,4	-38,13	-38,13	-37,84	-37,23
$\eta = 0,00056$	-44,38	-44,38	-43,24	-43,62
D = 0,5	-50,63	-50,63	-48,65	-48,65

Resulta lógico pensar que los parámetros que tienen relación directa con la capacidad de penetración e intrusión de vapores en una estancia sean las variables más críticas. En este caso hablamos primero de la ratio de fracturas, donde vemos que a mayor número de fracturas mayor posibilidad de migración de los contaminantes por las mismas y por otro lado del espesor de la solera, que es en definitiva la barrera que se ha de atravesar. Una vez consideradas estas variables, la compacidad del hueco analizado sería la siguiente variable en importancia, toda vez que se relaciona con el espacio y la

distribución de han de seguir los vapores contaminantes una vez han logrado atravesar la solera y acceder a la localización final donde se analiza la exposición.

V.3.3. INDUSTRIA ABANDONADA AFECTADA POR CONTAMINACIÓN ORGÁNICA E INORGÁNICA

El área de estudio es un emplazamiento industrial abandonado en el sur de España en la Comunidad Autónoma de Andalucía. La existencia de diversos estudios previos de caracterización facilitó la localización de varias plumas de afección por contaminantes orgánicos e inorgánicos. Además, un análisis cuantitativo de riesgos realizado en 2008 permite realizar, de forma análoga a los anteriores casos de estudio, una valoración de sus incertidumbres asociadas y su posterior análisis de sensibilidad.

Por tanto, en su momento, siguiendo las indicaciones del RD9/2005 se realizó un ACR para la protección de la salud humana, considerando aquellos contaminantes que se detectaron en concentraciones superiores a las establecidas en la normativa de referencia. Es decir, aquellos cuyos niveles son superiores al NGR correspondiente.

Como en anteriores ocasiones la herramienta de apoyo que se utilizó para llevar a cabo la ACR fue el software RBCA Tool Kit for Chemical Releases V.1.3b, basado en la norma ASTM PS-104 Standard Provisional Guide for Risk Based Corrective Action (ASTM, 1998).

En relación a la caracterización del emplazamiento y las concentraciones representativas, el análisis se realiza sobre una superficie irregular de unas 33 ha, sobre la que se situaban las instalaciones de una fábrica de amoníaco y otros abonos. En la zona noreste del emplazamiento (denominada como zona de tanques y antorcha) se situaban dos tanques grandes tanques aéreos, uno de nafta y otro de fuel., Mientras que en la parte baja de la parcela se ubicaban el ferrocarril y las balsas de decantación, cubiertas ambas por materiales de relleno en la actualidad. En la explanada central de la parcela, se situaba la zona de producción y la zona de almacenes. Actualmente todas las estructuras están demolidas a nivel del suelo, permaneciendo únicamente las cimentaciones de la antigua planta, así como soleras y viales. No obstante, se conserva la práctica totalidad de las antiguas infraestructuras subterráneas.

No se tiene constancia de la existencia de pozos para captación de agua subterránea en la zona de estudio ni en sus inmediaciones, y el cauce superficial más próximo es el que circula unos 1 500 m al sur de la parcela.

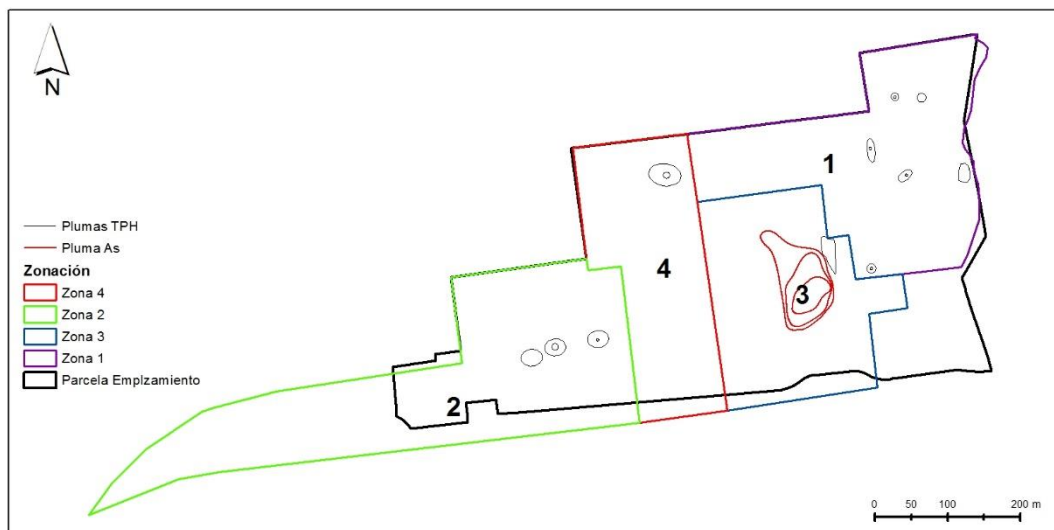


Figura V.18. Localización de zonas afectadas por plumas de As y TPH. Delimitación del emplazamiento para su estudio en función de usos que se desarrollaban en cada zona.

Se detectaron diferentes zonas afectadas, tanto en los suelos como en las aguas subterráneas, cuyos contaminantes considerados en el ACR fueron los que superaron en suelos los valores NGR del RD 9/2005 o los NGR de la Comunidad de Madrid para metales pesados y otros elementos traza, junto con los que superaron en aguas los niveles establecidos en la normativa de los Países Bajos (RIVM. 2001) que se tomó como referencia.

En relación a los medios afectados, los materiales predominantes son los materiales terciarios de carácter limo-, con intercalaciones de tramos arenosos. Por lo que se ha empleado esta litología como suelo tipo para la cual se tomaron los valores por defecto que figuran la base de datos del software RBCA para su caracterización.

Desde el punto de vista hidrogeológico, los terrenos están ubicados sobre el borde de un sistema detrítico que actúa como gran acuífero, situándose a unos 500 m aguas arriba del mismo. El agua subterránea en la parcela se localiza en los niveles arenosos intercalados entre los tramos limosos-arcillosos que aparecen de modo generalizado en toda la zona, y conforman un acuífero de carácter semiconfinado, siendo el grado de permeabilidad de esta formación muy baja, lo que favorece en principio la escasa movilización de los contaminantes. El nivel freático se sitúa entre 3,64 m y 5,62 m de profundidad y el sentido de flujo principal es hacia el suroeste. En una de las zonas se

comprobó que las aguas subterráneas están confinadas y presentan una cota unos 10 m más elevada que la registrada en la zona (3). En el establecimiento del modelo conceptual, se seleccionó como profundidad del nivel freático el valor más superficial medido en la zona, por ser esta una asunción conservadora.

La extensión de la contaminación es importante en prácticamente todas las zonas de la parcela de estudio, si bien esta es especialmente importante en un área de unos 10 000 m² de la zona (3), y en un área de unos 15 000 m² de la zona (1). Aplicando un criterio conservador, se consideraron los valores anteriores como superficies potencialmente afectadas de las zonas a evaluar, con una potencia de suelo contaminado de 5 m a la profundidad, que es la profundidad máxima a la que se encuentra afectación.

A continuación, se indican los CDI compuestos de interés considerados, junto con el medio y la zona en la que se han detectado:

- Zona (1): TPH (suma), en suelos, y As, Ba, Co, Ni y Benceno (en aguas).
- Zona (2): PCBs en suelos.
- Zona (3): Sb, As y TPH (suma), en suelos, y As, Ba, Cr, Hg, Xilenos (suma), PAH, tetracloroetileno, y TPHs (volátiles) y TPHs (suma) en aguas.
- Zona (4): As en suelos.

Se utilizaron como concentraciones representativas las máximas detectadas. Además, ante el desconocimiento de la forma química en la que se encuentra el Cr en el emplazamiento, se supuso que se encuentra tanto en forma de Cr (III), como en forma de Cr (VI). Lo que de facto supone duplicar la concentración de Cr.

Por otro lado, las concentraciones máximas de TPHs (suma) detectadas, tanto en suelos como en aguas subterráneas, y los resultados presentados por el laboratorio necesitan una adecuación a los grupos de cadenas que aparecen en el RBCA Tool Kit.

Por lo que se hizo necesario establecer una correspondencia entre ambas distribuciones. De modo conservador, se consideró que la concentración de los grupos C₅-C₆ y C₆-C₈ es igual a la concentración determinada por el laboratorio para la cadena C₅-C₈ y que la concentración de los grupos C₁₀-C₁₂ y C₁₂-C₁₆ era igual a la concentración determinada por el laboratorio para la cadena C₁₀-C₁₆. La concentración de la fracción C₁₆-C₂₁ se asimiló a

la concentración de la fracción C₁₆-C₂₂ y la concentración de la fracción C₂₁-C₄₀ se calculó como la suma de las concentraciones de las fracciones C₂₂-C₃₀ y C₃₀-C₄₀.

Respecto a la separación por compuestos alifáticos-aromáticos, se consideró, en base a los resultados analíticos, que los hidrocarburos que se detectaron en el emplazamiento se asimilaban en composición a un fuel-oil de destilación media empleado en calderas industriales. Un producto de estas características, suele presentar una concentración del 73 de compuestos alifáticos, frente al 27 % de compuestos aromáticos, de acuerdo con los datos expuestos para el documento de TPHCWG (1998b).

Toxicidad de los CDI

En relación a la toxicidad de los contaminantes, cuya evaluación toxicológica tiene por objeto caracterizar cuantitativamente la potencia tóxica de los CDI considerados, mediante la identificación del riesgo y el análisis dosis-respuesta. Los datos de las propiedades físico-químicas y toxicológicas de los CDI fueron los que se incluyen en las bases de datos propias del software.

Escenarios

En el futuro, y según se establece en el Plan General de Ordenación Urbana correspondiente, está previsto un cambio de uso de la zona, que pasaría de zona industrial a zona residencial (viviendas), recreativa (parques y jardines) y de servicios, dependiendo de la ordenación propuesta.

Desde el punto de vista de las zonas a evaluar, se han definido dos escenarios:

Escenario I: se definió para evaluar simultáneamente la exposición de los receptores a los contaminantes detectados en la zona (3), zona (4) y zona (2). Los contaminantes detectados son, principalmente, As (en suelos y aguas en la zona de producción y solamente en suelos en la zona de almacenes), TPHs (en suelos y aguas en la zona de producción) y PCBs (solo presentes en los suelos de la última zona).

Escenario II: se definió para evaluar la exposición de los receptores a los contaminantes detectados en la zona (1), principalmente, TPHs en suelos.

Para cada uno de estos dos escenarios, definidos en función de las zonas a evaluar, se consideraron tres tipos de receptores, en función de los usos previstos:

- Obreros de la construcción.
- Residentes⁸ durante el uso privado de sus propiedades.
- Residentes durante el uso recreativo de zonas comunes (parques y jardines).

No se consideraron como receptores potenciales los trabajadores de los locales comerciales, porque estos se encuentran expuestos durante menos tiempo que los receptores residenciales, y por tanto no constituyen el individuo razonablemente más expuesto (RME).

Exposición

Considerando el futuro uso residencial, se identificaron como principales receptores sensibles *on-site* a los residentes de las viviendas que hipotéticamente se encontrarían en las zonas afectadas, tanto durante el uso privado de sus propiedades, como de las zonas comunes (jardines y áreas de recreo).

Por otro lado, también es necesario identificar como receptores potenciales sensibles *on-site* a los trabajadores de la construcción que lleven a cabo las labores de movimiento de tierras durante la urbanización de la parcela. Esto es así, debido a las características específicas de este tipo de trabajos, con dosis de exposición por contacto directo con los medios afectados muy elevadas.

No se consideraron receptores potenciales fuera del emplazamiento (receptores *off-site*), debido a que no existen zonas residenciales o comerciales anexas al emplazamiento, y se desestimó el transporte de contaminantes por las aguas subterráneas, al encontrarse estas semiconfinadas en un acuífero de baja permeabilidad que favorece la escasa movilización de los contaminantes.

En la Figura V.19 se muestran las vías de exposición y mecanismos de transporte considerados en cada uno de los escenarios, en función de los receptores considerados.

⁸ Como residentes se han considerado tanto los niños como los adultos.

CAPÍTULO V. EVALUACIÓN DE LA INCERTIUMBRE EN LA CUANTIFICACIÓN DE RIESGOS A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

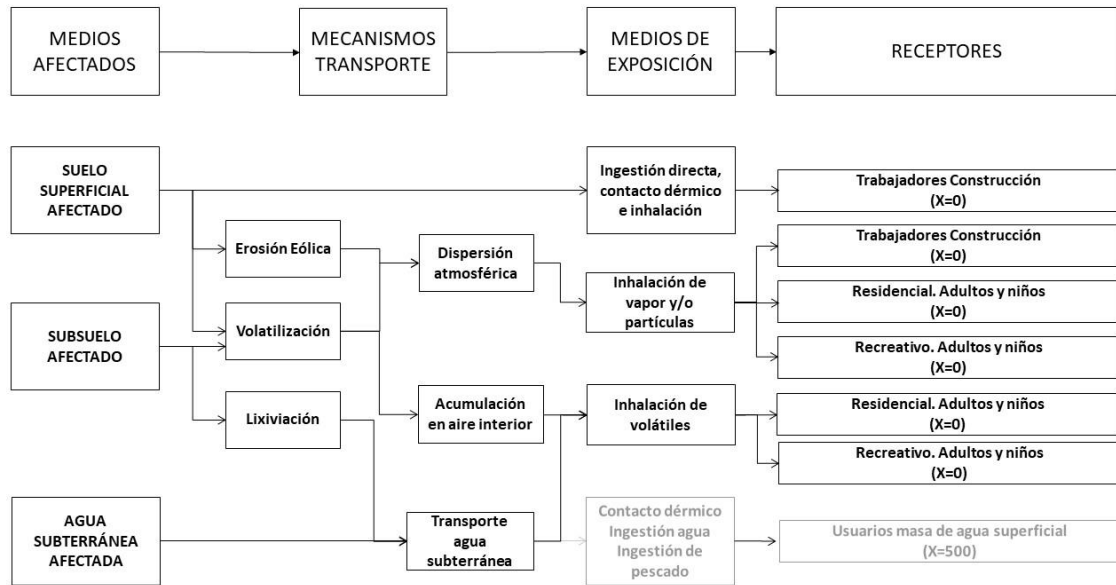


Figura V.19. Modelo conceptual del emplazamiento con las vías de exposición y mecanismos de transporte considerados en cada uno de los escenarios, en función de los receptores considerados.

En ningún caso se contempló la posibilidad de exposición directa al agua subterránea. No obstante, debido a las altas concentraciones de As detectadas en el agua subterránea, cualquier uso que se haga de la misma (riego, baño, consumo, etc.) presentará un riesgo inaceptable para la salud humana. La máxima concentración detectada supera en varios órdenes de magnitud los estándares de calidad para el agua potable establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006), así como los estándares de calidad para las aguas subterráneas establecidos por la normativa de los Países Bajos (RIVM, 2001).

V.3.3.1. Resultados de la cuantificación de riesgos

En la zona (3) y zona (4) existe riesgo por ingestión accidental de suelo contaminado con As. Este riesgo es tanto cancerígeno como no cancerígeno y está presente para 3 de los escenarios de uso considerados: construcción, residencial y recreativo.

En la zona (2) se ha detectado riesgo por inhalación de volátiles procedentes del suelo contaminado con PCBs. Este riesgo es de tipo cancerígeno y está presente en dos de los escenarios de uso considerados: residencial y recreativo.

En la zona (1) se ha detectado riesgo por contacto directo con suelo contaminado con TPH. En este caso el riesgo es de tipo no cancerígeno y está presente para los escenarios de uso residencial y construcción.

Los resultados y conclusiones que se obtuvieron en ese ACR solo son válidos para las hipótesis consideradas y los parámetros de entrada empleados. Los resultados cuantitativos de los riesgos detectados se presentan más adelante, ya que serán necesarios para establecer las pertinentes comparativas con las modificaciones que implique el análisis de sensibilidad que se llevará a cabo.

V.3.3.2. Análisis de la incertidumbre

A efectos prácticos, normalmente si un ACR se realiza de un modo conservador, el análisis de incertidumbre solo es necesario en caso de detectarse riesgo, con el fin de valorar si este ha sido sobreestimado y si es necesario revisar la evaluación. En efecto, bajo el planteamiento de las hipótesis más desfavorables, las decisiones que se tomen con base en los resultados de riesgos garantizarán la protección de la salud de los RME.

Los parámetros que contribuyen en mayor grado a la incertidumbre de los resultados son los relacionados vía que mayor riesgo implica en el emplazamiento. Es decir, en el caso que nos ocupa por la exposición directa a suelo contaminado.

Además de la propia variación de los parámetros seleccionados la evolución de los contaminantes a lo largo del tiempo constituye un factor importante a la hora de evaluar la incertidumbre de un ACR. Por este motivo se llevó a cabo un estudio complementario

con el fin de reducir las incertidumbres existentes al respecto de los niveles de contaminación, habida cuenta de que el último estudio realizado databa del año 2008.

Se planteó para las zonas más afectadas un estudio de evaluación de la biodisponibilidad de los contaminantes, en concreto del suelo y subsuelo afectado por As y de las áreas afectadas por hidrocarburos (TPH).

En relación a la afección por As, se han realizado análisis con diversos objetivos, de los cuales los más importantes para el desarrollo de un análisis cuantitativo de riesgos son los relacionados con el análisis multielemental (paquete 8 metales y metaloides) y la evaluación de fracciones disponibles y su toxicidad mediante extracción secuencial de cinco fracciones mediante el método de Tessier (1979) y la especiación de As (As (III), As (V)).

Respecto a los contaminantes orgánicos se realizó el fraccionamiento por cadenas de hidrocarburos con separación de alifáticos/aromáticos, además de los hidrocarburos monoaromáticos (BTEXs), aromáticos policíclicos (PAHs) y otros orgánicos volátiles como MTBE y ETBE. Igualmente se realizó un estudio cualitativo para este tipo de contaminantes por GC-MS (cromatografía de gases con espectrometría de masas), previo fraccionamiento en saturados, aromáticos, resinas y asfaltenos.

Para todas las muestras se realiza un análisis de contaminantes orgánicos e inorgánicos a modo de caracterización inicial básica mediante laboratorio externo acreditado.

Además, se realiza un análisis cualitativo para evaluar la afección por hidrocarburos y otros análisis complementarios para As.

V.3.3.2.1. Incertidumbre asociada a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes

El emplazamiento presenta una afección multicomponente con una zonificación clara a priori para los contaminantes orgánicos e inorgánicos. En las Figura V.20, Figura V.21 y Figura V.22 se aprecia claramente las dos plumas de contaminación más importantes que han sido tratadas de manera individualizada.

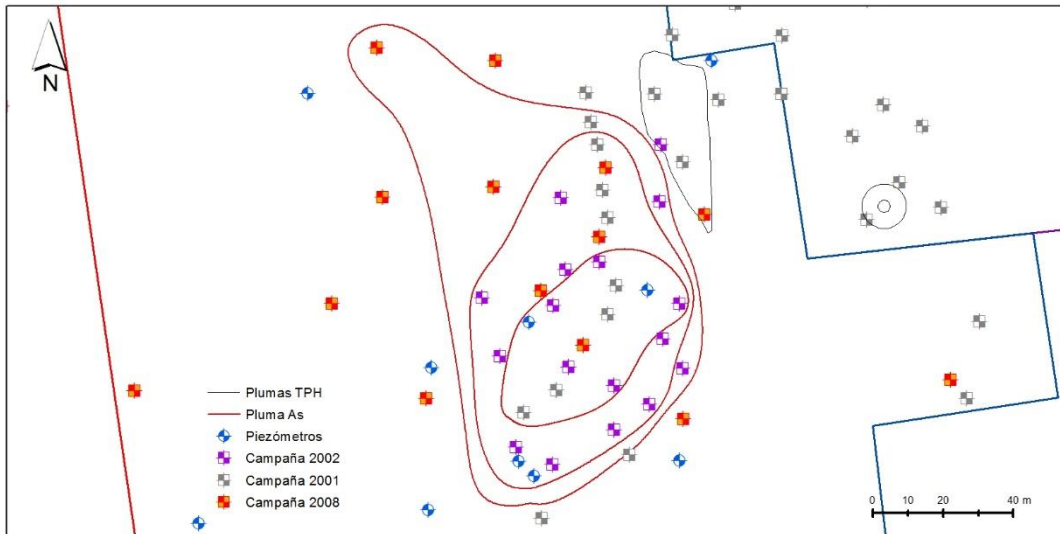


Figura V.20. Localización plumas de TPH y puntos de muestreo campañas anteriores.



Figura V.21. Localización plumas de TPH y puntos de muestreo campañas anteriores.

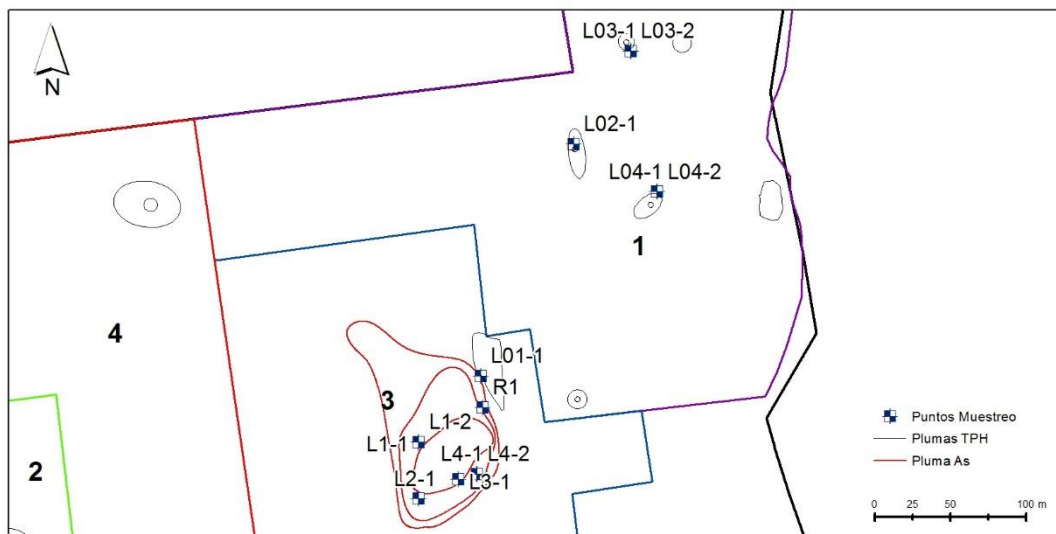


Figura V.22. Localización de muestras en la campaña complementaria hecha en la investigación correspondiente a esta tesis doctoral.

Para los contaminantes inorgánicos se presenta en la Tabla V.28 se muestran los resultados obtenidos para las muestras recogidas en la última campaña en el marco del estudio complementario mencionado con anterioridad.

Tabla V.28. Resultados del análisis cuantitativo de contaminantes inorgánicos En negrita los valores que superan los valores de NGR para el uso industrial⁹

	L1-1	L1-2	L2-1	L01-1	L02-1	L3-1	L4-2	L4-1	L03-1	L04-1
Elemento	mg/kg									
As	190	27	1600	24	1600	340	1200	930	17	36
Cd	0,51	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Cu	26	16	28	110	44	18	12	18	21	590
Cr (T)	30	29	35	21	32	31	20	17	26	73
Hg	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Ni	56	25	40	26	37	27	21	21	33	100
Pb	28	<10	36	25	18	15	<10	36	17	200
Zn	83	39	63	180	64	41	23	43	80	760

Se comprobó que el único elemento problemático era el As, como era presumible, no obstante, se encontraron concentraciones altas también de este elemento en el entorno de una muestra correspondiente a una zona en la que hasta la fecha únicamente se había detectado la presencia de hidrocarburos. Dado que se detectó As en zonas

⁹ En buena lógica, debido al futuro uso del emplazamiento se debería seleccionar un NGR para uso “urbano”; no obstante, se ha mantenido el uso industrial por coherencia con anteriores trabajos.

supuestamente afectadas únicamente por hidrocarburos, se realizó un barrido de contaminantes inorgánicos en todas muestras.

En relación a el área en el que se presentan contaminantes orgánicos, en la Tabla V.29 se muestran los resultados del fraccionamiento por cadenas de hidrocarburos con separación de alifáticos/aromáticos, además de los hidrocarburos monoaromáticos (BTEX), aromáticos policíclicos (PAHs) y otros orgánicos volátiles como MTBE y ETBE.

En todos los casos las concentraciones para los BTEX, compuestos volátiles y PAHs no superaron en ningún caso los NGR para el uso correspondiente, según Anexo V del RD 9/2005, encontrándose en la mayoría de los casos por debajo del límite de detección del método/equipo utilizado (Tabla V.30 y

Tabla V.31). El reparto de las concentraciones de hidrocarburos según el fraccionamiento y separación realizadas, indicó que se trata de compuestos pesados (tipo petrolífero) cuyo estado de degradación fue objeto de estudio mediante análisis cualitativos.

Tabla V.29. Resultados del fraccionamiento por cadenas con separación de alifáticos y aromáticos. Se presentan en negrita los valores anómalos.

	L1-1	L1-2	L2-1	L01-1	L02-1	L3-1	L4-1	L4-2	L03-1	L03-2	L04-1	L04-2
Compuesto	mg/kg ms											
Alif. >C10 - C12	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	3,5	<2,0	<2,0	13	5,0	<2,0	<2,0
Alif. >C12 - C16	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	73	<8,0	<8,0	<8,0
Alif. >C16 - C21	<8,0	9,5	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	180	<8,0	13	<8,0
Alif. >C21 - C35	310	690	<12	66	<12	<12	<12	<12	530	<12	150	<12
Alif. >C5 - C6	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Alif. >C6 - C8	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Alif. >C8 - C10	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	4,7	<2,0	<2,0	<2,0
Arom. >C10 - C12	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	2,2	<2,0	<2,0	<2,0
Arom. >C12 - C16	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	15	<8,0	<8,0	<8,0
Arom. >C16 - C21	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	130	<8,0	13	<8,0
Arom. >C21 - C35	83	120	<12	51	<12	<12	<12	<12	460	<12	230	<12

CAPÍTULO V. EVALUACIÓN DE LA INCERTIUMBRE EN LA CUANTIFICACIÓN DE RIESGOS A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Total Alif. (C10-C35)	319	701	<25,0	69,7	<25,0	<25,0	<25,0	<25,0	802	<25,0	162	<25,0
Total Arom. (C10-C35)	87,0	128	<25,0	53,4	<25,0	<25,0	<25,0	<25,0	606	<25,0	249	<25,0
Total Arom. Vol. (C6-C10)	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0	<8,0
Total Vol. Alif (C5-C10)	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0

Tabla V.30. Resultados del análisis de los hidrocarburos monoaromáticos de la primera campaña de muestreo. Se presentan en negrita los valores anómalos

	L1-1	L1-2	L2-1	L01-1	L02-1	L3-1	L4-1	L4-2	L03-1	L03-2	L04-1	L04-2
Compuesto	mg/kg ms											
BTEX (suma)	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25
Benceno	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Etilbenceno	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Tolueno	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Xilenos (sum)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
m,p-Xileno	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
o-Xileno	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Tabla V.31. Resultados del análisis de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (16 prioritarios EPA) de la primera campaña de muestreo

	L1-1	L1-2	L2-1	L01-1	L02-1	L3-1	L4-1	L4-2	L03-1	L03-2	L04-1	L04-2
PAH	mg/kg ms											
Acenafteno	<0,01	<0,01	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,019	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaftileno	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,061	<0,01
Antraceno	<0,01	<0,01	0,027	<0,01	0,014	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,044	<0,01
Benzo(a)antraceno	<0,01	0,011	0,056	<0,01	0,037	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	<0,01
Benzo(a)pireno	<0,01	<0,01	0,034	<0,01	0,023	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,032	<0,01
Benzo(b)fluoranteno	<0,01	<0,01	0,053	0,016	0,036	<0,01	<0,01	<0,01	0,010	<0,01	0,046	<0,01
Benzo(ghi)perileno	<0,01	<0,01	0,019	0,055	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	<0,01	0,28	<0,01
Benzo(k)fluoranteno	<0,01	<0,01	0,023	<0,01	0,016	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Criseno	<0,01	<0,01	0,062	0,014	0,045	<0,01	<0,01	<0,01	0,014	<0,01	0,015	<0,01
Dibenzo(ah)antraceno	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,054	<0,01
Fenantreno	<0,01	<0,01	0,081	0,011	0,042	<0,01	0,013	<0,01	0,13	<0,01	0,010	<0,01
Fluoranteno	<0,01	0,017	0,12	0,015	0,060	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoreno	<0,01	<0,01	0,011	0,010	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,048	<0,01	0,013	<0,01
Indeno(123cd)pireno	<0,01	<0,01	0,017	<0,01	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,058	<0,01
Naftaleno	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,018	<0,01	0,013	<0,01
Pireno	<0,01	0,020	0,097	0,014	0,049	<0,01	<0,01	<0,01	0,021	<0,01	0,019	<0,01
HAP 16 EPA (suma)	<0,16	<0,16	0,61	<0,16	0,35	<0,16	<0,16	<0,16	0,27	<0,16	0,66	<0,16

En consecuencia, se han actualizado las concentraciones de compuestos orgánicos habiéndose cuantificado separadamente los alifáticos de los compuestos aromáticos. Además, se realizó un barrido de contaminantes inorgánicos en todas las zonas, donde finalmente resulta en la detección de una zona afectada por As en una superficie en la que presumiblemente solo cabría esperar afectación por contaminación orgánica.

Las concentraciones representativas y las composiciones de las plumas se actualizarán para la realización de una nueva cuantificación de riesgos y la posterior valoración del impacto que suponen estas modificaciones en el análisis inicial.

V.3.3.2.2. Incertidumbre asociada a la toxicidad

Además, se evaluó la biodisponibilidad de As mediante extracción secuencial. En la Tabla V.32, los resultados obtenidos corresponden a 4 fracciones lixiviadas (F1: intercambiable; F2: carbonatos; F3: óxidos; y F4: materia orgánica) y a una fracción residuo (F5: residual). De ellas, las dos primeras son las denominadas fracciones biodisponibles (intercambiable y carbonatos), y las dos segundas las usualmente catalogadas como móviles.

Tabla V.32. Resultados de la extracción secuencial de Tessier (1979) para el As.

Fracción	Muestra			
	L02-1	L2-1	L4-1	L4-2
	%			
F1 (Biodisponible)	0,01	8,96	3,83	21,53
F2 (Biodisponible)	0,01	13,32	8,35	15,54
F3 (Móvil)	0,06	44,62	73,55	51,03
F4 (Móvil)	0,01	9,93	4,63	4,45
F5 (Inmóvil)	99,91	23,17	9,64	7,45

Los resultados obtenidos indican que la muestra L02-1 tiene unas concentraciones biodisponibles y móviles prácticamente despreciables, aspecto favorable a la hora de reducir el peso de la incertidumbre respecto al As en la cuantificación de riesgos. Por el contrario, el resto de muestras indican una presencia baja de fracción residual (inerte), por lo que se deduce que el vertido es de un producto líquido o similar simplemente (ad)sorbido al suelo de forma débil.

En cuanto a las especies químicas de As predominantes, se presentan en la Tabla V.33 los porcentajes encontrados.

Tabla V.33. Resultados de la medida de especiación química

Muestra	As (III)	As (V)	Orgánicos ¹⁰
	%		
L01-1	0	100	0
L2-1	9,2	90,8	0
L4-1	4,2	95,8	0
L4-2	9,8	90,2	0

Resulta un predominio claro de As (V), ausencia total de compuestos orgánicos de As, y bajas concentraciones, aunque significativas especialmente en dos casos, de As (III). Esta situación es favorable desde el punto de vista toxicológico puesto que el As (III) y sus compuestos presentan toxicidad más elevada que el As (V) y sus derivados. Es relevante también el hecho de que la muestra L01-1 no presente nada de As (III), hecho que unido a su comportamiento diferencial en el estudio de extracción secuencial indica que el As de la zona donde fue recogida tiene un origen diferente al que se encuentra en el resto de muestras estudiadas.

V.3.3.2.3. Incertidumbre asociada a los escenarios

Dentro de los escenarios planteados, en ningún caso se contempla la posibilidad de exposición directa al agua subterránea, debido a las características del emplazamiento descritas en apartados anteriores.

En cualquier caso y como foco de incertidumbre, es necesario destacar que, debido a las altas concentraciones de As detectadas en el agua subterránea del emplazamiento, cualquier uso que se haga de la misma (riego, baño, consumo, etc.) presenta un riesgo inaceptable para la salud humana. Las concentraciones máximas superan en varios órdenes de magnitud los estándares de calidad para el agua potable establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006), así como los estándares de calidad para las aguas subterráneas establecidos por la normativa holandesa (RIVM, 2001)

¹⁰ Ácido dimetilarsínico (DMA) y ácido monometilarsónico (MMA)

Para el escenario residencial se ha establecido como vía de exposición el contacto directo con el suelo, porque se ha supuesto la posibilidad de que las viviendas cuenten con jardín privado (adosados y otro tipo de edificaciones similares).

Por otra parte, también se ha contemplado la posible existencia de bloques de pisos, con varias plantas de parking subterráneo (6 m bajo el nivel superficial), lo que representa el caso más desfavorable a la hora de calcular la exposición a vapores en el interior de los edificios, ya que no es esperable la presencia continuada de personas en los garajes.

Los valores descriptivos de las características de los edificios, a excepción de lo indicado anteriormente para las plantas bajo el nivel superficial, se han mantenido los que por defecto están incluidos en la base de datos del software RBCA Tool Kit.

V.3.3.2.4. Incertidumbre asociada a la exposición

Las incertidumbres asociadas a la evaluación de la exposición se deben por un lado a la variabilidad de los factores de exposición y por otro, y fundamentalmente, a la utilización de modelos de transporte para el cálculo de la exposición y/o dispersión. La aplicación de modelos de transporte para el cálculo de la exposición y/o dispersión, introducen igualmente una incertidumbre en la estimación del riesgo, al representar de manera sencilla las complejas interacciones que se producen entre las variables en el área de estudio.

Tal y como se ha mencionado en el apartado de resultados de la cuantificación de riesgos, la vía de exposición directa a suelo contaminado es la vía más crítica y que aporta por tanto mayor porcentaje de riesgo al cálculo global. Es por ello que se habrían de estudiar los parámetros que modelizan el cálculo de exposición mediante esta vía ya que contribuyen en un grado a la variabilidad de los resultados. No obstante, los parámetros de entrada que se han utilizado en la modelización de esta vía son una combinación de valores por defecto del programa (que representan por lo general el caso más desfavorable), valores medios tomados de referencias bibliográficas y valores procedentes de las observaciones e investigaciones realizadas en el emplazamiento de estudio.

V.3.3.3. Análisis de sensibilidad

Como resultado del análisis de incertidumbre se realiza un análisis de sensibilidad de las variables que se han considerado más críticas y que podrían aportar mayor grado de variabilidad al resultado de la cuantificación de riesgos.

Se realizará una nueva cuantificación de riesgos teniendo en cuenta las consideraciones descritas en el análisis de incertidumbres modificando las variables asociadas a la vía más crítica. En este caso es la exposición directa a suelo contaminado, lo que implica variantes tanto en la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes, como a los parámetros de asociados a la exposición.

De forma análoga a los análisis realizados con anterioridad, se valorará la influencia que las variables que condicionan dicha vía de exposición, tienen en los resultados de la línea base de riesgos.

V.3.3.3.1. Análisis de las variables asociadas a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes

Dentro de las variables implicadas en la vía de exposición directa a suelo a través de la ingestión accidental y el contacto dérmico con el mismo, los parámetros asociados a la caracterización del emplazamiento y las concentraciones representativas se presentan en la Tabla V.34. Manteniendo fijos el resto de parámetros que condicionan el modelo se modificarán las mencionadas variables, utilizando como complemento de la información del emplazamiento los resultados obtenidos la caracterización adicional ya realizada.

Tabla V.34. Parámetros de entrada relativos a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas utilizadas en el modelo de exposición directa a suelo contaminado

Parámetros de entrada	Valor empleado y justificación	Características
Concentración	Máximo valor detectado. Caso más desfavorable	Parámetro específico del emplazamiento
Área de suelo afectado	Valor estimado	Parámetro específico del emplazamiento
Profundidad y espesor de la afección	Valor estimado en base a las muestras tomadas	Parámetro específico del emplazamiento

En este caso, el área de suelo afectada y la profundidad de la afección a pesar de ser variables características del emplazamiento para cuantificar los riesgos por exposición directa al suelo, no son relevantes, ya que el RME se encuentra sobre el foco, es decir en un análisis *on-site*.

Por tanto, únicamente se considera la modificación de las concentraciones representativas que se lleva a cabo sobre dos plumas distintas que ya han sido consideradas en el análisis inicial. Solo se modificará la concentración representativa debido a que el muestreo que se realizó tenía como objetivo comprobar la evolución de los contaminantes en los perímetros afectados.

En consecuencia, la pluma de modelización número 1 que afecta a las zonas de producción, almacenes y balsas (denominadas como zonas 2, 3 y 4) presenta unas concentraciones representativas significativamente distintas a las planteadas anteriormente. Se ha utilizado el mismo criterio conservador seleccionado las concentraciones máximas de cada elemento siempre y cuando estas superasen los valores normativos establecidos bien por el RD 9/2005 en relación a los compuestos orgánicos o bien el Decreto 18/2015 de la Junta de Andalucía. En la Tabla V.35 se presentan las mencionadas concentraciones para la Pluma 1 cuya extensión se puede ver en la Figura V.20.

Tabla V.35. Concentraciones representativas para la Pluma 1.

Elemento (CDI)	Concentración (mg/kg ms)
As	1600
Alif. >C10 - C12	< 2,0
Alif. >C12 - C16	< 8,0
Alif >C16 - C21	9,5
Alif. >C21 - C35	690
Alif. >C5 - C6	< 2,0
Alif. >C6 - C8	< 2,0
Alif. >C8 - C10	< 2,0
Arom. >C10 - C12	< 2,0
Arom. >C12 - C16	< 8,0
Arom >C16 - C21	<8,0
Arom >C21 - C35	120

Los resultados de riesgos asociados a la exposición directa a suelo contaminado para la Pluma 1, se presentan en las Tabla V.36 y

Tabla V.37, correspondientes a los escenarios residencial y recreativo respectivamente.

Tabla V.36. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1 considerando un escenario Residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos

Residencial	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite Riesgo
Pluma 1 Original	6,20E-02	6,20E-02	1,00E-05	3,20E+02	3,20E+02	1,00E+00
Pluma 1	1,45E-02	1,45E-02	1,00E-05	7,47E+01	7,64E+01	1,00E+00

Tabla V.37. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1 considerando un escenario Recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos

Recreativo	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
Pluma 1 Original	3,20E-02	3,20E-02	1,00E-05	1,70E+02	1,70E+02	1,00E+00
Pluma 1	8,91E-03	8,91E-03	1,00E-05	5,42E+01	5,27E+01	1,00E+00

Los cálculos realizados tanto para el escenario residencial como para el escenario recreativo presentan un significado descenso de los riesgos tanto con efectos cancerígenos como con efectos tóxicos.

Los riesgos calculados originalmente se comparan tanto para efectos cancerígenos como con efectos tóxicos. Resulta obvio que una modelización en la que se tienen en cuenta los riesgos asociados a un escenario recreativo con una frecuencia de la exposición inferior (180 días/año frente a 350 días/año para el escenario residencial) presente un riesgo global inferior. Del mismo modo, comprando entre los riesgos calculados con las nuevas concentraciones representativas (Tabla V.35), observamos el mismo comportamiento entre los escenarios residencial y recreativo.

No obstante, es necesario destacar las diferencias cuantitativas que existen no solo entre los mismos escenarios para cada una de las modelizaciones, sino entre las distintas plumas caracterizadas mediante distintas concentraciones y CDI en función del estudio de caracterización adicional. Por ello se presenta en la Tabla V.38 los descensos

porcentuales de los riesgos que se han producido para cada uno de los escenarios teniendo en cuenta la valoración de riesgos inicial.

Tabla V.38. Resultados de los descensos porcentuales de los riesgos calculados en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1

	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
Pluma 1. Residencial	-76,67	-76,67	-76,67	-76,11
Pluma 1. Recreativo	-72,15	-72,15	-68,12	-69,01

Cuantitativamente tenemos un descenso de los riesgos generalizado en el entorno del 70-75 %, con un comportamiento homogéneo entre los riesgos asociados a los efectos cancerígenos y los asociados a efectos tóxicos.

La pluma de modelización número 2 afecta a la zona 1. Esta presenta unas nuevas concentraciones representativas que se muestran en la Tabla V.39 cuya extensión y localización concreta se puede ver en la Figura V.21.

Tabla V.39. Concentraciones representativas para la Pluma 2.

Elemento (CDI)	Concentración (mg/kg ms)
As	1600
Alif >C10 - C12	13
Alif >C12 - C16	73
Alif >C16 - C21	180
Alif >C21 - C35	530
Alif >C5 - C6	<2,0
Alif >C6 - C8	<2,0
Alif >C8 - C10	4,7
Arom >C10 - C12	2,2
Arom >C12 - C16	15
Arom >C16 - C21	130
Arom >C21 - C35	460

Los resultados de riesgos asociados a la exposición directa a suelo contaminado para la Pluma 2, se presentan en las Tabla V.40 y

Tabla V.41, correspondientes a los escenarios residencial y recreativo respectivamente.

Es necesario destacar que, puesto que en los CDI que se detectaron en un primer momento, y que fueron utilizados para la modelización que se denomina como “original”, no se habían encontrado evidencias de la presencia de As y otros contaminantes cancerígenos, por lo que la comparativa a efectos de riesgos de esta índole queda anulada por falta de datos. Se hará énfasis, por tanto, en la modelización de riesgos con efectos tóxicos a la hora de comparar las diferencias que existen entre una caracterización de la contaminación y otra. Sin perder de vista que en el caso de que las concentraciones de As encontradas puedan suponer un riesgo para la salud, esto sería una modificación sustancial del riesgo global calculado en un principio.

Tabla V.40. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2 considerando un escenario Residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos

	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
Pluma 2. Original	NC	NC	1,00E-05	5,80E-01	1,60E+00	1,00E+00
Pluma 2.	3,90E-03	3,90E-03	1,00E-05	4,53E+00	4,19E+01	1,00E+00

Tabla V.41. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2 considerando un escenario Recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.

	Riesgos con efectos Cancerígenos			Riesgos con efectos Tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
Pluma 2. Original	NC	NC	1,00E-05	3,00E-01	8,40E-01	1,00E+00
Pluma 2.	2,00E-03	2,00E-03	1,00E-05	3,82E+00	6,63E+00	1,00E+00

En las Tabla V.40 y Tabla V.41 observamos los resultados cuantitativos de los riesgos asociados a los escenarios descritos, hallándose un incremento generalizado y muy significativo en todas las variaciones planteadas. Muy significativo es el hecho de que para la modelización de la Pluma 2, realizada inicialmente para un escenario recreativo, no superase los límites normativos de riesgo. Sin embargo, las concentraciones detectadas en el último estudio influyen de manera muy sustancial, incrementando los

riesgos con efectos tóxicos por encima de los límites legales, e incorporando un riesgo adicional derivado por los efectos carcinogénicos de la presencia de As.

Se presentan los resultados en la Figura V.23. Resultado de los riesgos acumulados con efectos tóxicos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2 en este caso atendiendo únicamente a los riesgos con efectos tóxicos por no existir datos previos de riesgos cancerígenos tal y como se ha mencionado anteriormente. El comportamiento entre escenarios tiene la misma tendencia ya que la única diferencia en su cuantificación proviene de una reducción en la frecuencia de la exposición de 350 días/año a 180 días/año.

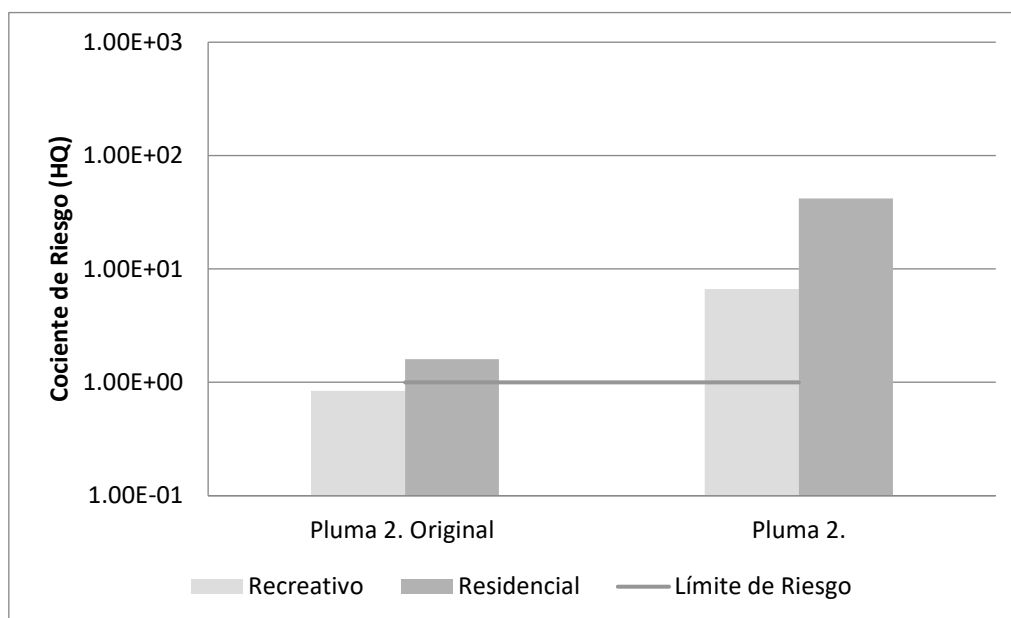


Figura V.23. Resultado de los riesgos acumulados con efectos tóxicos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.

Porcentualmente los incrementos del riesgo son muy significativos a la vista de los resultados presentados en la Tabla V.42. Resultados de los incrementos porcentuales de los riesgos calculados en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2. Así, los resultados están influenciados por la exposición, por lo que el aumento de los riesgos en el escenario residencial se hace más acusado frente al escenario recreativo en el cual se considera una frecuencia y duración de la exposición menor.

Tabla V.42. Resultados de los incrementos porcentuales de los riesgos calculados en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2

	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	%			
Pluma 2 Residencial	-	-	681,58	2520,00
Pluma 2. Recreativo	-	-	1172,73	689,47

V.3.3.3.2. Análisis de las variables asociada a la exposición

Dentro de las variables implicadas en la vía de exposición directa a suelo a través de la ingestión accidental y el contacto dérmico con el mismo, los parámetros asociados a la exposición se presentan en la Tabla V.43. Parámetros de entrada relativos a la exposición en el modelo de exposición directa a suelo contaminado Realizando una modificación de cada uno de los parámetros reflejados y manteniendo invariantes el resto con los valores que originalmente se ha realizado el cálculo de riesgos, se realiza un análisis de sensibilidad para cada uno de esos parámetros realizando una nueva cuantificación de riesgos y comparando su variación con la anterior.

Tabla V.43. Parámetros de entrada relativos a la exposición en el modelo de exposición directa a suelo contaminado

Parámetros de entrada	Valor empleado en modelización original y justificación	Características
Superficie de contacto dérmico	Valores por defecto del programa. Media poblacional aceptable.	Parámetro con variabilidad intrínseca.
Tasa de ingestión	Valores recomendados por la EPA (media poblacional aceptable) y en el caso de la construcción incrementado debido a las características específicas de los trabajos a realizar (caso más desfavorable).	Parámetro con variabilidad intrínseca.
Factor de adherencia dérmica	Valores por defecto del programa. Media poblacional aceptable.	Parámetro con variabilidad intrínseca

Superficie de contacto dérmico

Los parámetros utilizados en la modelización original datan de los años 90, existiendo al respecto numerosa bibliografía posterior que se adapta de forma más adecuada al ajuste por edad que utiliza las últimas versiones del software utilizado y que por tanto redundan en una mayor confianza en la estimación, evitando sobreestimaciones de riesgo por esta vía de exposición.

Es importante tener en cuenta los valores de superficie de la piel en contacto con el suelo ya que este parámetro es uno de los que mayor incidencia tiene en el cálculo de riesgos por esta vía ya que los niños tienen una superficie de corporal mayor en relación a su peso que los adultos (U.S. EPA, 2008).

En la Tabla V.44 se presentan los valores utilizados para la superficie corporal expuesta expresada en $\text{cm}^2/\text{día}$, los valores de la movilización inicial como se comentaba no distinguen entre la población joven y niña (0-6 años) cuyas exposición sensiblemente diferente. Las superficies corporales expuestas se han extraído o calculado a partir de la información recogida en los documentos U.S. EPA (2002, 2008) y del documento ECETOC (2001), mientras que los valores correspondientes a la modelización original corresponden la propuesta planteada por una tasa de exposición superior al 95% para la población expuesta según Carr, C. J. (1994). y los documentos U.S. EPA (1997a, 1992, 1991b) respectivamente.

Tabla V.44. Valores de la superficie corporal expuesta utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado.

	Residente estándar			Comercial	
	Niño	Joven	Adulto	Trabajador estándar	Trabajador de la construcción
	$\text{cm}^2/\text{día}$				
Inicial Residencial/Recreativo	2023-	2023	5800	5800	5800
Residencial	1676	3270	5700	3300	3300
Recreativo	3097	7060	11515	3300	3300

Factor de adherencia dermal

Este parámetro hace referencia a la cantidad de suelo que es adherido a la piel, habitualmente se utiliza el valor de $0,2 \text{ mg}/\text{cm}^2$ para receptores menores (niños), cuyo valor ha sido establecido la EPA (U.S. EPA, 2004). Se desconoce la motivación por la cual ha establecido inicialmente un factor de adherencia dermal de $1 \text{ mg}/\text{cm}^2$ para todo tipo de receptores sin ninguna distinción ni por edad ni por tipo (residencial, comercial, obrero de la construcción).

En el caso que nos ocupa se han actualizado los factores de adherencia dermal para los residentes residenciales que son los recogidos en el documento EPA (U.S. EPA, 2002) mientras que, en un escenario recreativo asimilable a zona verde, se han adoptado los valores recogidos en el documento EPA (U.S. EPA, 2011).

Tabla V.45. Valores para el factor de adherencia dérmica utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado

Tipo de uso	Residente estándar			Comercial	
	Niño	Joven	Adulto	Trabajador estándar	Trabajador de la construcción
	mg/cm ²				
Inicial Residencial/Recreativo	1	1	1	1	1
Residencial	0,2	0,2	0,07	0,2	0,3
Recreativo	0,4	0,4	0,5	0,2	0,3

Ingestión de suelo

Este parámetro hace referencia a la posibilidad de ingesta accidental de partículas provenientes de la superficie del suelo, bien polvo o suelo propiamente dicho. Habitualmente se utiliza el valor de referencia ya establecido por la EPA de 200 mg/kg teniendo en cuenta un receptor no de edad, sino un niño, tanto en las franjas de edad de 0-6 años como de 6-16 años (U.S. EPA, 1989).

Concretamente Las tasas de ingestión accidentales de suelo provienen de los documentos EPA (U.S. EPA, 1991a., 2002, 2011)

Tabla V.46. Valores para la tasa de ingestión de suelo utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado.

Tipo de uso	Residente estándar			Comercial	
	Niño	Joven	Adulto	Trabajador estándar	Trabajador de la construcción
	mg/día				
Inicial Residencial/Recreativo	100		50	50	200
Residencial	200	200	100	100	330
Recreativo	200	200	100	100	330

Los resultados para las plumas consideradas de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario Residencial

se presentan en la Tabla V.47. En ella aparecen resaltados los valores que superan los límites de riesgos.

Las variables que se han modificado en la nueva cuantificación de riesgos y cuyos valores se han presentado en las Tabla V.44, Tabla V.45 y Tabla V.46, proporcionan un mayor ajuste de los riesgos en edades tempranas, lo que es particularmente importante a la vista de lo expuesto en relación a las variables asociadas a la vía de exposición por contacto dérmico.

Cabe destacar que los riesgos para efectos cancerígenos relativos a la Pluma 2 no se han cuantificado, ya que se han utilizado las concentraciones representativas originales donde no se había detectado la presencia de As. Aunque como se ha visto en el apartado anterior, la última caracterización de la que se tiene constancia modifica sustancialmente tanto las concentraciones representativas como los CDI que se han considerado, se han aplicado los parámetros utilizados originalmente para poder evaluar la incidencia que tiene cada una de las variables seleccionadas por separado.

Tabla V.47. Resultados de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos

	Riesgos con efectos cancerígenos			Riesgos con efectos tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
Pluma 1						
Original	6,20E-02	6,20E-02	1,00E-05	3,20E+02	3,20E+02	1,00E+00
Sup. Corporal expuesta	5,86E-02	5,86E-02	1,00E-05	2,84E+02	3,02E+02	1,00E+00
F. Adherencia dermal	2,41E-02	2,41E-02	1,00E-05	1,78E+02	1,96E+02	1,00E+00
Tasa de Ingestión suelo	8,61E-02	8,61E-02	1,00E-05	4,62E+02	4,80E+02	1,00E+00
Pluma 2						
Original	NC	NC	1,00E-05	5,80E-01	1,60E+00	1,00E+00
Sup. Corporal expuesta	NC	NC	1,00E-05	5,04E-01	1,37E+00	1,00E+00
F. Adherencia dermal	NC	NC	1,00E-05	2,32E-01	6,32E-01	1,00E+00
Tasa de Ingestión suelo	NC	NC	1,00E+00	7,18E-01	1,98E+00	1,00E+00

Como complemento de la información anterior, en la Tabla V.48 se ha calculado la variación porcentual en de cada una de las variables consideradas, igualmente realizando dicho cálculo para las dos plumas que son objeto de estudio.

Tabla V.48. Resultados de las variaciones porcentuales de los riesgos calculados en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario residencial

	Riesgos con efectos Cancerígenos		Riesgos con efectos Tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
Pluma 1				
Sup. Corporal expuesta	-5,56	-5,56	-11,11	-5,56
F. Adherencia dermal	-61,11	-61,11	-44,44	-38,89
Tasa de Ingestión suelo	38,89	38,89	44,44	50,00
Pluma 2				
Sup. Corporal expuesta	NC	NC	-13,16	-14,29
F. Adherencia dermal	NC	NC	-60,00	-60,53
Tasa de Ingestión suelo	NC	NC	23,81	23,68

Se puede generalizar que la modificación de los parámetros asociados a la vía de exposición por contacto dérmico, se traduce en una minoración del riesgo tanto para efectos cancerígenos como para efectos tóxicos. Por otro lado, se observa un incremento de los riesgos cuando se modifica la variable asociada a la ingesta accidental de suelo contaminado al haber utilizado valores de ingesta diaria más altos, y en consecuencia más conservadores, de los que se habían utilizado inicialmente.

Los resultados de la línea base de riesgos, en este caso teniendo en consideración un escenario residencial, se presentan en la Tabla V.49. Resultados de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos., donde igualmente se han resaltado los valores que superan los límites normativos.

Tabla V.49. Resultados de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.

	Riesgos con efectos cancerígenos			Riesgos con efectos tóxicos		
	Individual	Acumulado	Zona Riesgo	Individual	Acumulado	Límite de Riesgo
Pluma 1						
Original	3,20E-02	3,20E-02	1,00E-05	1,70E+02	1,70E+02	1,00E+00
Sup. Corporal expuesta	3,44E-02	3,44E-02	1,00E-05	1,50E+02	1,51E+02	1,00E+00
F. Adherencia dermal	7,29E-03	7,29E-03	1,00E-05	7,64E+01	7,66E+01	1,00E+00
Tasa de Ingestión suelo	5,27E-02	5,27E-02	1,00E-05	3,45E+02	3,35E+02	1,00E+00
Pluma 2						

Original	NC	NC	1,00E-05	3,00E-01	8,40E-01	1,00E+00
Sup. Corporal expuesta	NC	NC	1,00E-05	2,54E-01	7,52E-01	1,00E+00
F. Adherencia dermal	NC	NC	1,00E-05	1,17E-01	3,40E-01	1,00E+00
Tasa de Ingestión suelo	NC	NC	1,00E+00	3,55E-01	1,06E+00	1,00E+00

Los resultados obtenidos están en concordancia con lo observado en el cálculo para el escenario residencial. Esto es así, habida cuenta que la única diferencia entre un análisis y otro reside en la frecuencia de la exposición, establecida por el analista de riesgos que realizó la valoración inicial con un valor de 180 días/año, por ser el valor que el software de cálculo establece por defecto. En este sentido, destacar que existen otros criterios relativos a un escenario considerado como recreativo, que consideran a los RME usuarios de zonas verdes públicas con la posible asistencia de individuos menores. En el caso anterior, la frecuencia de la exposición aumenta hasta los 210 días/año, lo que se traduciría en un modelo más conservador que el utilizado.

En consecuencia, los valores difieren cuantitativamente, aunque el sentido de las variaciones coincide con la modelización anterior. Se observa una disminución del riesgo en las valoraciones relativas a la exposición por contacto dérmico y por el contrario un aumento de estos en relación a la vía de ingestión accidental de suelo.

Tabla V.50. Resultados de las variaciones porcentuales de los riesgos calculados en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario recreativo.

	Riesgos con efectos cancerígenos		Riesgos con efectos tóxicos	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
	%			
Pluma 1				
Sup. Corporal expuesta	-7,59	-7,59	-11,59	-11,27
F. Adherencia dermal	-77,22	-77,22	-55,07	-54,93
Tasa de Ingestión suelo	64,56	64,56	102,90	97,18
Pluma 2				
Sup. Corporal expuesta	NC	NC	-15,45	-10,53
F. Adherencia dermal	NC	NC	-60,91	-59,47
Tasa de Ingestión suelo	NC	NC	18,18	26,32

Nótese la variación de riesgos respecto de los efectos tóxicos para la pluma 2 donde la implicación que tiene la modificación de la frecuencia de la exposición en conjunción

con las variables objeto de este análisis, supondría un cambio legal en la situación hipotética del suelo. En este caso se superarían los riesgos siendo estos inadmisibles para la salud humana como consecuencia de la modificación de la tasa diaria de ingestión de suelo contaminado.

V.3.3.4. Conclusiones análisis de sensibilidad

- a) Con respecto a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas de los contaminantes.

En general, los niveles de contaminación encontrados son levemente menores a los existentes en 2008, habiendo actuado obviamente algunos procesos de atenuación natural.

No hay una correspondencia perfecta entre los datos de 2008 y anteriores con lo que se ha encontrado en el trabajo actual. En particular, se ha detectado alguna zona con contaminación concurrente de As e hidrocarburos, lo cual ha dado lugar al replanteamiento de la composición de las plumas de contaminación valoradas en análisis de riesgo anteriormente.

Los riesgos calculados para las dos plumas de contaminación, considerando los nuevos datos de caracterización, son cuantitativamente inferiores a los estimados inicialmente. Sin embargo, la concurrencia de ciertos contaminantes supone cambios cualitativos importantes en cada una de las zonas.

En la zona que abarca la pluma de contaminación denominada como Pluma 1, se ha producido un descenso de la probabilidad de riesgo para la salud humana que en todos los casos se establece en el entorno del 70-75%. Por tanto, se puede afirmar que el análisis de riesgos con el que la propiedad gestiona el emplazamiento está sobrevalorando el riesgo lo que puede trasladarse en costes de remediación, administrativos e incluso de oportunidad superiores a los contabilizados.

Respecto a la zona donde se extiende la Pluma 2, se han encontrado concentraciones relativamente altas de As (no detectadas anteriormente) en conjunción con valores de TPH moderados que se han visto amortiguados en el tiempo gracias a procesos de atenuación natural.

En este caso con la presencia de As, implica un aumento muy significativo de los riesgos asociados a esa área de estudio debido su carácter carcinogénico, superando ampliamente los límites legales relativos a dichos efectos. Igualmente se ven aumentados los riesgos ligados a los efectos tóxicos, por lo que la valoración general respecto a esta zona concreta lleva asociada una probabilidad de riesgo muy superior a la estimada inicialmente.

En relación a los distintos escenarios considerados, residencial y recreativo, la caracterización actual eleva los riesgos por encima de los límites legales establecidos, tanto para los efectos cancerígenos como con los efectos tóxicos, cosa que no ocurría anteriormente para estos últimos teniendo en cuenta el escenario recreativo.

b) Con respecto a las variables asociadas a la exposición

Los parámetros considerados son los asociados a la exposición directa a suelo contaminado cuyas vías de exposición se refieren a la ingestión directa y al contacto dérmico con el mismo. En relación al contacto dérmico se ha estudiado tanto variación de la superficie corporal expuesta, como el factor de adherencia dérmico, mientras que en lo relativo a la ingestión de suelo, la única variable susceptible de mejora o modificación ha sido la tasa de ingestión accidental.

Los valores de las variables que se habían utilizado en el informe preliminar no se realiza un ajuste por edad del individuo siendo este capital en el caso de vías relativas al contacto dérmico, ya que estos valores son uno de los que mayor incidencia tienen en el cálculo de riesgos. Por ello, se procedió a actualizar tanto la superficie corporal expuesta como el factor de adherencia dérmica teniendo en cuenta esta consideración de ajuste por edad.

En referencia a la tasa de ingestión accidental de suelo, se modifican los valores con los que se ha realizado la valoración preliminar y se adoptan unos valores más conservadores, con unas tasas diarias de ingestión superiores y ajustadas por edad de forma análoga a la realizada con las variables anteriores.

La modificación de las variables anteriores obtiene como resultado que, para las asociadas a la vía de contacto dérmico, esta redundante en un descenso significativo de la probabilidad de riesgo calculada con igual comportamiento para ambos escenarios planteados. La variable más crítica en este caso resulta ser el factor de adherencia dermal, el cual produce porcentualmente la mayor variación con rangos de disminución del riesgo, entre el 40 y 75 %, dependiendo de la pluma y el tipo de efecto de riesgo (cancerígeno o tóxico) considerado.

En sentido contrario a lo expuesto anteriormente, la modificación de la tasa de ingestión diaria hacia valores más conservadores ha supuesto un aumento significativo de los riesgos.

De este modo, de las tres variables que se han estudiado, la tasa de ingestión es la única que ha supuesto un aumento de la probabilidad del riesgo en términos de variación absoluta, siendo la variable con mayor variación, con modificaciones superiores al 100 % del valor de riesgos preliminar.

CAPÍTULO VI. ANÁLISIS ESPACIAL DEL RIESGO Y DISTRIBUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES

En los últimos años, se han incrementado sustancialmente los estudios de exposición a suelos afectados por metales pesados y metaloides, a través de análisis cuantitativos de riesgos para la salud humana (Lim et al., 2009; Wang et al., 2014; Cai et al., 2015; Li et al., 2015c).

La evaluación de la distribución espacial del riesgo se ha realizado tradicionalmente mediante el uso de herramientas geoestadísticas para la interpolación, tales como el inverso de la distancia o el krigado. En un procedimiento posterior se comparan los resultados obtenidos con el límite normativo el cual establece la admisibilidad del riesgo calculado (Guo et al., 2012; Li et al., 2014).

De forma general, son pocos los análisis de la distribución del riesgo que tienen en cuenta el uso de suelo en un proceso de evaluación de riesgos espacial. Teniendo en cuenta que para cada tipo de uso, las vías de exposición y los receptores pueden ser significativamente distintos, los resultados son especialmente sensibles a este tipo de modelizaciones.

Con el fin de solventar este problema de falta de información que deriva en una posible sobreestimación del riesgo, se propone una metodología alternativa que conjuga tanto la distribución espacial del riesgo, establecida en función de los usos, como su comparación con los valores de NGR locales si los hubiere, o generales en su defecto.

En la Figura VI.1 se presenta un flujograma de trabajo que se propone para esta metodología de cuantificación del riesgo, en la que el uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (GIS por sus siglas en inglés) para su estimación se encuentra en el núcleo de la propuesta.

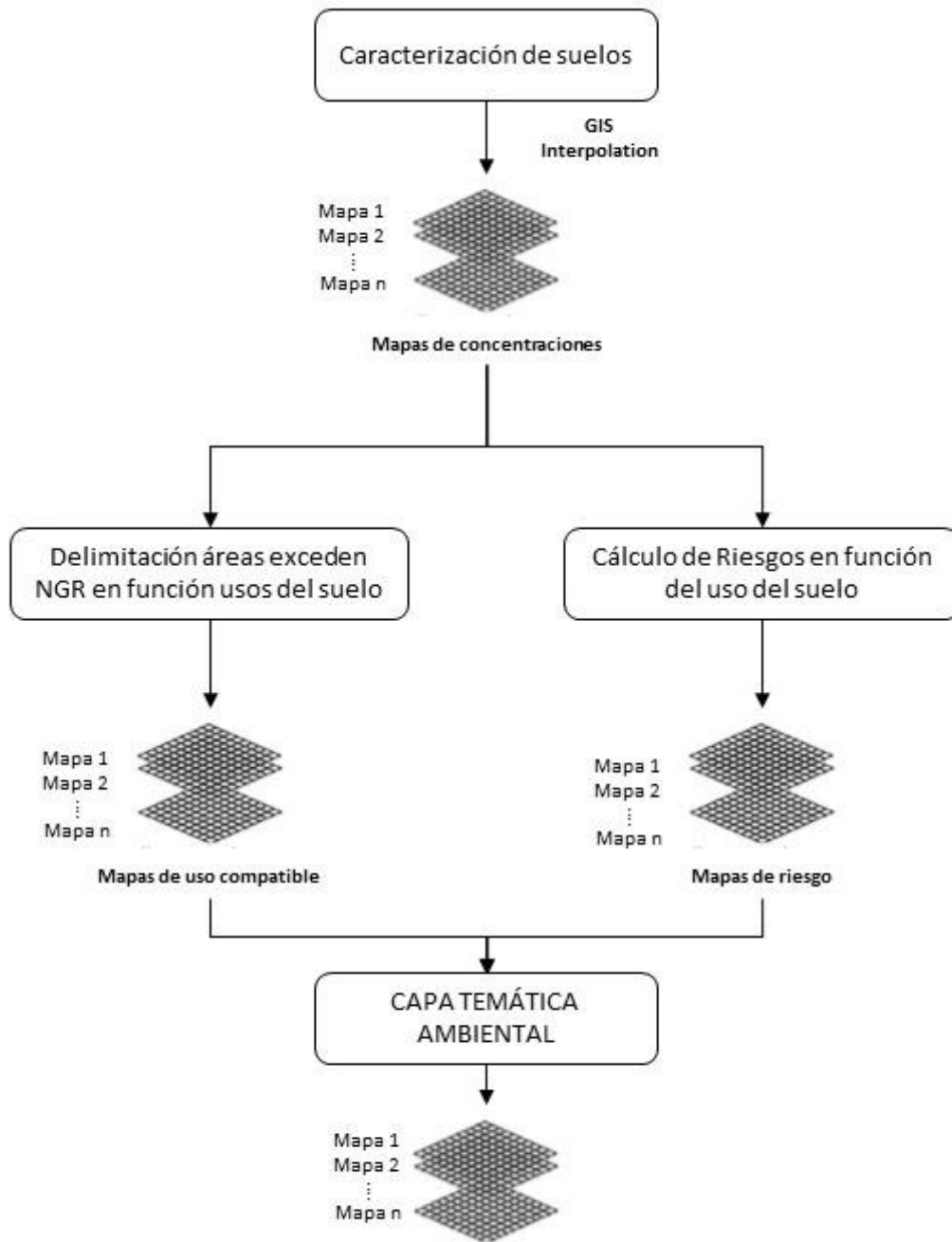


Figura VI.1. Flujograma de trabajo propuesto para el análisis espacial del riesgo y la distribución de los contaminantes.

El tipo de archivos utilizado es un formato ráster basado en una matriz de celdas o pixels organizadas en filas y columnas (Figura VI.2), donde cada una de ellas contiene el dato del valor que representa la información. En el caso que nos ocupa, los valores de concentración de los elementos de estudio o las estimaciones de las probabilidades de riesgo asociadas a dichas concentraciones.

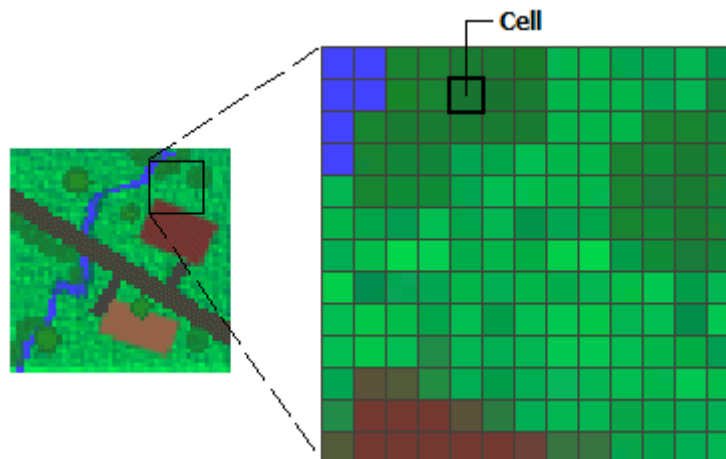


Figura VI.2. Características de un archivo de formato ráster. Fuente: ArcGIS¹¹

El tipo de ráster utilizado para este tipo de información suelen ser del tipo continuo que se pueden visualizar en conjunción con otro tipo de capas o de datos geográficos. El sistema de trabajo en diferentes capas y su tratamiento independiente, permite un manejo ágil y rápido de los datos. De modo que su compilación para la generación de información derivada aproxime lo más posible sus resultados a unas estimaciones realistas, que eviten simplificaciones y artificios matemáticos que se desvían del objeto final del tratamiento (Figura VI.3).



Figura VI.3. Esquema de compilación de capas de diferente naturaleza para la generación de información derivada. Fuente: ARCGIS¹¹

Utilizar técnicas que tengan una precisión mayor que las usadas habitualmente a través de metodologías de bloques u otras simplificaciones, es especialmente relevante

¹¹ <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/what-is-raster-data.htm>

cuando se trata de la recuperación de zonas en las que pueden desarrollarse usos urbanos (residenciales e industriales). Sobrestimaciones de riesgos por falta de detalle en la cuantificación de estos puede implicar una gran pérdida económica en costes de descontaminación quizá innecesarios (Carlton et al., 2008). Otro tipo de pérdidas pueden suceder en relación a costes de desarrollo urbanístico y restablecimiento de las funciones de los suelos afectados.

VI.1. GENERACIÓN DE RÁSTER DE CONTAMINACIÓN Y ÁREAS DE AFECCIÓN

Se ha desarrollado a lo largo de esta tesis en varias ocasiones el esquema de trabajo concerniente a la normativa de suelos contaminados, regida por el RD 9/2005 y supletoriamente por la LRSC. En este sentido, la detección de niveles de concentración superiores a los límites normativos implica la realización del preceptivo análisis cuantitativo de riesgos. Para ello, las metodologías de acotación de las plumas de afección a través de las diferentes herramientas geoestadísticas están concebidas para localizaciones concretas en las que se ha de evaluar un emplazamiento potencialmente contaminado a través de un ACR específico para esa localización.

En el caso que nos ocupa se trata de zonas relativamente amplias, desde estudios locales de más de 50 ha hasta análisis a nivel de municipio, donde el denominador común en ambos casos es la presencia de contaminación difusa, contrariamente a lo que es habitual en este tipo de procedimientos y metodologías. Por lo que el objeto del estudio de la distribución de los contaminantes no es la delimitación de zonas afectadas por vertidos u otras afecciones, sino establecer un conjunto de zonas indiciarias de posibles anomalías que debieran de considerarse en futuros desarrollos y otro tipo de planteamientos que impliquen la ordenación del territorio.

Con el objetivo de conocer las características de los datos de partida, en primer lugar, se procederá a la realización de un test de normalidad, con el que analizar su distribución y necesidades de normalización en función de la metodología de estimación seleccionada.

Las variables estudiadas que superan en el algún caso el NGR correspondiente, serán las utilizadas para la generación de un archivo ráster, en el que se estime de la distribución de las concentraciones de dichos elementos mediante la interpolación de los datos discretos de la campaña de caracterización.

Los archivos ráster continuos que contienen los datos de las estimaciones de concentraciones se utilizan como cartografía base para visualizar la distribución del elemento considerado. Además, se realiza una reclasificación de dicho ráster de manera que se obtiene un nuevo archivo que reasigna a los valores de las celdas un valor en

función de si excede o no un determinado valor de NGR. En la Figura VI.4 se muestra un ejemplo de este proceso en el que para un ráster que se visualiza de manera continua con los valores de concentración de Pb, con 33.33 y 190.53 de mínimo y máximo valor respectivamente, se reclasifican las 2591 y 2628 columnas y filas con un tamaño de celda de 5 x 5 m, de forma que a las celdas que contengan valores de concentración inferiores a 70 mg/kg se les asigna valor 1 y para las concentraciones superiores se les asigna el valor 2.

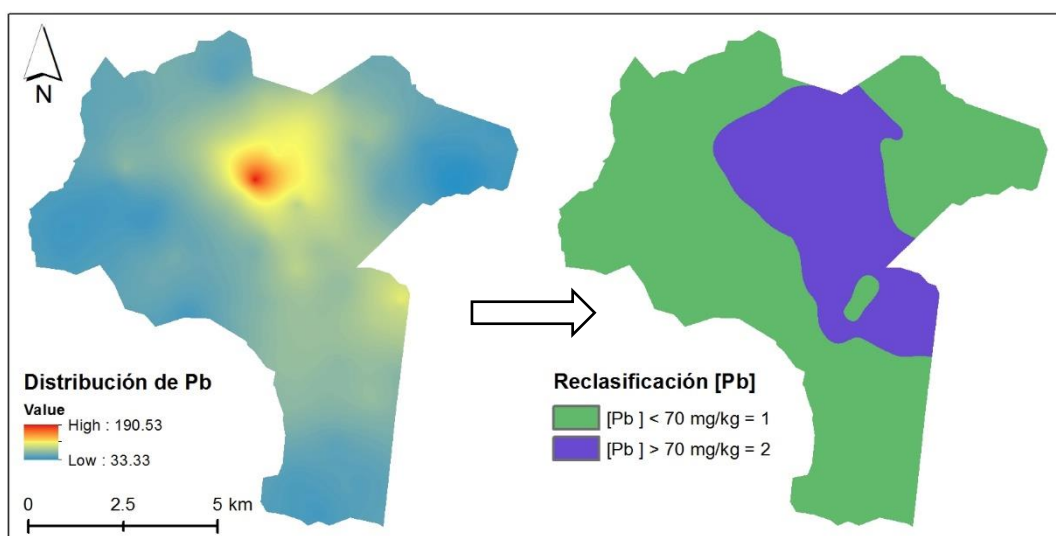


Figura VI.4. Visualización de un archivo ráster continuo para la distribución de Pb y su reclasificación en función del valor de concentración 70 mg/kg correspondiente al NGR del Principado de Asturias para “Otros Usos”.

Una vez que se han calculado todas las capas de las estimaciones de concentración y se han reclasificado en función de los valores normativos, se compilan los ráster que tienen la información reclasificada en función de los valores de NGR. Este tratamiento se realiza mediante las funciones estadísticas de celda, de tal manera que para cada posición de celda se calcula el valor reasignado buscado en función de la información final que se desea. La posición de las celdas en todos los archivos ráster generados han de coincidir para que el cálculo sea correcto, de forma que a la hora de especificar las propiedades de los archivos que se van a generar estos han de tener la misma extensión (filas y columnas) y tamaño de celda, es decir, han de ser matrices iguales.

El resultado final del cálculo anterior devuelve un archivo que contiene la región que describe la envolvente de las superficies que exceden el valor de NGR correspondiente a un uso determinado (Figura VI.5). Esto se traduce en la delimitación de un área en la que dicho uso sería incompatible con las concentraciones estimadas para el suelo.

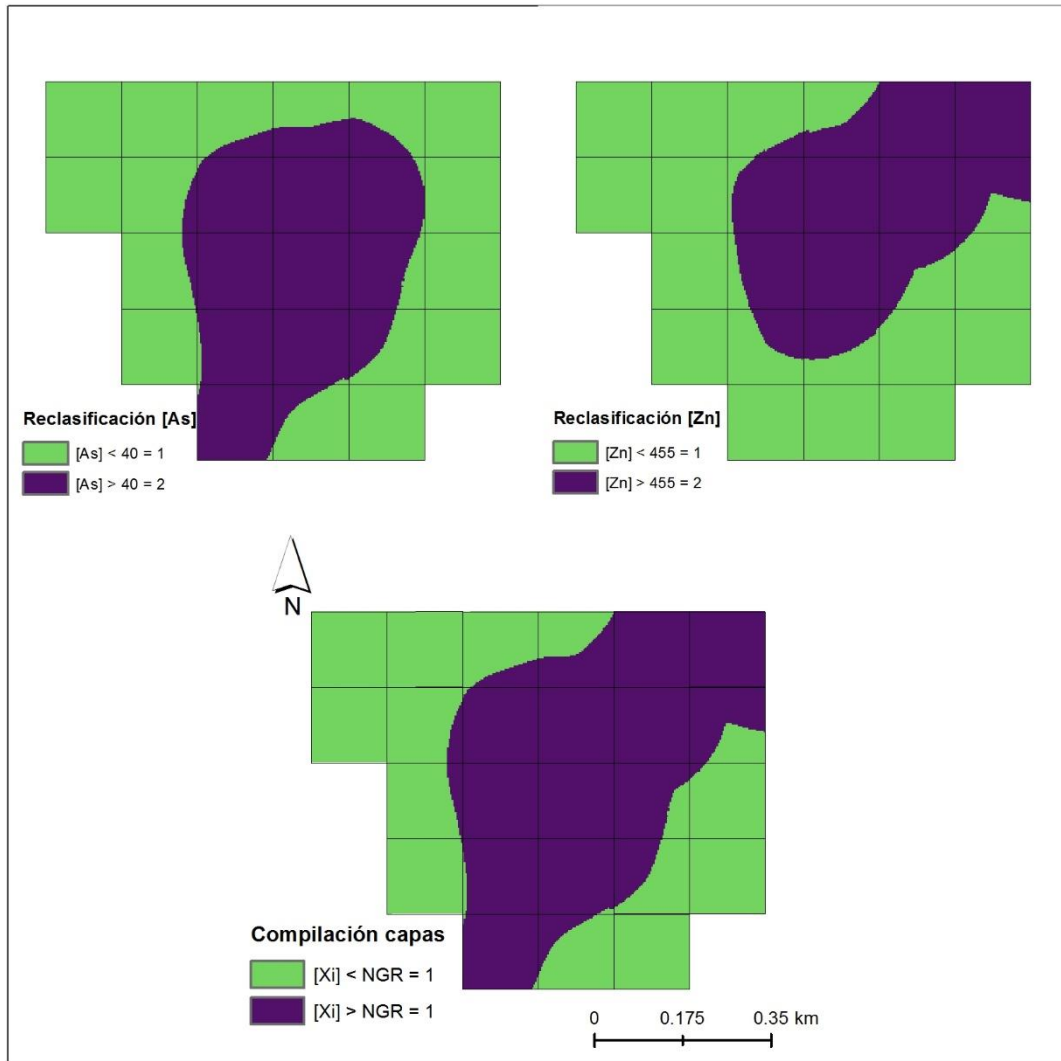


Figura VI.5. Ejemplo de compilación de capas ráster reclasificadas que genera la delimitación de regiones que son compatibles con el uso determinado en función de valor de NGR utilizado en la reclasificación.

VI.2. DERIVACIÓN DE RÁSTER DE RIESGO

En el apartado metodológico del capítulo específico para los NGR (Capítulo IV), se ha explicado la imbricación que tiene la línea base geoquímica en la derivación de los valores de referencia, bien por la metodología planteada en el RD 9/2005, como por la metodología híbrida propuesta en esta investigación.

La metodología de análisis de riesgos más extendida y avalada por la EPA (US EPA, 1989a, 1991b, 1996a) ya se ha comentado que fue desarrollada por la ASTM (1995, 1998) para la evaluación de riesgos en emplazamientos contaminados por vertidos de hidrocarburos. En consecuencia, el uso de herramientas de software del tipo RBCA Tool Kit for Chemical Releases, a pesar de que haber evolucionado y actualmente también utilizarse de manera ordinaria para la cuantificación de afecciones por contaminantes inorgánicos, no son instrumentos que estén concebidos para el análisis de grandes extensiones afectadas como consecuencia de fenómenos de contaminación difusa.

Por todo lo anterior, se plantea una metodología en la que se calculan los riesgos incorporando diferentes modelos de exposición y tipos de uso susceptibles de desarrollo en el área de estudio. Ello proporciona una evaluación más realista, tal y como se presentará más adelante.

En primer lugar, se utiliza las capas ráster que contienen la información de la estimación de concentraciones como base para el cálculo de los riesgos asociados a cada tipo de uso. Para ello, se calculan individualmente los riesgos tanto con efectos tóxicos como con efectos cancerígenos, en el caso de que algún elemento tuviera carácter carcinogénico. Mediante la programación del modelo en la herramienta de cálculo de archivos ráster, se obtienen los resultados de riesgos para cada valor de concentración que componen la matriz ráster (filas y columnas).

Las expresiones de cálculo analizadas son semejantes a la expresión general planteada para el caso de la obtención de los NGR, ya que en realidad dichas expresiones derivan de la expresión general para el cálculo de riesgos mediante la estimación de la dosis recibida y las dosis de referencia. Dichas expresiones genéricas para el cálculo del riesgo admisible se recuerdan a continuación.

El nivel de riesgo máximo admisible para las sustancias que tienen un efecto no cancerígeno sobre la salud, se calcula de modo que el cociente de riesgo (cociente entre la dosis diaria crónica (D_i) y la dosis de referencia correspondiente de cada elemento (RfD_i) sea inferior a la unidad (ver (11)). De esta manera, el umbral toxicológico que determina la máxima concentración que el organismo humano es capaz de tolerar sin la aparición de efectos tóxicos, es igual a la unidad. Por lo tanto, todo compuesto o conjunto de compuestos que presenten un valor inferior a este umbral aseguran no derivar un riesgo potencial para la salud humana.

$$HQ = \sum_i \frac{D_i}{RfD_i} \leq 1 \quad (11)$$

Para las sustancias con efectos cancerígenos, se considera que cualquier exposición a estos agentes lleva asociada una probabilidad de desarrollar un cáncer a lo largo de una vida. En consecuencia, para esa probabilidad (producto de la dosis diaria crónica (D_i) y el factor de pendiente correspondiente de cada elemento (SF_i), la concentración del elemento que asegura no comportar riesgo para la salud humana se calcula asumiendo un nivel de riesgo admisible de 10^{-5} (probabilidad de generar el aumento de 1 caso por cada 100.000 habitantes) (ver).

$$TR = \sum_i D_i \cdot SF_i \leq 10^{-5} \quad (12)$$

En el caso de que los factores de riesgo obtenidos superen los niveles máximos admisibles (1 para elementos no cancerígenos y 10^{-5} para elementos con efectos cancerígenos), implica que para una determinada vía de exposición y un receptor determinado, existe un potencial riesgo no aceptable para la salud humana.

Derivando la expresión para la dosis recibida (7) ya descrita anteriormente y conocida la concentración representativa del medio afectado, se formulan genéricamente las expresiones de cálculo para las sustancias no cancerígenas y cancerígenas (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** respectivamente). De manera que en función de los parámetros de

exposición que se definan para tipo de uso y receptor, se puede programar el cálculo de riesgos masivo para una matriz (ráster) de gran tamaño. Esto es así ya que la variable en este caso del modelo se corresponde precisamente con la concentración en cada punto, es decir, en cada celda.

De modo que, para el cálculo del cociente de riesgo total para sustancias no cancerígenas se emplea la Ecuación (13)

$$HQ = C \cdot \sum_i \frac{CR_i \cdot ET_i}{RfD_i \cdot BW_i \cdot AT_i} \leq 1 \quad (13)$$

Mientras que para el cálculo del riesgo total para sustancias cancerígenas, se utiliza la Ecuación (14).

$$TR = C \cdot \sum_i \frac{CR_i \cdot ET_i \cdot SF_i}{BW_i \cdot AT_i} \leq 10^{-5} \quad (14)$$

siendo para ambas,

CR = Tasa de contacto con el suelo contaminado en función de la vía de exposición (tasa de ingestión, tasa de inhalación, contacto dérmico, etc.)

ET = Tiempo de exposición, incluye frecuencia y duración.

BW = Peso corporal del receptor considerado (en kg).

AT = Para sustancias cancerígenas y mutagénicas tiempo promedio de la exposición (años); para sustancias no cancerígenas, duración de la exposición expresada en días.

SF = Factor de pendiente (SF, slope factor) indica el incremento de la probabilidad de desarrollar estos efectos a lo largo de una vida por exposición crónica a una dosis de contaminante.

RfD = Dosis crónica o dosis de referencia para sustancias no cancerígenas.

El desarrollo de las expresiones para cada una de las vías de exposición (ingesta directa, contacto dérmico, inhalación de vapores, etc.) y los parámetros característicos utilizados

para cada tipo de uso, están disponibles para su consulta en el Anexo II. El resultado de alguno de los cálculos anteriores se presenta a modo de ejemplo en la Figura VI.6.

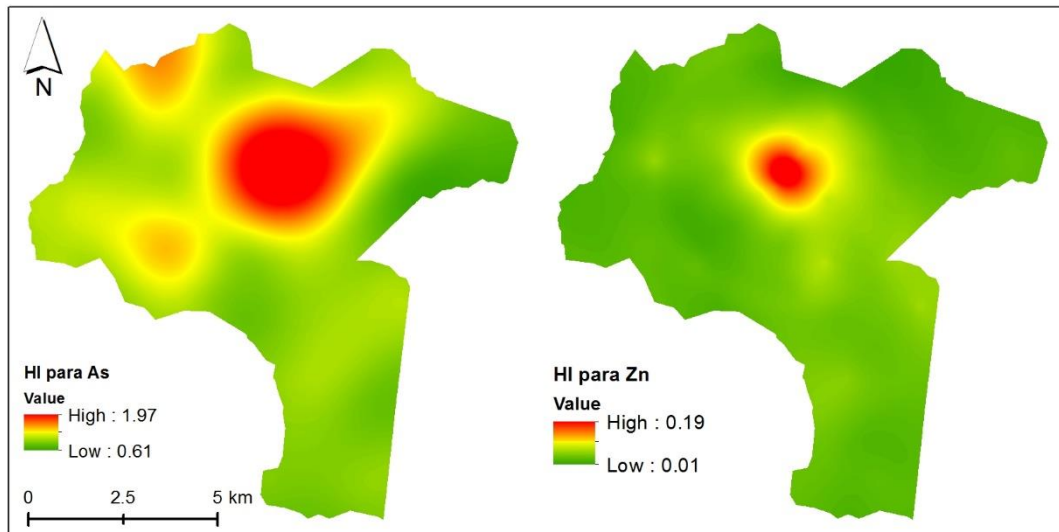


Figura VI.6. Ejemplo de visualización de capas ráster continuas con el valor de los cocientes de riesgo para As y Zn. Valores por encima de 1 supondrían riesgos inadmisibles para la salud humana.

A continuación, una vez obtenidas las capas que contienen la información relativa a los distintos riesgos considerados, se procede de forma análoga a la realizada con las capas de estimación de concentraciones. Esto es, se sigue una reclasificación de los archivos ráster de riesgo, de tal manera que se reasignan valores a las celdas en función del límite de riesgos admisible en cada caso. Como resultado de lo anterior se obtienen las capas de información de riesgos reclasificadas en relación su valor de admisibilidad de riesgos, lo que proporciona los recintos que en su caso superan los límites establecidos y en consecuencia dichos riesgos son inadmisibles con la salud humana. En la Figura VI.7 se presenta en un ejemplo de este procedimiento.

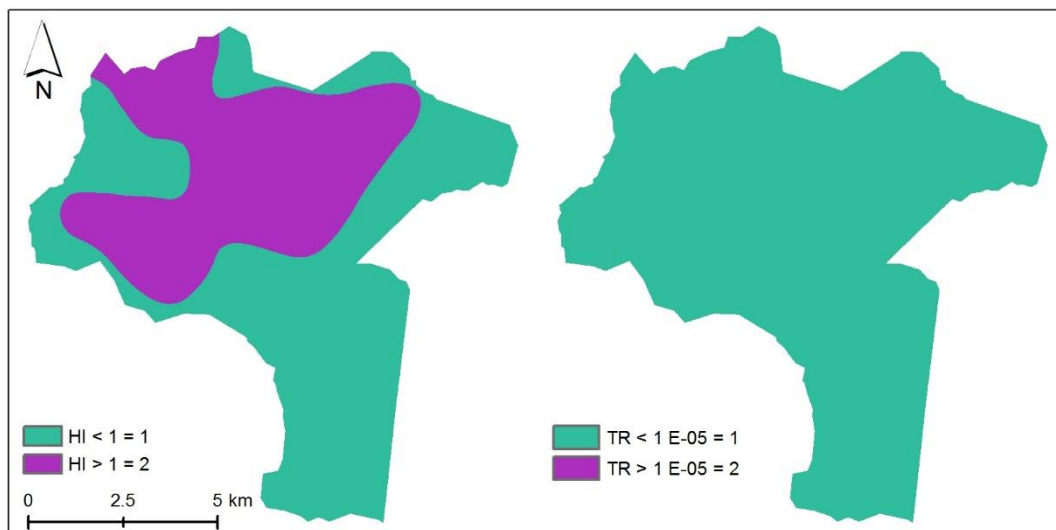


Figura VI.7. Ejemplo de reclasificación de ráster de riesgos de la Figura VI.6 en función del cociente de riesgo máximo admisible $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$

Finalmente, la compilación de las regiones de riesgos que resultan inadmisibles para la salud humana genera la capa de riesgos final. De modo que, mediante la envolvente de todos los recintos que exceden los límites de riesgo, se obtiene el área global tanto para los riesgos con efectos tóxicos como con efectos cancerígenos, en la cual los riesgos derivados resultan incompatibles con el desarrollo de las actividades de uso planteadas. En la Figura VI.8 se presenta un ejemplo de este último paso del procedimiento metodológico propuesto.

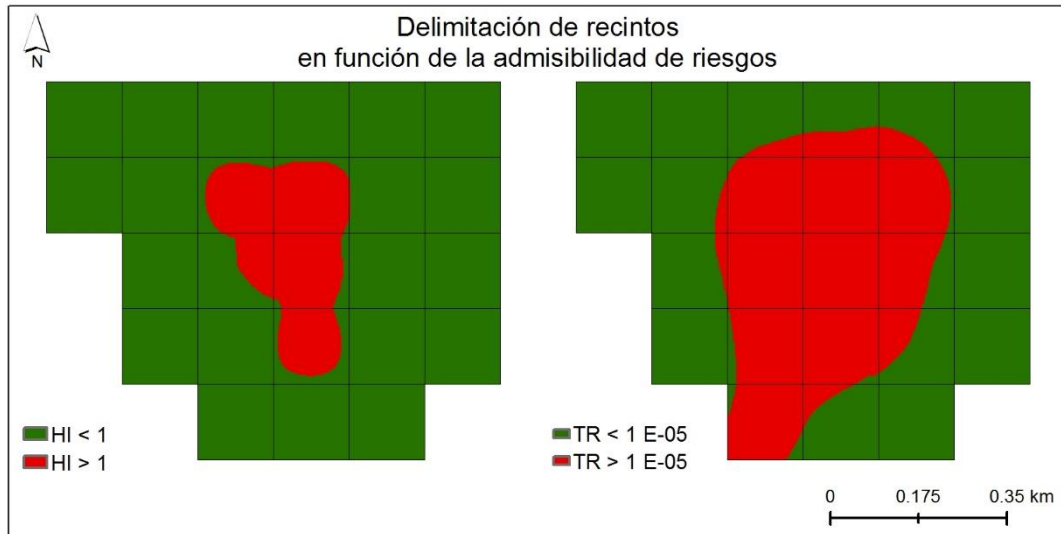


Figura VI.8. Ejemplo de la compilación de las regiones de riesgos obteniendo como resultado la delimitación de recintos en función su admisibilidad, tanto para efectos tóxicos (izda.) como para efectos cancerígenos (dcha.).

VI.3. APLICACIÓN A CASOS PARTICULARES

VI.3.1. Contaminación difusa en un entorno periurbano

VI.3.1.1. Antecedentes

A resultas de una petición de la administración asturiana se realizó un estudio sobre la posible contaminación existente en unas parcelas de las inmediaciones de Gijón, como consecuencia de la presión industrial a la que estas se encuentran sometidas en función de su localización y morfología propia del terreno. Un informe de caracterización previa sobre 5 parcelas en el área de estudio presentaba indicios de anomalías de metales pesados, por lo que se requiere un estudio de la zona mediante la ampliación de la zona de muestreo (Ver Figura VI.9)

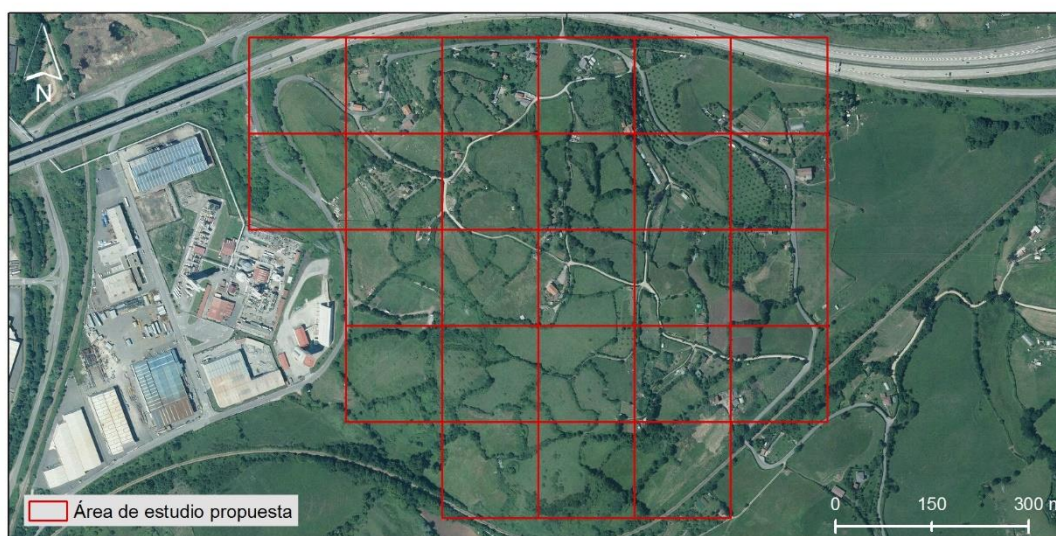


Figura VI.9. Ampliación propuesta del área de estudio.

El área de estudio final se concreta en 56,25 ha resultantes de la modificación de la malla de muestreo de detalle que se estipula en un tamaño final de 150 x 150 m, con un número de cuadrículas de 25 y una densidad de muestreo de una muestra compuesta por cuadrícula.

La orientación y morfología del terreno, con unos límites naturales y antrópicos que definen la zona es uno de los condicionantes para el tamaño y orientación de malla. Además, consigue abarcar la mayoría del parcelario catastral de la zona, dotando al estudio de un carácter más global (no centrado en las anomalías puntuales detectadas

previamente), tratando de servir de estudio de calidad de suelos y utilizando estos como registro del impacto de las emisiones de la zona.

La estrategia de muestreo planteada ha tratado de configurar la muestra representativa de cada cuadrícula en base al mayor número de parcelas diferentes posible. De las 5 muestras que componen cada cuadrícula, se ha intentado, en la medida de lo posible que estas pertenezcan a fincas distintas, de este modo, se aumente la representatividad y se permita acotar mejor las anomalías, si las hubiere.

Como resultado de este planteamiento obtenemos una serie de datos que dimensionan tanto el diseño de la estrategia de muestreo, como su éxito en términos de superficie cubierta estimada. En concreto:

- Orientación de la malla de muestreo N-S
- Malla de muestreo de 150 x 150 m
- Área de estudio de 56,25 ha
- Área muestreable (parcelas) 48,19 ha
- Recubrimiento conseguido sobre área muestreable 87,15%
- Número de parcelas muestradas 84
- Número total de muestras recogidas: 125 muestras (5 submuestras por cuadrícula).

La importancia de la estrategia llevada a cabo en términos de recubrimiento de parcelas sobre el área total, se presenta en la Figura VI.10. El área muestreable, es decir, las parcelas que se encuentran dentro del área de estudio, una vez eliminadas zonas pavimentadas, carreteras, edificaciones y elementos de otra índole, suman 48,19 ha. De ellas, se han conseguido muestrear 42 gracias a las 125 submuestras que componen las 25 cuadrículas de estudio. Cada una de esas 125 muestras está a su vez compuesta por un total de 5 incrementos muestrales tomados en el perímetro cercano al punto escogido para mejorar la representatividad (ver Figura VI.11).

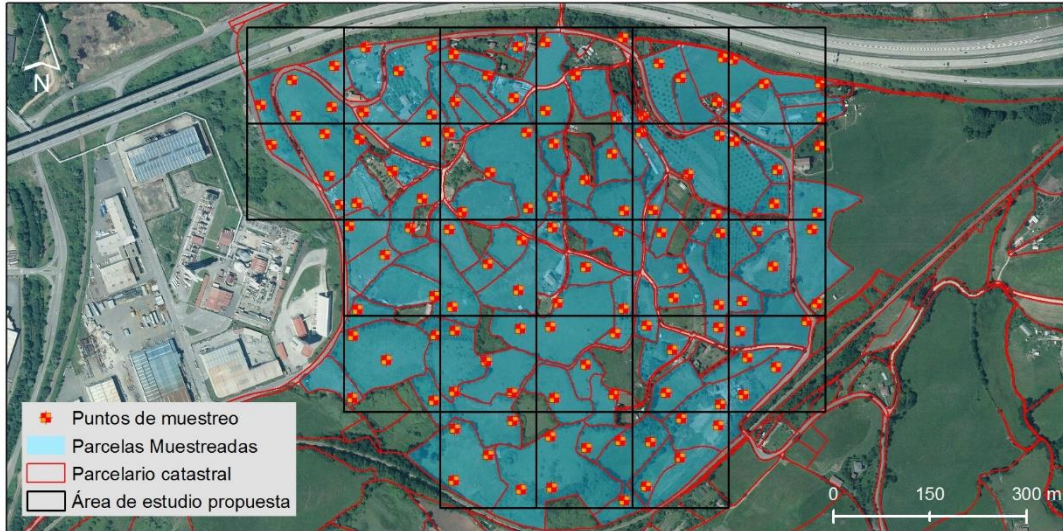


Figura VI.10 Parcelas muestreadas en el área de estudio.

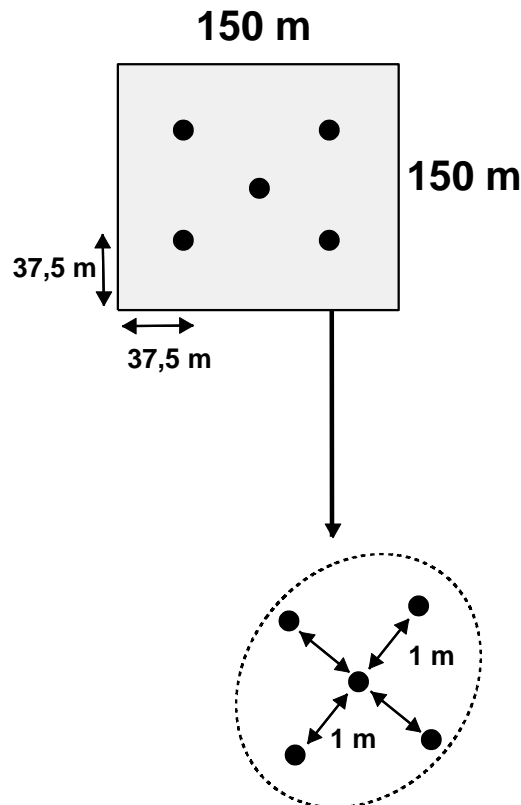


Figura VI.11. Croquis estrategia de muestreo seguida.

Las 125 muestras recogidas en campo son tratadas previamente para generar las 25 muestras compuestas (una por cuadrícula) que serán objeto de análisis. Con la finalidad de estudiar el origen y distribución de las anomalías detectadas, se analizó el contenido en metales pesados y metaloides según lo dispuesto en la normativa. Además, se

efectuaron un estudio estadístico bivariado así como otro multivariado mediante un análisis factorial.

De los 19 elementos que se consideran en la normativa del Principado de Asturias, 9 de ellos (As, Sb, Cd, Cu, Mn, Pb, Tl, V y Zn) superan en, al menos una cuadrícula, el NGR de “otros usos” (el más restrictivo entre los posibles).

De los elementos citados, se ha demostrado la irrelevancia o el carácter natural de las concentraciones anómalas de Mn y V. Por el contrario, se han considerado suficientemente significativas y muy probablemente de origen antrópico las anomalías de As, Cd, Pb, Tl y Zn. (Boente et al., 2017.)

Además, cabe destacar que para todos estos elementos el nivel de biodisponibilidad que se ha medido en las cuadrículas más problemáticas es nulo en varios de ellos (As, Sb y Tl) y bajo o muy bajo en el resto (menor del 10 %), salvo para el Cd (por debajo en todo caso del 50 %).

En Tabla VI.1. Concentraciones de metales y metaloides en las muestras representativas. se presentan los valores de concentración de los elementos seleccionados con base en las consideraciones anteriores. Estos resultados sirven de punto de partida para el estudio de la distribución espacial de los contaminantes y su riesgo derivado.

Tabla VI.1. Concentraciones de metales y metaloides en las muestras representativas.

	As	Cd	Pb	Tl	Zn
	mg/kg				
NGR (Otros Usos)	40	2	70	1	455
LA1	28,2	0,61	59,5	0,87	169
LA2	17,9	0,75	52,3	0,75	195
LA3	27,5	0,96	83,2	1,3	202
LA4	37	1,2	117	1,4	239
LA5	36,2	1,2	110	1,4	286
LA6	22,7	0,99	83,5	0,99	458
LB1	21,6	0,58	62,3	0,9	161
LB2	20,7	0,84	69,4	0,83	173
LB3	79,4	1,9	170	2,7	320
LB4	72,2	2,3	168	2,8	379
LB5	63,7	1,9	149	2,1	448
LB6	21,6	0,71	61,3	0,71	245
LC1	21	0,59	52	0,76	136
LC2	76,4	1,5	155	2,3	306
LC3	74,4	1,9	148	2,5	355
LC4	49,6	1,4	113	1,8	245
LC5	18	0,61	49,6	0,75	182
LD1	12,5	0,55	42,6	0,56	160

LD2	61	1,3	130	1,8	247
LD3	66	1,6	144	2,6	259
LD4	39,1	1,1	87,8	1,3	208
LD5	11,8	0,51	39,6	0,51	187
LE1	50,2	1,2	107	1,8	197
LE2	30,3	1,1	78,7	1,1	193
LE3	17,9	0,41	32,9	0,58	146

Las conclusiones del informe que se elabora, subrayan la presencia en la zona central del área de estudio de concentraciones algo anómalas, de algunos elementos tales como As, Sb, Pb y Tl. Este hecho se relaciona con la morfología del terreno, que facilita fenómenos de deposición atmosférica. Además, se sugieren una o varias fuentes de contaminación atmosférica multielemental, típicas en áreas de intenso uso industrial coherentes con la zona de estudio. Igualmente, se recalca que no existe ninguna evidencia que sugiera focos puntuales de contaminación, así como vertidos ni otras fuentes contaminantes específicas.

VI.3.1.2. Generación de ráster de contaminación y áreas de afección

Los valores de los elementos presentados en la Tabla VI.1 han sido objeto de tratamiento espacial mediante herramientas de GIS . Para la extensión de la malla de muestreo se han interpolado dichos valores, representados en el centroide de cada cuadrícula como valor representativo de la misma.

Con el objetivo antedicho se comprobó la normalidad de cada variable mediante el test de Shapiro-Wilk (1965), óptima para estudios estadísticos con un número de datos inferior a 50. En segunda instancia, se procedió a la estimación de la distribución espacial de cada elemento mediante la técnica geoestadística del krigeado ordinario, recomendada para estudios geoquímicos de este tipo (Goovaerts, 1997).

El formato de salida de los archivos de las interpolaciones se ajusta a un formato del tipo ráster con tamaño de celda de 3 x 3 m. Este parámetro ha sido definido en función de la precisión requerida y la extensión del área de estudio, de tal forma que es coherente con el valor mínimo representable a una escala de visualización de 1:15 000. En la Figura VI.12 se muestran los resultados de las estimaciones realizadas para cada elemento donde además se muestra localización del punto representativo que ha sido utilizado

para realizar las estimaciones, este coincide con el centroide de cada cuadrícula de muestreo.

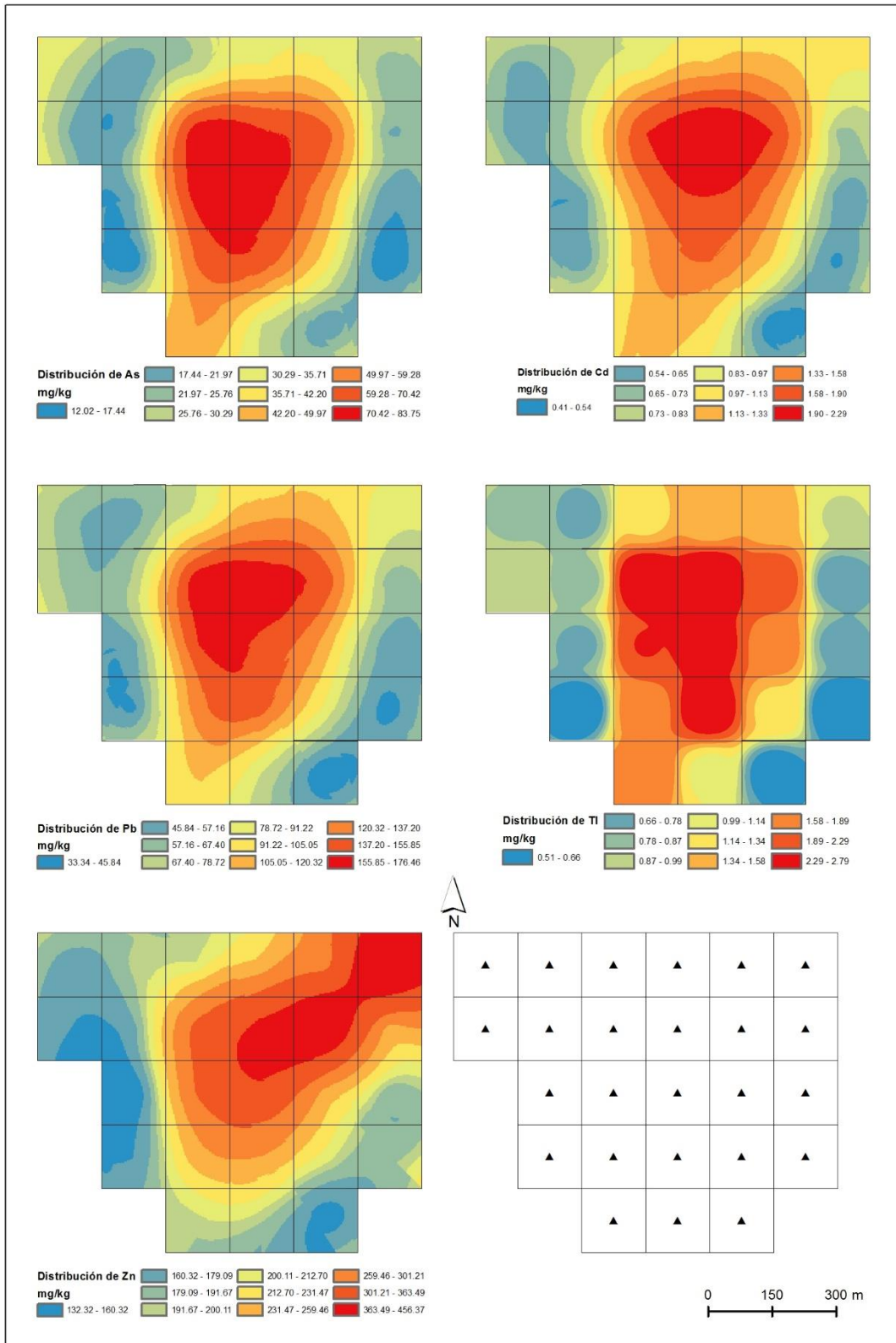


Figura VI.12. Resultados de la estimación de las concentraciones de los elementos de estudio mediante krigeado ordinario. Abajo dcha. localización de puntos representativos que han sido utilizados para realizar las estimaciones.

Los archivos ráster con un tamaño de celda de 3 m, han sido reclasificados en función de los valores de NGR de cada elemento en relación a los usos. De este modo se generan los recintos que delimitan la compatibilidad de usos en el área de estudio incompatibles con los usos previstos bajo la denominación de “otros usos” (Figura VI.13). Según normativa autonómica se refiere a “otros usos” a aquel que, no incluyéndose en alguna de las clases de Industrial, Recreativo o Residencial, puede soportar actividades de tipo agrícola ganadero o forestal.

La compilación estos una vez ejecutada su reclasificación, permite obtener la intersección de todos los perímetros. De modo que el resultado que se obtiene es un nuevo archivo, en el mismo formato, y con las mismas propiedades en cuanto a tamaño de celda y extensión, en el que se delimitan los usos compatibles del suelo teniendo en cuenta todos los elementos estudiados (Figura VI.13).

En conclusión, se observa cómo la zona central del área de estudio (en color rojo), más elevada desde el punto de vista de la topografía, es la zona que presenta una mayor concentración de anomalías por elemento lo que se traduce en una zona que resultaría incompatible los desarrollos actividades planteadas en la categoría “otros usos”. Por el contrario, las zonas distales con una morfología de pendientes más acusadas, serían susceptibles de albergar cualquier tipo de uso por tener unas concentraciones de los elementos analizados inferiores al valor de NGR correspondiente. Cuantitativamente, las superficies que serían incompatibles con el desarrollo de actividades compatibles con el mencionado uso, equivalen a 37,75 ha, lo que supone un 67,11 % de la superficie total muestreada.

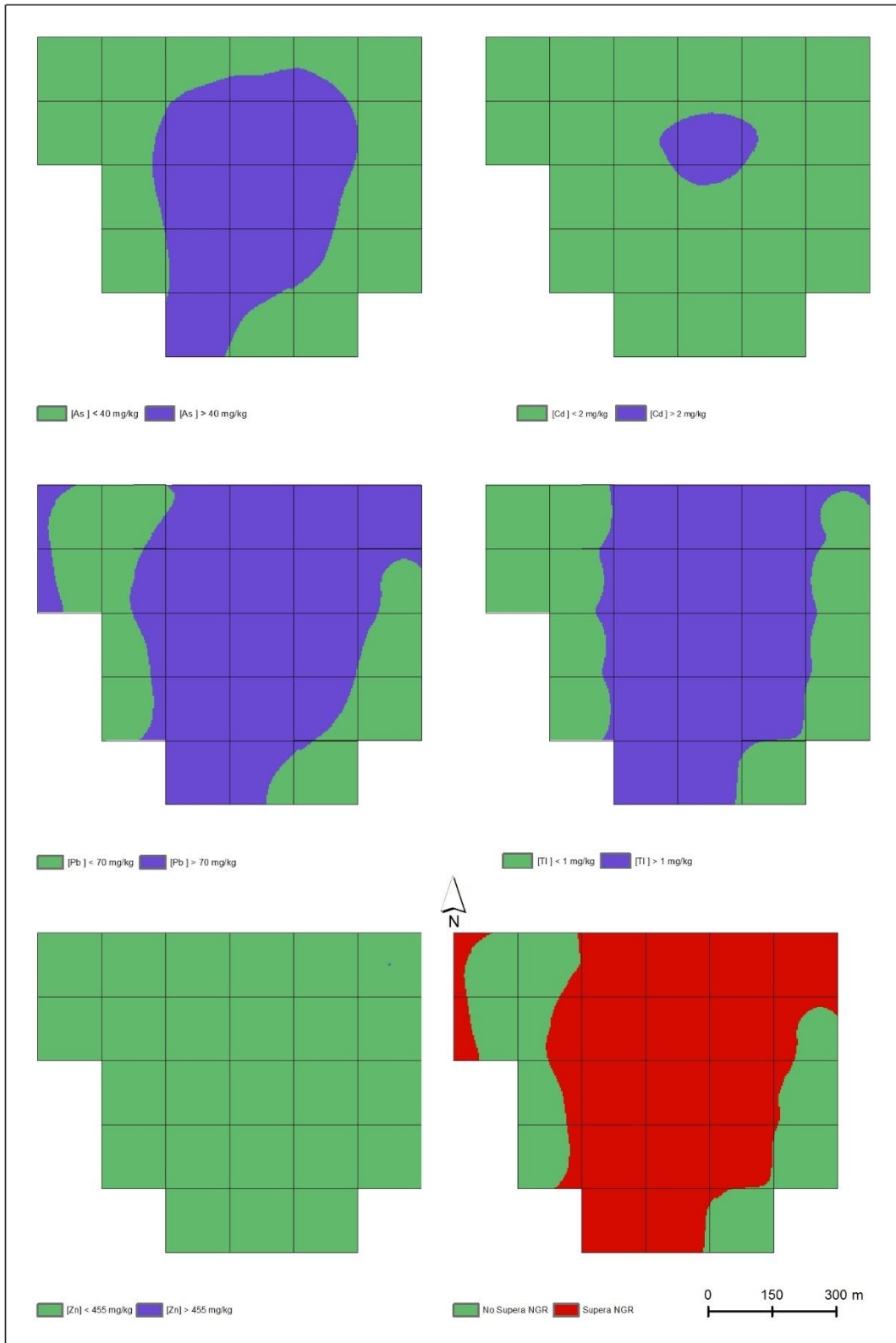


Figura VI.13. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR correspondiente a “otros usos”. Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible Otros usos. Zona verde compatible todos usos.

VI.3.1.3. Derivación de ráster de riesgo.

Los archivos ráster que contienen los valores de concentración de los cinco elementos seleccionados (As, Cd, Pb, Tl y Zn) se han utilizado como base para la generación de un nuevo archivo con el mismo formato y propiedades que contiene la información relativa a la probabilidad de riesgos para cada elemento, así como como para el riesgo total acumulado.

El carácter carcinogénico de algunos elementos implica que se han de generar capas ráster diferenciadas para los riesgos con efectos cancerígenos y para los riesgos con efectos tóxicos. De este modo se han generado 5 capas con la probabilidad de riesgo con efectos tóxicos, una capa por elemento considerado y además se han calculado otras 2 capas correspondientes a la probabilidad de riesgos con efectos cancerígenos de As y Cd.

Así mismo se calculado de conjunto de capas de riesgo anterior para cada uno de los usos probables, de modo que se han tenido en cuenta como potenciales actividades de la zona, aquellas compatibles con los usos definidos como Residencial, Recreativo y Otros Usos.

VI.3.1.3.1. Otros usos

Como se ha explicado en la parte metodológica la peculiaridad del cálculo de riesgos para este tipo de uso radica en la consideración de una vía de exposición adicional respecto al resto de usos. En ese caso la vía de exposición complementaria corresponde a la ingesta de alimentos contaminados, siendo este el factor más restrictivo para el cálculo del riesgo.

En las siguientes figuras se presentan los resultados del cálculo de riesgos en formato ráster con la misma extensión y características de tamaño de celda de la capa original (ráster de concentraciones) de la que derivan.

Los resultados de la probabilidad de riesgos con efectos cancerígenos y efectos tóxicos, una vez definidos los parámetros de exposición para cada una de las vías consideradas, son función exclusivamente de la concentración del elemento en cada punto. La vía de exposición crítica para este tipo de uso corresponde a la vía que considera la ingesta de

alimentos contaminados. Esta vía está condicionada fundamentalmente por el parámetro de biodisponibilidad relativa (RBA por sus siglas en inglés). Se ha estudiado la biodisponibilidad de los elementos de análisis en las cuadrículas con concentraciones más elevadas, los resultados de esta para la mayoría de los elementos son nulos o muy poco significativos con la excepción del Cd, aunque este no supera los NGR en los puntos analizados, y por tanto no representa un problema. En la Tabla VI.2 se presentan los resultados del análisis de biodisponibilidad promedio en las cuadrículas estudiadas.

Tabla VI.2. Resultados promedio de la extracción secuencial realizada sobre muestras representativas de 3 cuadrículas. Al término biodisponible le corresponden las dos primeras fracciones del método de Tessier (1979) y al resto las tres últimas.

Elemento	Biodisponible	Resto fracciones	Total	Biodisponible
		mg/kg		%
As	0,00	76,73	76,73	0,00
Cd	0,77	1,00	1,77	41,83
Pb	3,87	153,80	157,67	2,47
Tl	0,00	2,50	2,50	0,00

En el cálculo se ha considerado la biodisponibilidad del elemento ya que se considera que el contenido total de metal en suelo no es un valor significativo desde el punto de vista toxicológico, ya que cuando los metales llegan al sistema edáfico, en formas con diferente actividad, entran en contacto con los componentes del medio y se producen interacciones que hacen que varíe la forma química del metal y por tanto su actividad y los efectos que puedan generarse. Así, es solo la fracción de metal en solución la que podría considerarse ambientalmente biodisponible y, por tanto, capaz de interactuar con los organismos vivos y ser considerada la fracción potencialmente tóxica. Esto justifica que se deba considerar en los análisis de riesgos, la biodisponibilidad de los metales pesados en el medio edáfico.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores se ha realizado el cálculo para cada capa ráster de los elementos seleccionados, en la Tabla VI.3 se encuentran los estadísticos descriptivos básicos de cada archivo teniendo en cuenta los riesgos asociados a efectos tóxicos. Los tres elementos As, Tl y Zn presentan áreas donde los riesgos calculados superan el límite del cociente de riesgo igual a la unidad, fijado como umbral máximo.

Tabla VI.3. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para Otros Usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	1.97E-01	1.38E+00	6.59E-01	3.13E-01	75 000
Cd	1.38E-01	7.63E-01	3.75E-01	1.48E-01	
Pb	1.27E-01	6.74E-01	3.68E-01	1.42E-01	
Tl	5.10E-01	2.80E+00	1.41E+00	6.48E-01	
Zn	5.31E-01	1.83E+00	9.79E-01	3.05E-01	

Los elementos que superan el mencionado cociente de riesgos han sido objeto de una reclasificación del archivo ráster de forma que análogamente al procedimiento realizado para determinar los recintos de valor de concentración correspondiente NGR, en este caso se ha utilizado para determinar el área que supera el cociente de riesgo de valor 1. En la Figura VI.14 se muestran gráficamente los resultados de las capas ráster de riesgos, en el caso de que se supere límite del mencionado cociente de riesgo, se incorpora la isolínea de riesgo que delimita las zonas que cuya probabilidad de riesgo sería inadmisibles para la salud humana y por tanto incompatible con el uso de suelo propuesto.

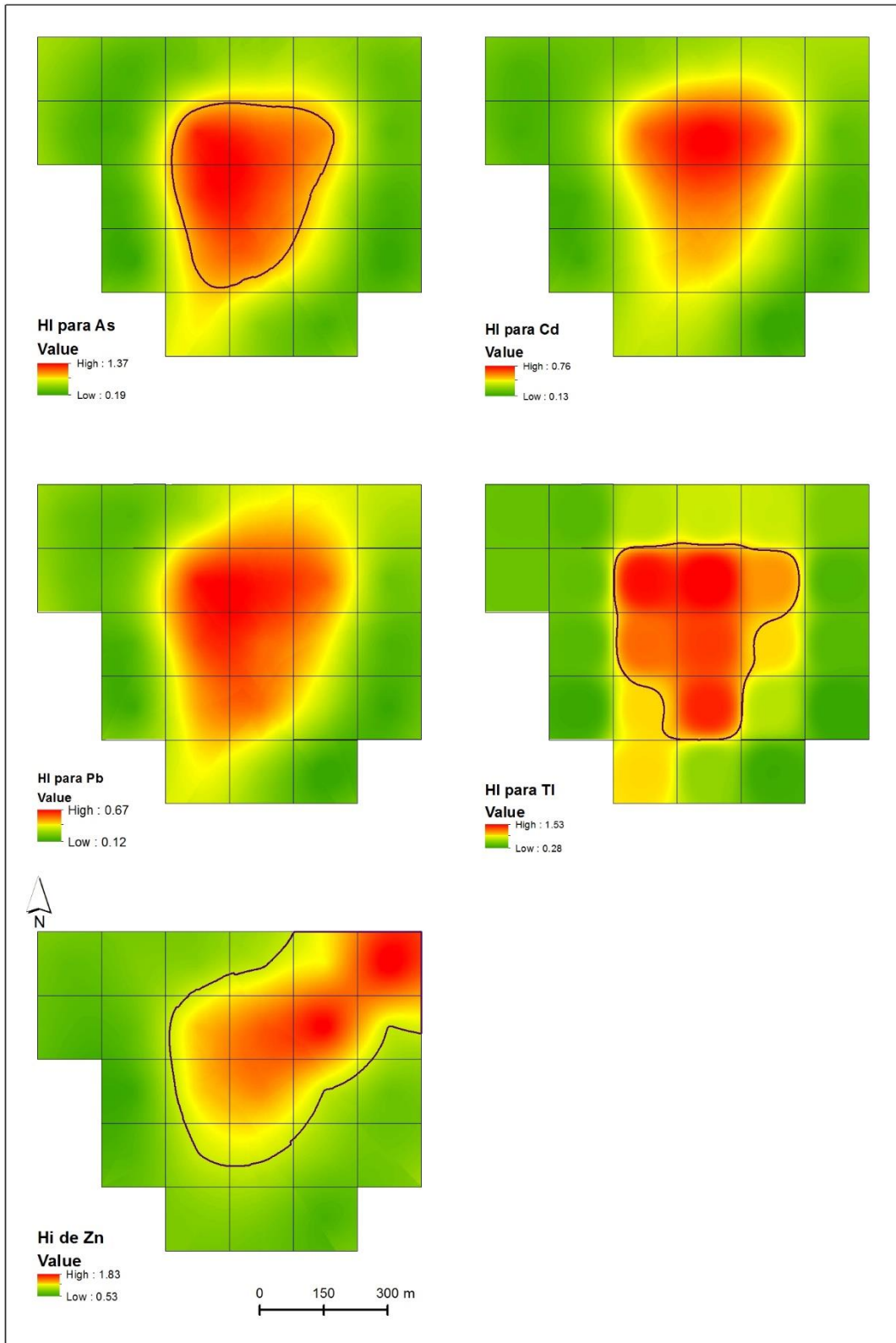


Figura VI.14. Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para Otros Usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$.

Atendiendo a la probabilidad de riesgo carcinogénico, en la Tabla VI.4 se presentan los riesgos únicamente relativos a As y Cd, por ser estos de los elementos considerados los que tienen consideración de elementos cancerígenos. Los resultados en este caso son sensiblemente distintos a los que se presentaban en relación a efectos crónicos, no superándose el límite de probabilidad de riesgo establecido en 10^{-5} .

Tabla VI.4. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	2.08E-06	1.45E-05	6.94E-06	3.30E-06	75 000
Cd	4.08E-10	2.26E-09	1.11E-09	4.39E-10	

Gráficamente se muestran los ráster calculados en la Figura VI.15 donde, se supera el límite normativo únicamente para As, por lo que se procedió a la reclasificación de las celdas en función de este umbral solo para este elemento. En consecuencia, considerando la probabilidad de riesgo debido a los efectos cancerígenos de As y Cd, se limita el área de estudio en el caso de As siendo esta zona incompatible con el uso planteado.

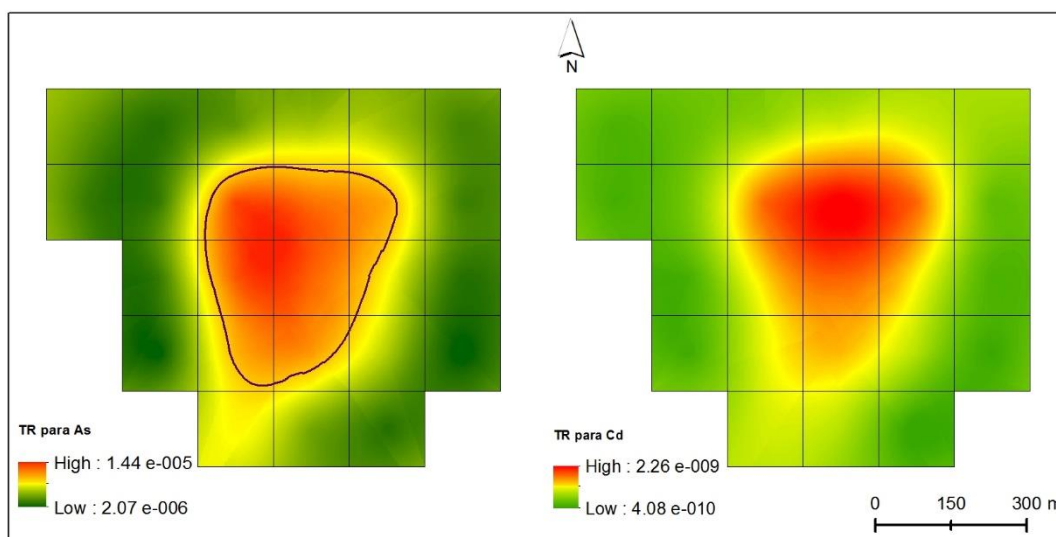


Figura VI.15. Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

El cálculo del riesgo total se realiza utilizando como base las capas reclasificadas donde en un formato binario de valores se establece la delimitación de las zonas que exceden

los riesgos planteados. La compilación de la serie de archivos ráster para los riesgos no cancerígenos por un lado y los cancerígenos por otro, tiene como resultado un archivo ráster con misma extensión y tamaño de celda. En un área en la que se superan los riesgos las celdas adquieren valor 1; por el contrario, si no se superan los límites establecidos las celdas de la capa final, adquieren valor 0. De este modo, en la izquierda de la Figura VI.16. Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para otros usos y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para "otros usos" y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$. se presentan los riesgos con efectos tóxicos . Así, el archivo presenta en color rojo todas las áreas que superan los riesgos (As, Tl y Zn) y en color verde las zonas en la que los riesgos son admisibles, y, por tanto, el uso planteado resulta compatible con las actividades previstas. En la parte derecha de la Figura VI.16 los riesgos correspondientes a los efectos cancerígenos presenta restricciones de uso únicamente debido a As por encontrarse en la valores por encima de los límites admisibles.

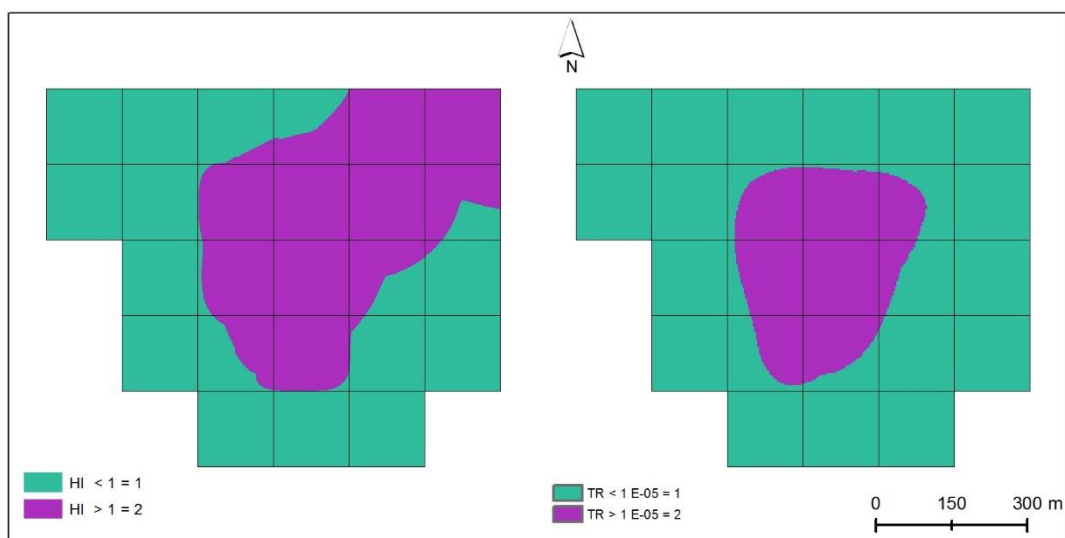


Figura VI.16. Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para otros usos y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para "otros usos" y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

VI.3.1.3.2. Uso residencial

Los resultados de la distribución y la delimitación de las áreas en las que se establece la admisibilidad de los riesgos calculados para el uso residencial siguen una estructura de presentación análoga a la realizada en el caso anterior.

En primer lugar, se presentan en la Tabla VI.5 los valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento como cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso residencial. Los valores que superan el límite máximo permitido para el cociente de riesgo corresponden a los resultados obtenidos para As y Tl. No obstante, cabe destacar que ambos elementos superan el umbral normativo de forma muy poco significativa, presentando cocientes de riesgo muy próximos a la unidad.

Tabla VI.5. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	2.58E-01	1.80E+00	8.62E-01	4.10E-01	75 000
Cd	1.55E-01	8.62E-01	4.23E-01	1.67E-01	
Pb	3.50E-02	1.85E-01	1.01E-01	3.89E-02	
Tl	3.66E-01	2.01E+00	1.01E+00	4.65E-01	
Zn	3.86E-02	1.33E-01	7.13E-02	2.22E-02	

La distribución de los cocientes de riesgo evidencia una disminución de las áreas cuyos riesgos asociados resultan inadmisibles en comparación con los valores obtenidos para otros usos (Figura VI.17). Estos resultados son coherentes con las particularidades de un uso menos restrictivo, donde no se tiene en cuenta la ingestión de alimentos cultivados sobre suelo contaminado. Sin embargo, el receptor que se utiliza en para esta cuantificación es un individuo en edad infantil, siendo este por tanto más vulnerable que el considerado para otros usos.

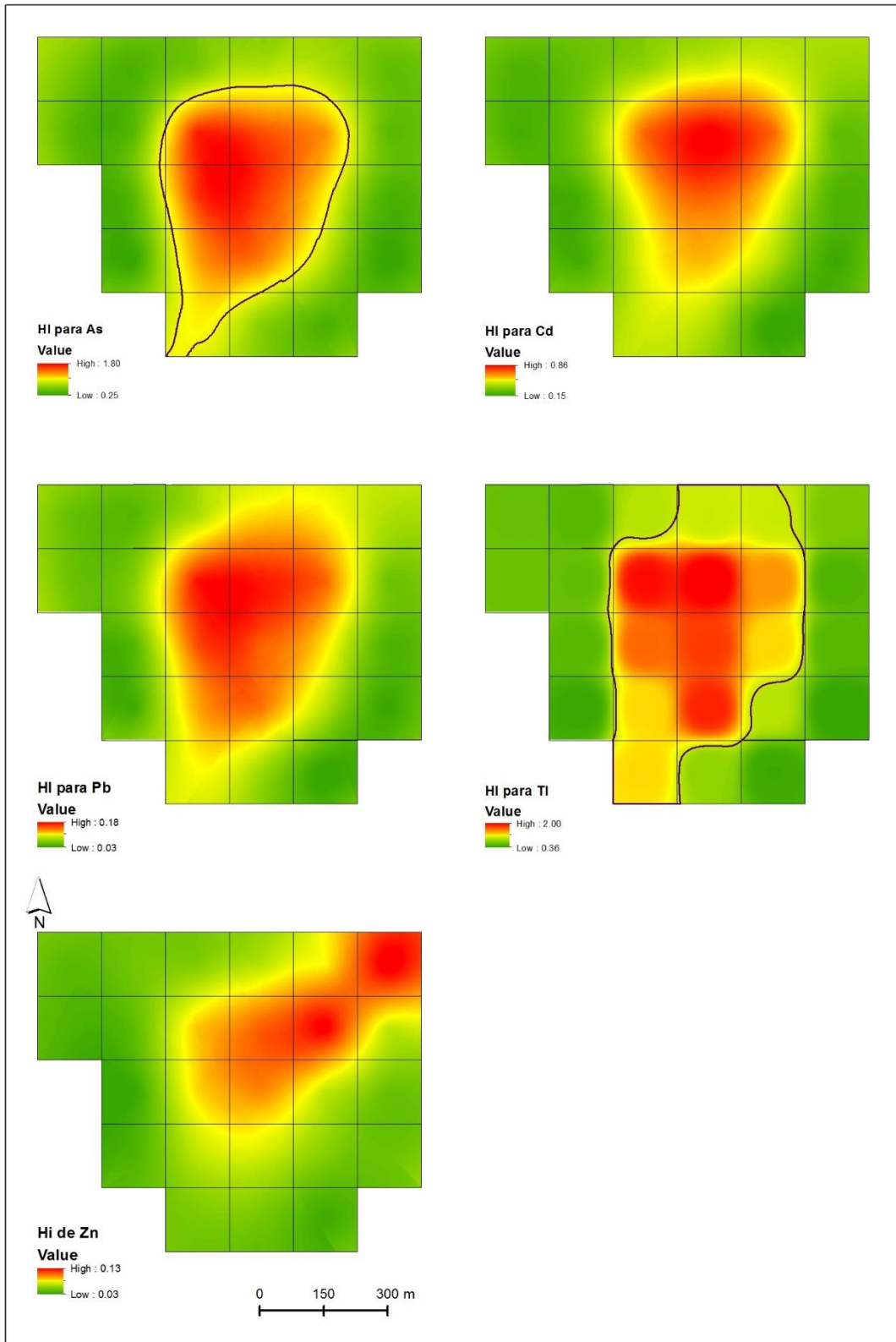


Figura VI.17. Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para uso residencial. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$.

En relación la distribución de la probabilidad de riesgos con efectos cancerígenos, la minoración del riesgo observada para los elementos con un carácter tóxico, se traslada a igualmente a estos cálculos (Tabla VI.6) donde los resultados obtenidos para As y Cd no superan en ningún caso el límite establecido.

Tabla VI.6. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	4.76E-06	3.32E-05	1.59E-05	7.56E-06	75 000
Cd	2.67E-08	1.48E-07	7.27E-08	2.88E-08	

Como resultado de lo anterior, en la Figura VI.18 se presenta la compilación de todas las capas ráster calculadas tanto para los riesgos con efectos tóxicos como con efectos cancerígenos. La zona central concentra el cociente de riesgo global que supera el límite establecido, y, por tanto, delimita la zona en la cual el riesgo es inadmisibles para este uso del suelo.

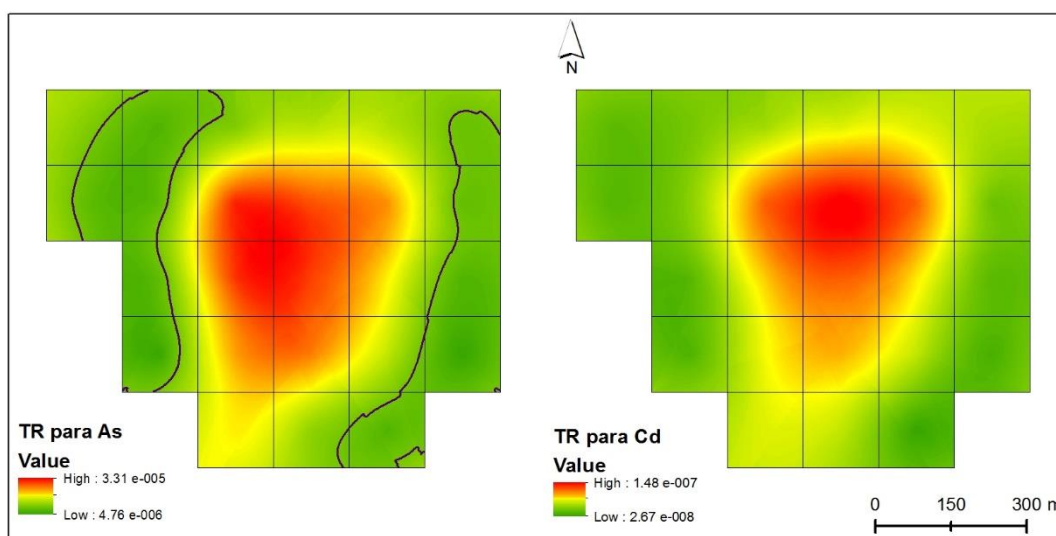


Figura VI.18. Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

Por último, la probabilidad de riesgo total calculada para los elementos con efectos cancerígenos, no supone una incompatibilidad con el desarrollo de la actividad residencial, y, por tanto, esta se podría desarrollar en la totalidad del ámbito, tal y como se refleja en la Figura VI.19.

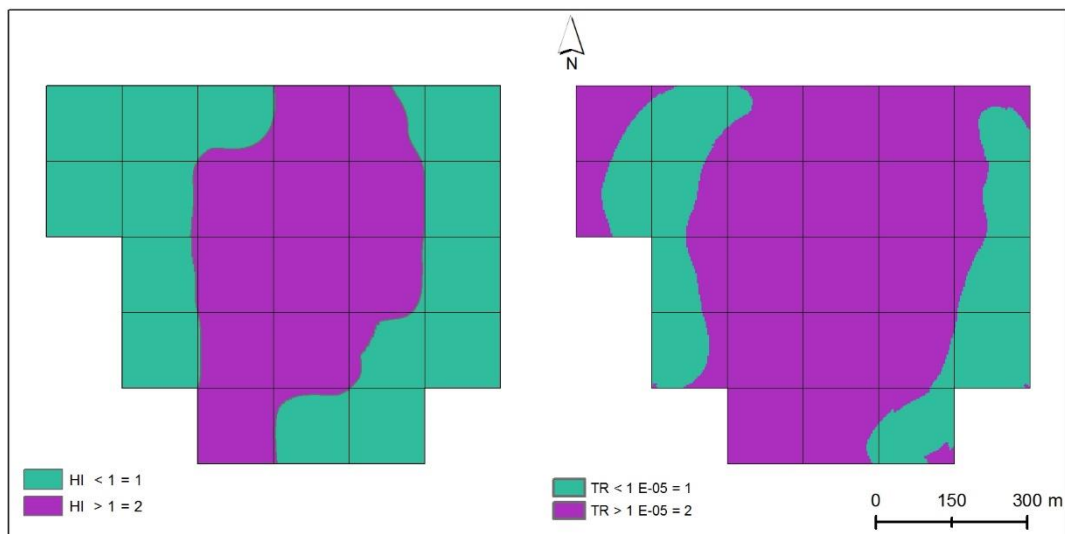


Figura VI.19 Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso residencial y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

VI.3.1.3.3. Uso recreativo

Con respecto a los cálculos de los riesgos asociados a la consideración de un uso de tipo recreativo, es necesario destacar que, este uso es menos restrictivo que el uso residencial que se ha desarrollado con anterioridad. La motivación de la incorporación de este tipo de uso en la normativa se ha basado en las particularidades urbanísticas, morfológicas y conductuales que caracterizan la región del Principado de Asturias, donde las zonas verdes recreativas y para uso deportivo tienen una presencia muy significativa. La actualización de los parámetros de exposición y la consideración del RME como un individuo en edad infantil, coinciden con las características del uso anterior donde las diferencias radican en la duración y frecuencia de la exposición, inferior a la del uso residencial.

En la Tabla VI.7 se recogen los descriptores básicos de los ráster en los que se calculan los cocientes de riesgos. Los cocientes de riesgo que superan el límite admisible corresponden con los calculados para As y TI, tal y como sucedía en el caso del cálculo para un uso residencial.

Tabla VI.7 Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	1.55E-01	1.08E+00	5.17E-01	2.46E-01	75 000
Cd	9.33E-02	5.17E-01	2.54E-01	1.00E-01	
Pb	2.10E-02	1.11E-01	6.08E-02	2.34E-02	
Tl	2.19E-01	1.20E+00	6.05E-01	2.79E-01	
Zn	2.32E-02	7.99E-02	4.27E-02	1.33E-02	

Las distribuciones de los cocientes y las regiones del ámbito en las que resulta incompatible el desarrollo del uso recreativo se muestran en la Figura VI.20, donde se aprecia un descenso significativo del área que restringe el mencionado uso.

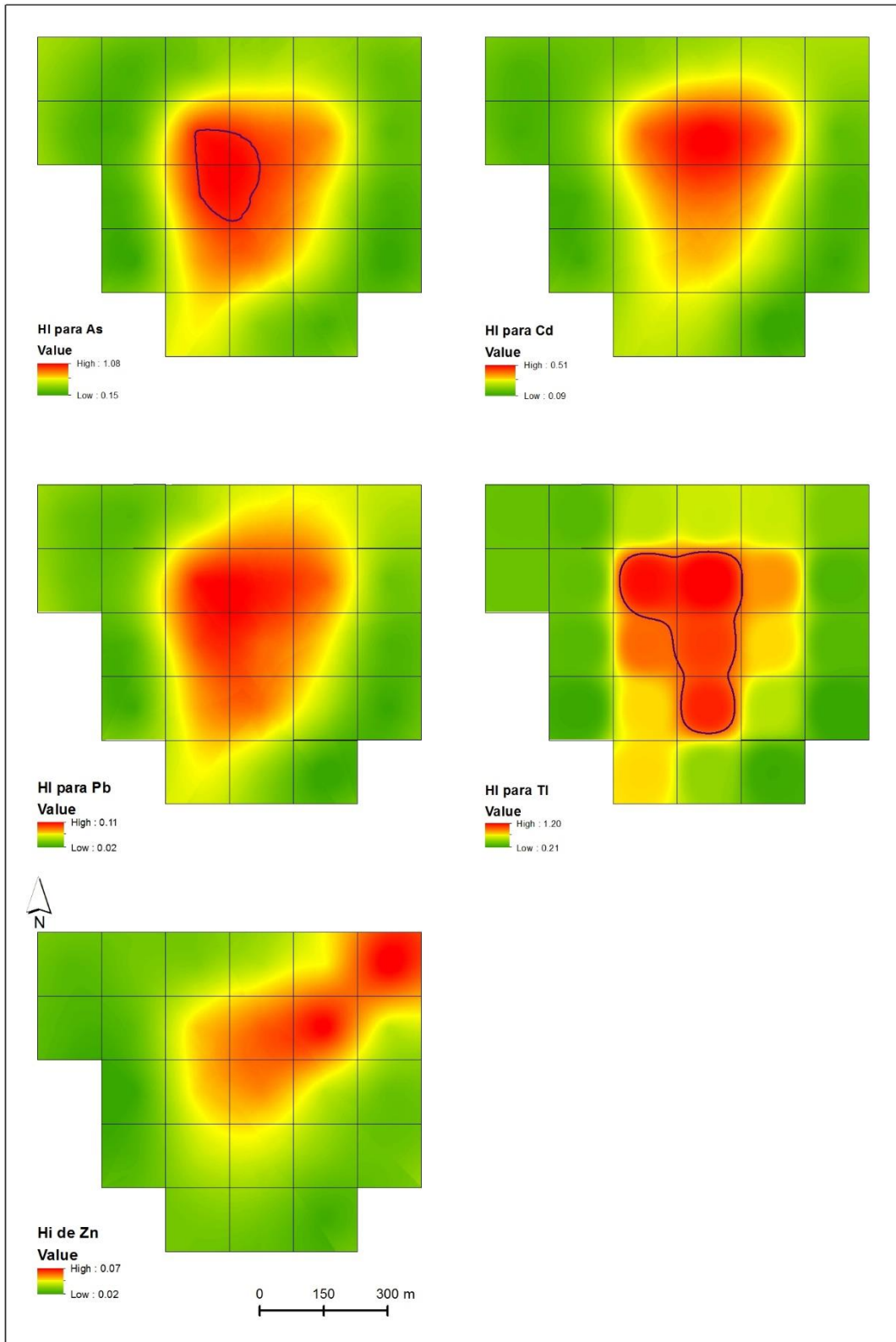


Figura VI.20 Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para uso recreativo. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$.

En relación al cálculo de la probabilidad de riesgo asociado con efectos cancerígenos (Tabla VI.8), se supera el límite admisible en el caso del As, donde además el área que acota dicho límite es sensiblemente inferior al observado en el casos anterior (Figura VI.21).

Tabla VI.8 Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Celdas
As	2.84E-06	1.98E-05	9.50E-06	4.52E-06	75 000
Cd	1.57E-08	8.71E-08	4.27E-08	1.69E-08	

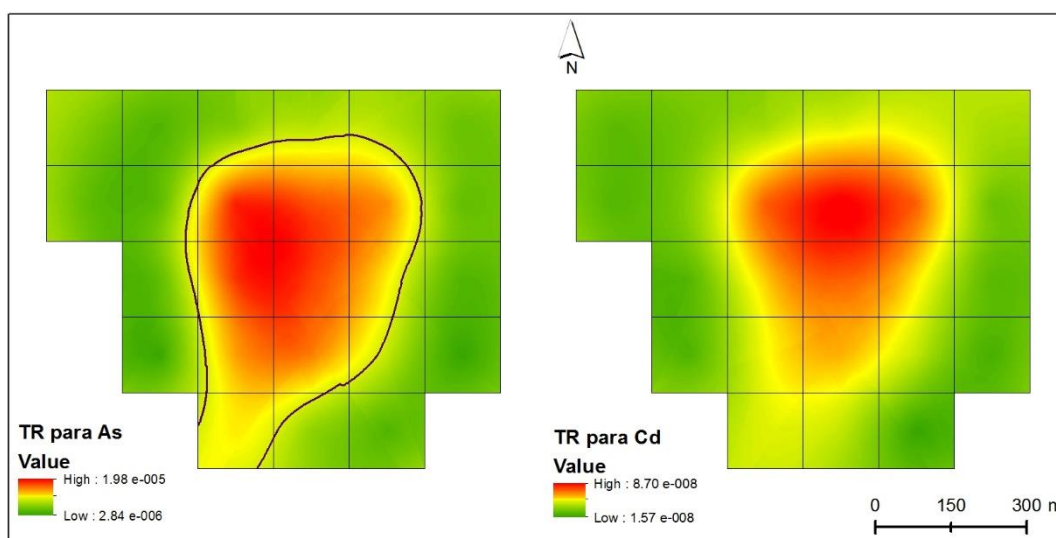


Figura VI.21 Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

La compilación de todas las capas ráster de riesgos deriva en la generación los ráster globales que delimitan la compatibilidad de uso considerando tanto los riesgos con efectos tóxicos como con efectos cancerígenos (Figura VI.22).

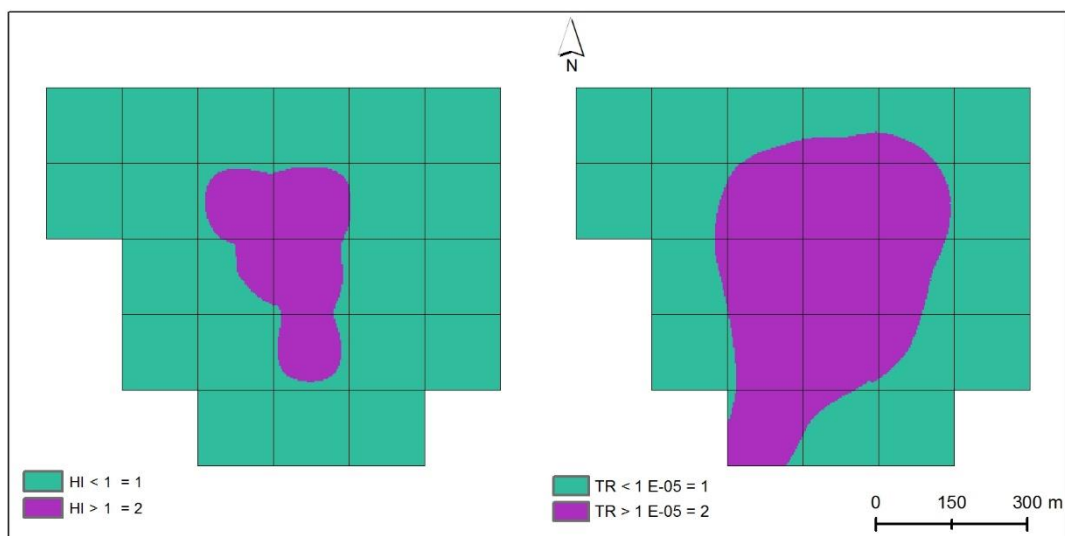


Figura VI.22. Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para Uso Recreativo, y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$.

Como resumen de las áreas delimitadas, las relacionadas con la superación de los NGR correspondientes y las que han presentado en el proceso de cálculo unos niveles de riesgo inadmisibles para la salud humana, se cuantifica en la Tabla VI.9 la extensión de las regiones sobre las que imperaría alguna restricción. Subsidiariamente actuarían como indicadores, para la administración competente, de los ámbitos que se han de considerar a la hora de desarrollar o permitir usos que podrían ser incompatibles con las concentraciones presentes en los suelos.

Tabla VI.9 Cuantificación de las extensiones que han presentado alguna incompatibilidad de uso o inadmisibilidad de riesgos. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno.

Uso	Superficie	Superficie respecto al total.
	ha	%
NGR supera	37,75	67,11
Residencial NC	25,6	45,51
Residencial C	39,5	70,22
Recreativo NC	8	14,22
Recreativo C	22	39,11
Otros Usos NC	23,22	41,28
Otros Usos C	12,2	21,69

VI.3.1.4. Conclusiones

La zona central del área de estudio presenta concentraciones algo anómalas de algunos elementos tales como As, Pb y Tl. Este hecho se puede relacionar con la topografía ya que se trata de una pequeña elevación sobre el resto del terreno. Ello la haría propicia a la deposición atmosférica tratándose de un caso de contaminación difusa.

La agrupación de estos elementos que superan los NGR, supone restringir más de un 67 % de la superficie total del área de estudio para el desarrollo de actividades compatibles con el uso más restrictivo de los analizados. Este uso se corresponde con el que los propietarios están desarrollando en la actualidad sobre sus parcelas.

El estudio espacial de la distribución de los riesgos asociados a los usos que el planeamiento actual permite en la zona, disminuye significativamente las áreas susceptibles de restricciones. De tal modo que se obtienen superficies incompatibles con ese uso de 23 y 12 ha para los riesgos con efectos tóxicos y cancerígenos respectivamente.

El empleo de parámetros como la biodisponibilidad, es capital a la hora de cuantificar los riesgos que tienen como vías de exposición preferente, tanto la ingesta accidental de suelo, como la ingesta de alimentos cultivados sobre suelos afectados. Así, se ha visto que los riesgos para As y Tl descienden significativamente por presentar porcentaje de biodisponibilidad prácticamente nula. Además, el resto de elementos considerados presentan valores igualmente bajos (menor del 10 %), salvo para el Cd (por debajo en todo caso del 50 %).

Siguiendo estrictamente la legislación española (RD 9/2005), sería necesaria la realización de un ACR específico para el emplazamiento sobre al menos el 67 % de la superficie del ámbito que presenta NGR superiores a los permitidos. No obstante, una primera aproximación a la distribución del riesgo mediante el uso de herramientas GIS permite minorar las superficies sobre las que sería necesario actuar, llegando a extensiones mínimas de 14 % en el caso de que se fuesen a desarrollar actividades compatibles con el uso recreativo.

En todo caso, este tipo de procedimientos, tal y como se explicado, favorecería el trabajo de la administración competente, en tanto en cuanto proporcionan una serie de ámbitos en función del uso que vaya a planificar, sobre los que se debería de tener especial cuidado, y, en caso necesario, ahondar en la potencial problemática ambiental que supondría esta incompatibilidad de usos. Esto redundaría en procedimientos más ágiles y menos costosos que lo que supondría afrontar un estudio de detalle del ámbito completo, con todas las particularidades y características que sobre él se puedan dar.

En conjunto, la valoración ambiental de las extensiones delimitadas y los niveles de riesgos calculados permiten calificar la afección de los suelos como de leve. Esta afección es probablemente derivada de la deposición atmosférica de contaminantes procedentes de fuentes difusas durante un largo período de tiempo, de manera que el suelo ha amortiguado este fenómeno, pero al mismo tiempo ha servido como “registro” o testigo del mismo. Este hecho es patente en la zona central del área estudiada, coincidente con la zona más alta, donde además se ha observado, a tenor de la distribución de los, que no existen focos puntuales de contaminación.

VI.3.2. Contaminación difusa en un municipio del Principado de Asturias

VI.3.2.1. Antecedentes

La génesis de este trabajo se ha expuesto en CAPÍTULO IV. en el Apartado IV.1.2. La investigación llevada a cabo en el Concejo de Langreo, ha dado lugar a diversa producción científica, entre la que se encuentra la propuesta de unos NGR locales.

Por otro lado, uno de los hilos conductores de esta investigación se basa en la relación que existe entre los valores determinados como línea base geoquímica, los NGR y los resultados de riesgos asociados a las concentraciones detectadas. En consecuencia, para el caso que nos ocupa, ya se ha establecido tanto una propuesta de línea base local para el Concejo de Langreo, como unos NGR conforme a la metodología planteada en esta tesis, por lo que, siguiendo la secuencia de relaciones anterior, se ha considerado lógico utilizar la información de la que dispone el grupo de investigación para cerrar el estudio sobre este ámbito concreto.

En este sentido, el estudio de los descriptivos estadísticos básicos y un análisis multivariante mediante componentes principales (PCA por sus siglas en inglés), determinó As, Cu, Hg, Pb y Zn como elementos de interés para fines de modelado espacial por ser elementos nucleares en pronósticos de contaminación y representativos de los grupos más importantes identificados (Boente et al., 2018).

VI.3.2.2. GENERACIÓN DE RÁSTER DE CONTAMINACIÓN Y ÁREAS DE AFECCIÓN

Los modelos geoestadísticos para representar la distribución espacial de los elementos As, Cu, Hg, Pb y Zn se realizaron de manera análoga a Boente et al. (2018). Esto es, mediante krigado ordinario sin transformación logarítmica de los datos brutos, previo ajuste del variograma experimental con curva esférica. Para la computación de estos modelos matemáticos se utilizó el módulo de geoestadística de ArcGIS 10.2.2.

En la Figura VI.23 se muestran los resultados de los krigados mediante una clasificación por intervalos geométricos. El uso de este tipo de clasificación para la presentación de las capas ráster de los krigados redundaba en la mejora del tratamiento de datos que no tengan una distribución normal, habiendo sido diseñada con el objeto de trabajo con datos sesgados en los que abundan valores duplicados.

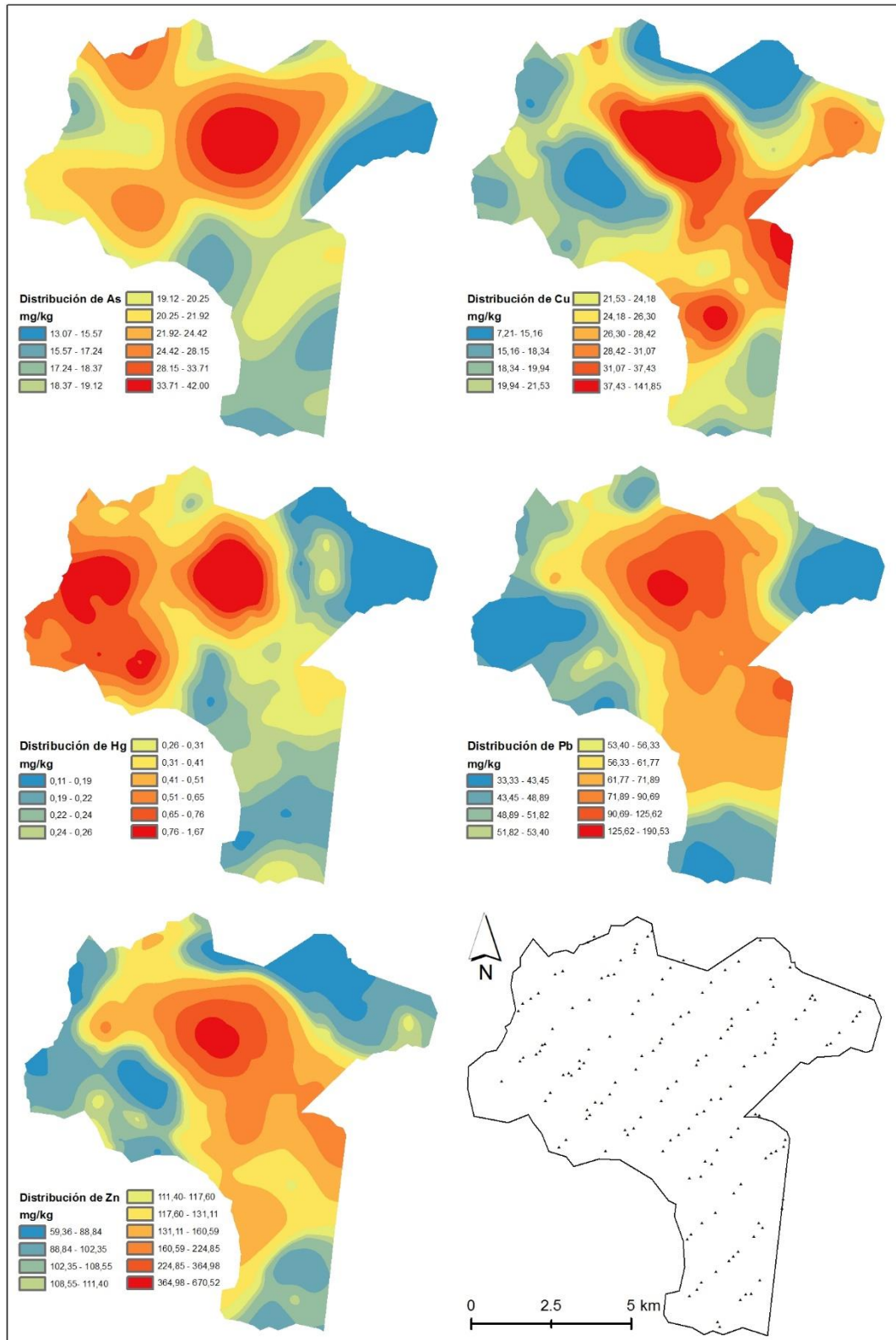


Figura VI.23. Resultados de la estimación de las concentraciones de los elementos de estudio mediante krigeado ordinario. Abajo dcha. localización de puntos representativos que han sido utilizados para realizar las estimaciones.

Los valores más altos estimados para As y Hg se concentran en la parte central del municipio y en la parte noroeste; sin embargo, el Cu, Pb y Zn, además de la zona central, se extienden desde el centro hacia la parte sur en concentraciones moderadas. En la parte inferior derecha de la figura se presenta a modo de recordatorio la composición del muestreo empleado con base en varios transectos dirigidos perpendicularmente al eje que conforma el río Nalón.

Conocida la distribución de los elementos de estudio, compete la comparación de esta con los valores normativos establecidos, en este caso los NGR del Principado de Asturias. Se han estimado cerca de 7 M de valores de concentración, tantos como celdas de tamaño 5 x 5 m contiene el archivo, para cada uno de los elementos seleccionados. Se procede a la reclasificación de todos estos datos, de forma que se sustituyen por una estructura de 0 y 1, dependiendo si el valor de concentración en cada punto supera o no el NGR para el uso evaluado.

Se observa que, teniendo en cuenta el valor más restrictivo de NGR, correspondiente a uso industrial, se superan dichos valores en al menos una celda de cada uno de los elementos evaluados. Como no podía ser de otra forma, la situación de los valores más altos de concentración se traslada a regiones en las cuales se exceden los niveles normativos.

El área común a todos los elementos que superan los NGR y por tanto que no sería compatible con el uso determinado, tiene una extensión de 2369,81 ha, lo que supone un 28.66 % de la superficie total del municipio. En el resto del municipio sus resultados implican que el resto de usos considerados (residencial, recreativo e industrial) serían compatibles con los valores de concentración estimadas.

En este punto, dado que ha sido objeto de parte de esta tesis la propuesta de unos NGR locales para el municipio de Langreo, resulta obligada la comparación de las superficies afectadas por ambos límites. Con tal motivo se establece una reclasificación análoga a la anterior en la Figura VI.24 donde se observa que la superficie total disminuye de una forma importante, fundamentalmente como consecuencia de la modificación de los valores de Pb. Los resultados indican que los valores de Pb son significativamente más

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

altos en todo el municipio lo que se traduce en valor de línea base más alta y en consecuencia del valor de NGR derivado para el mencionado elemento.

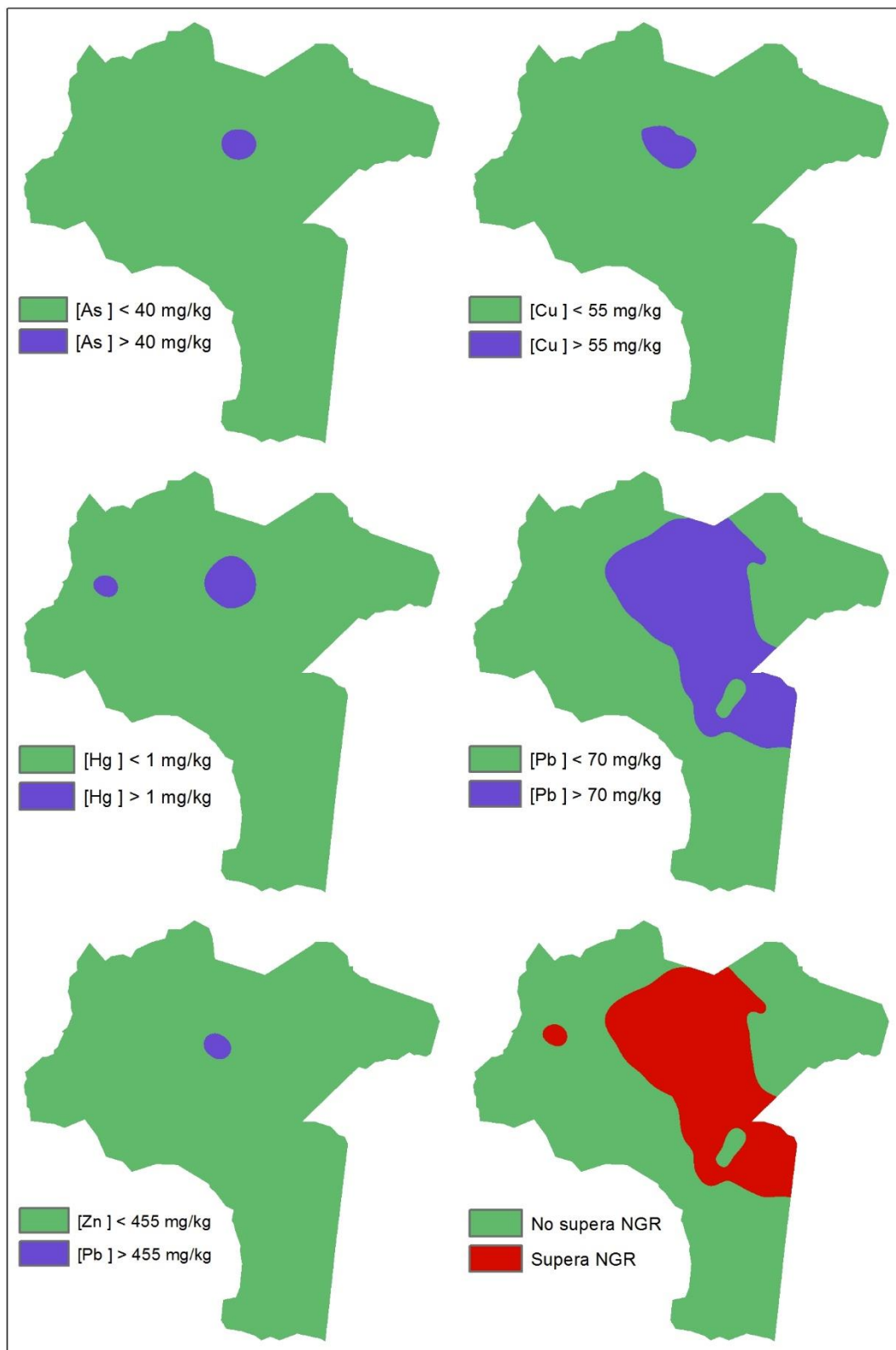


Figura VI.24. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR del Principado de Asturias correspondiente a “otros usos”.

Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible “otros usos”. Zona verde compatible todos usos.

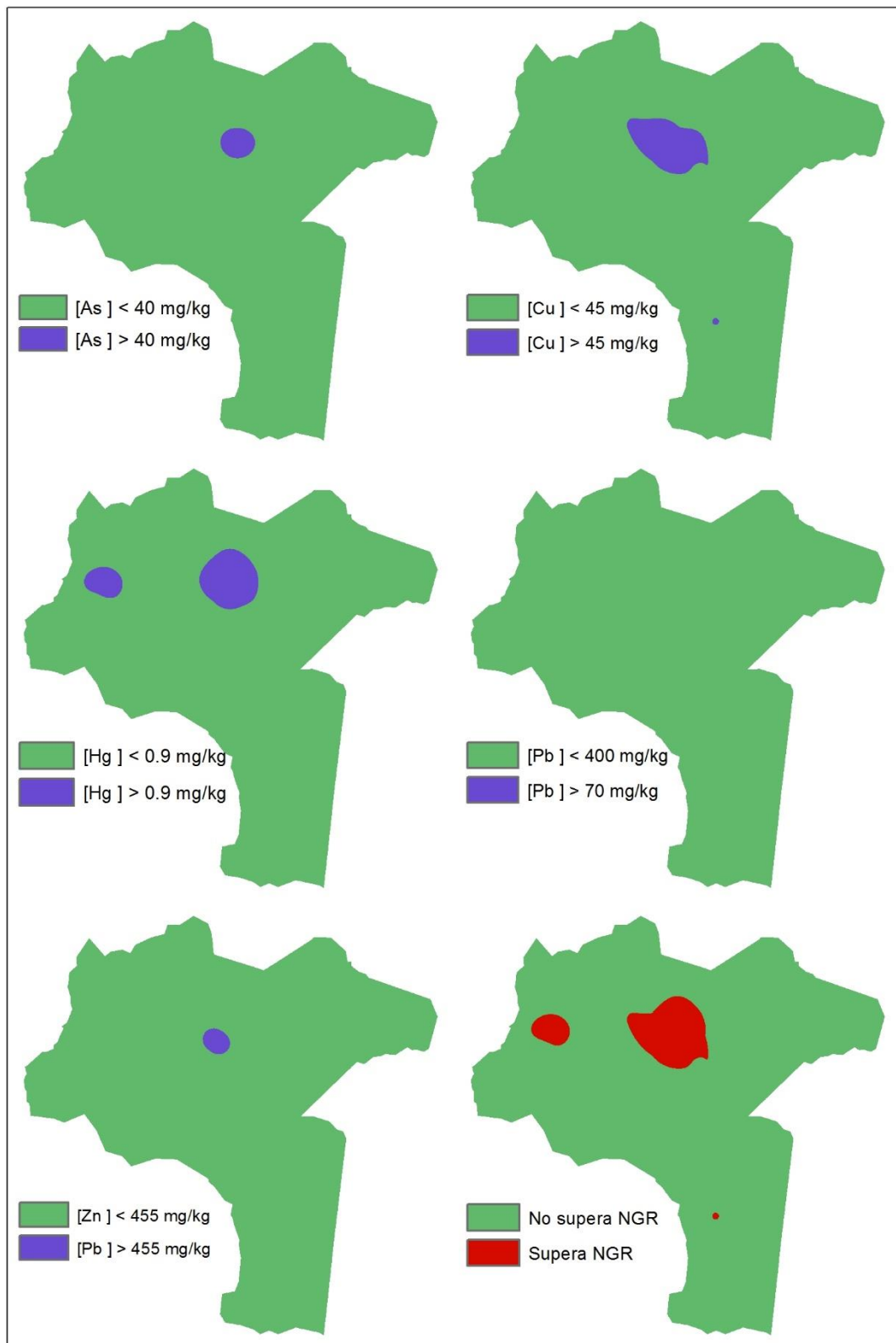


Figura VI.25. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR calculado para Langreo correspondiente a “otros usos”.

Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible con otros usos. Zona verde compatible todos usos.

La importancia de la conjugación de herramientas GIS en este ámbito ha servido, por un lado, para corroborar la idoneidad del uso de valores de línea base local para el establecimiento de NGR locales con los que gestionar los suelos del territorio. Por otra parte, aportando valor como capas temáticas que el legislador y el planificador pueda integrar en el conjunto de herramientas de uso a la hora de abordar la planificación del territorio.

La capa ráster con regiones en las que se estiman incompatibles ciertos usos de planeamiento dota a los técnicos competentes en la materia una capa con información ambiental, la cual debería de tenerse en cuenta a la hora de ejecutar los futuros planeamientos y desarrollos urbanísticos, al menos como zonas indiciarias sobre las que habrían de ejecutarse estudios adicionales que minoren esa incertidumbre surgida.

Comparativamente, el área incompatible con el desarrollo de otros usos se reduce hasta 485,11 ha, lo que supone un 5,87 % del total de la superficie del municipio, significando este dato una merma en la superficie incompatible de casi 80 % respecto a los cálculos realizados sobre los NGR del Principado de Asturias.

VI.3.2.3. Derivación de ráster de riesgo

Las capas que contienen la información de la distribución espacial de los elementos As, Cu, Hg, Pb y Zn, se utilizan para el cálculo de riesgos a través de las herramientas GIS que proporciona el software ArcGIS 10.2.2. Para ello se ha utilizado la calculadora ráster de que dispone dicho programa, donde se han introducido las expresiones de cálculo de riesgos explicadas en el apartado metodológico y que están disponibles para su consulta en el Anexo II, junto con los valores de los parámetros de exposición utilizados en función del uso de que se trate.

A continuación, se presentan los resultados de dichos cálculos para cada uno de los usos estudiados, donde además se incorporan los tratamientos de reclasificación y unificación de superficies para la determinación de las superficies que resultan incompatibles con el uso planteado por exceder los límites admisibles de riesgo.

VI.3.2.3.1. Otros usos

El cálculo para la determinación de la admisibilidad de riesgo compatible con las actividades susceptibles de desarrollo sobre suelos con la categoría de otros usos, resulta, de manera invariante, el cálculo más restrictivo de cuantos se han considerado en este capítulo. Las características propias de las actividades compatibles con en este uso, como son las del cultivo de alimentos en huertas y otro tipo de espacios, implica la activación de la exposición los contaminantes a través de la ingesta de alimentos cultivados sobre suelos impactados por estos.

En consecuencia, los cálculos resultantes de la estimación de riesgos para este uso, muestran que, a excepción de los riesgos asociados a Hg, para el resto de elementos considerados, los riesgos calculados son inadmisibles para la salud humana en toda la extensión del municipio. La Tabla VI.10 muestra los resultados cuantitativos de dichos cálculos, donde se observa que los valores del cociente de riesgos están claramente por encima del límite normativo ($HQ \leq 1$)

Tabla VI.10 Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Pixels
As NC	5,65E+00	1,81E+01	9,36E+00	2,25E+00	6 809 148
Cu	1,17E+00	2,31E+01	4,06E+00	1,67E+00	
Hg	1,37E-01	2,03E+00	4,99E-01	3,02E-01	
Pb	5,60E+00	3,20E+01	1,05E+01	3,38E+00	
Zn	1,60E+00	1,81E+01	3,67E+00	1,67E+00	
As C	2,27E-04	7,31E-04	3,77E-04	9,07E-05	

Como consecuencia de lo anterior, tal y como se ha dicho, los riesgos inadmisibles se extienden a la totalidad del municipio evaluado, por lo que todas las actividades contempladas según esta clasificación de uso serían incompatibles con las concentraciones detectadas. En las Figura VI.26, Figura VI.27 y Figura VI.28 se presenta gráficamente la distribución de los riesgos declarados y su reclasificación en función del límite de riesgo. Así mismo, se observa que en la totalidad del territorio se deberían de restringir las actividades relacionadas con este uso.

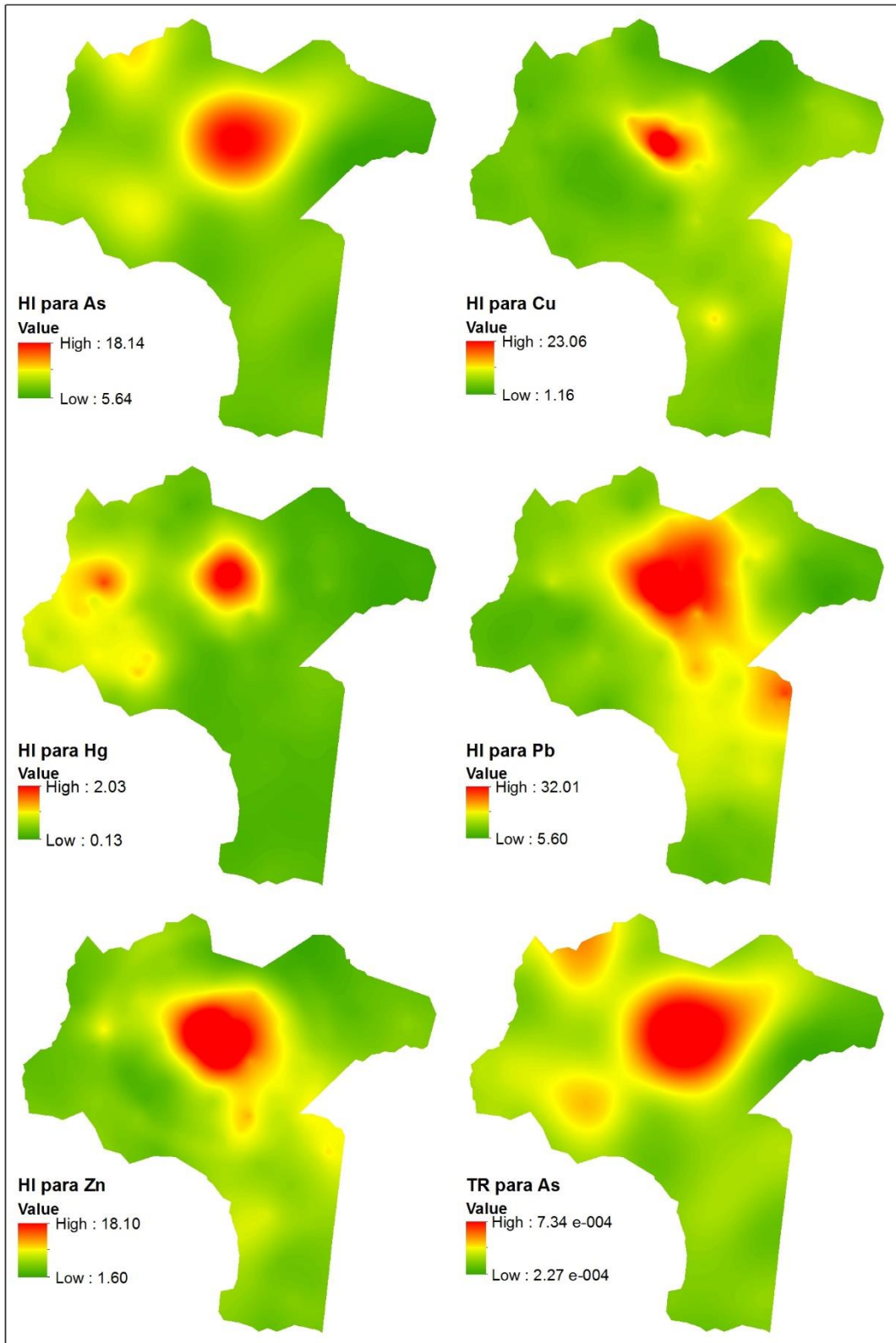


Figura VI.26. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para otros usos.

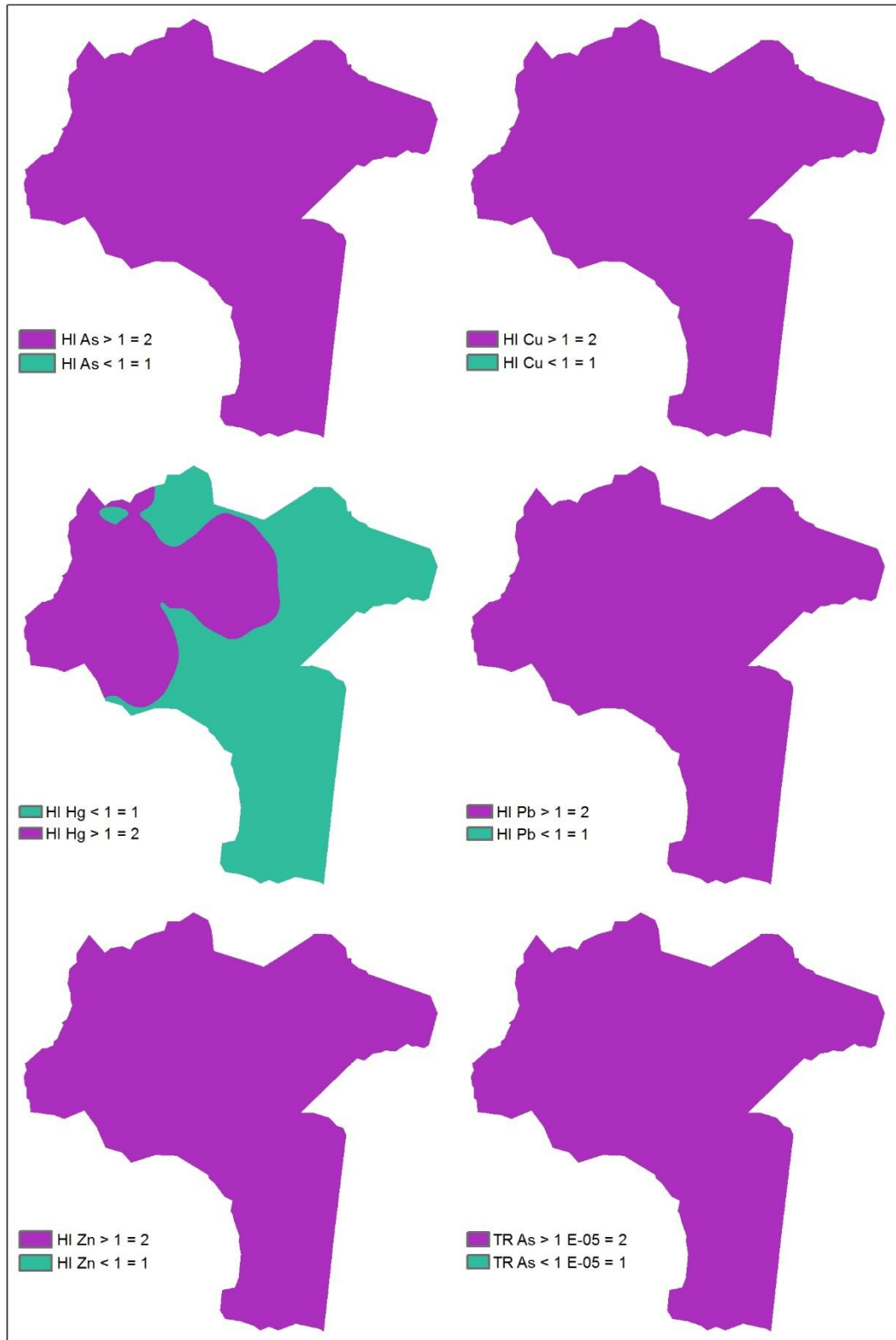


Figura VI.27. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con Otros Usos mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

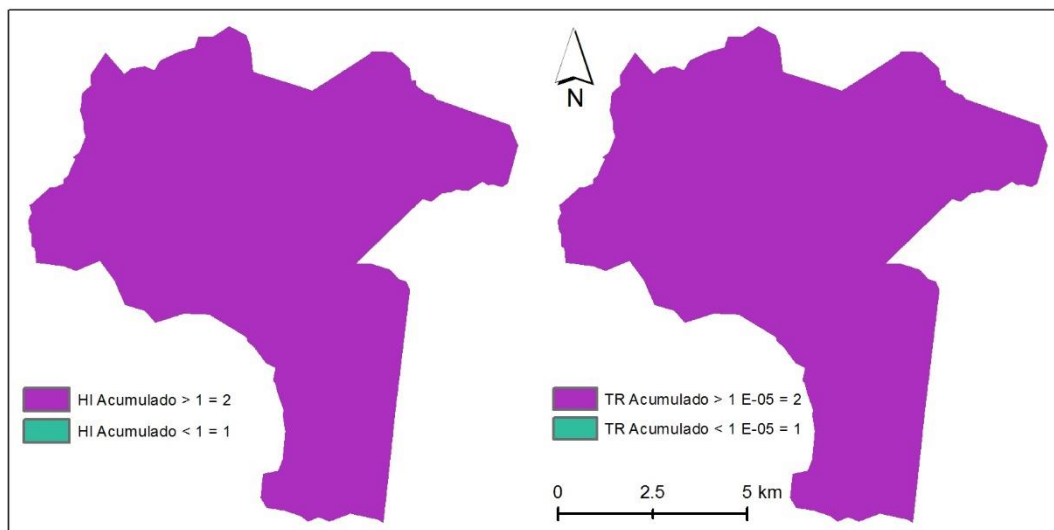


Figura VI.28. Delimitación de los recintos compatibles con Otros Usos mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

Los resultados anteriores son diametralmente opuestos a los obtenidos mediante la comparación con los valores de NGR, tanto los oficiales del Principado de Asturias, como los propuestos en esta tesis para el Concejo de Langreo. A la vista de la Figura VI.28, las actividades compatibles con esta tipología de uso deberían ser restringidas en todo el ámbito, lo cual supone una clara sobreestimación del riesgo.

El análisis de las vías de exposición refuerza la consideración de la ingesta de alimento cultivado sobre suelo contaminado como la vía más crítica. Ello implica que no se debería permitir ningún cultivo en el municipio, por implicar un riesgo inadmisibles para la salud humana.

Una vez más, las variables que dominan las expresiones de cálculo del riesgo, corresponden fundamentalmente a la biodisponibilidad de los elementos y los factores de bioconcentración en determinados alimentos. En el caso que nos ocupa, el establecimiento de un planteamiento genérico para un ámbito tan extenso como puede ser un municipio, supone en una primera aproximación el uso de parámetros generalistas que alejan los resultados de la realidad y utilidad de esta herramienta como un elemento más de planificación.

VI.3.2.3.2. Uso residencial

Los suelos residenciales plantean un uso igualmente restrictivo por las características de los RME y los factores de exposición que se consideran. No obstante, la diferencia fundamental para los cálculos de riesgo de este tipo de uso radica en el tipo de vías de exposición, entre las que se desactiva la vía de ingestión de alimentos.

Cuando el analista de riesgos define este tipo de uso, está considerando como RME un individuo que nace en una localización determinada, se desarrolla en ese mismo lugar, pasando por las diferentes fases de edad y permanece en esa residencia el resto de su vida. Esto conlleva unos parámetros de frecuencia y duración de la exposición muy elevados y por tanto asegurar la admisibilidad de riesgo supone unas restricciones importantes. De manera que, estos cálculos se considera que pueden ser útiles, únicamente como indicadores de posibles anomalías ambientales.

En la Tabla VI.11 se presentan los resultados cuantitativos del cálculo de riesgos donde observamos que únicamente se superan los riesgos admisibles para As y Pb.

Tabla VI.11. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Pixels
As NC	6,16E-01	1,98E+00	1,02E+00	2,46E-01	6 809 148
Cu	1,42E-02	2,81E-01	4,93E-02	2,03E-02	
Hg	4,05E-02	6,01E-01	1,48E-01	8,94E-02	
Pb	4,13E-01	2,36E+00	7,77E-01	2,49E-01	
Zn	1,73E-02	1,96E-01	3,96E-02	1,81E-02	
As C	4,42E-06	1,42E-05	7,32E-06	1,76E-06	

En las Figura VI.29 y Figura VI.30 se analiza la extensión de las anomalías anteriores. Así, se observa que la huella de As y Pb coincide aproximadamente con la zona central del municipio, donde se encuentra una mayor presencia de potenciales emisores de contaminación, al tratarse de una zona urbana e industrial.

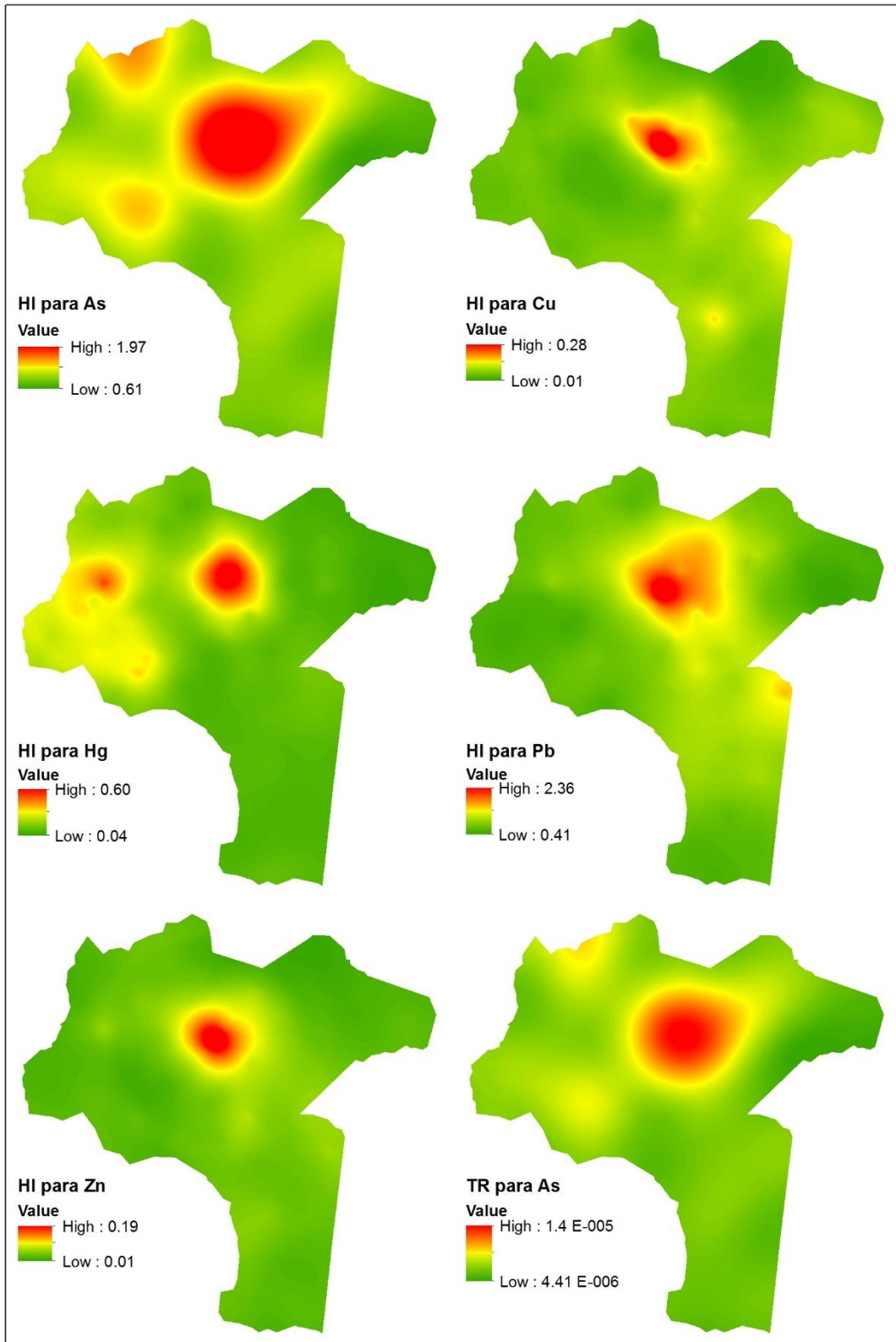


Figura VI.29. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para uso residencial.

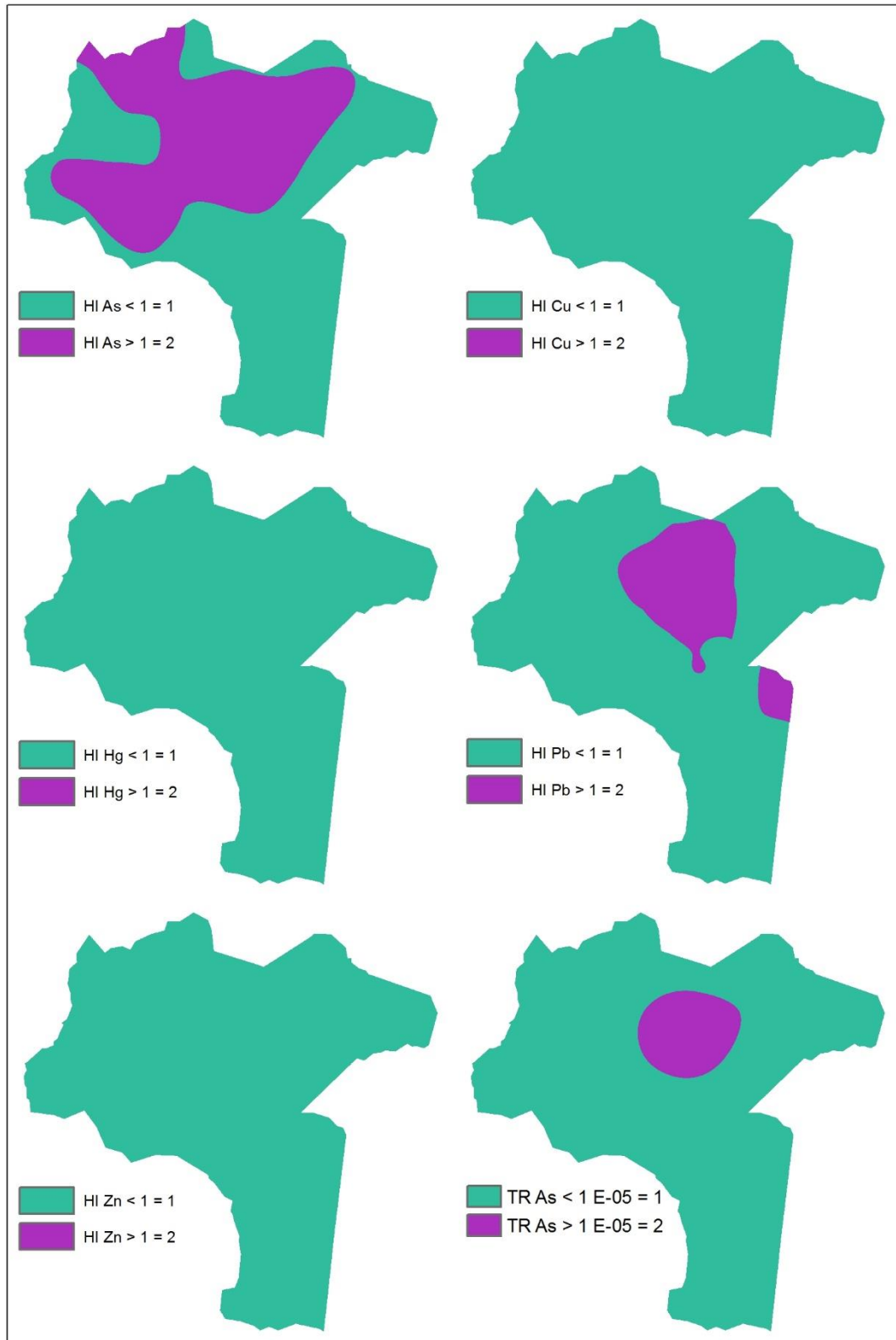


Figura VI.30. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con uso residencial mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

La compilación de las capas reclasificadas que se presentan en la Figura VI.30 tiene como resultado la zonificación de riesgos que se muestra en la Figura VI.31, donde se distinguen las áreas que presentan riesgos inadmisibles, tanto con efectos tóxicos, como con efectos cancerígenos. El cociente de riesgos acumulado supone una extensión de 3532,99 ha, donde el uso residencial sería incompatible con el desarrollo de los usos residenciales. Esto es, un 42,73 % de la superficie total. En relación a la probabilidad riesgos cancerígenos, el área que presenta restricciones de uso abarca 685,93 ha, representando un 8,30 % de la superficie total del municipio.

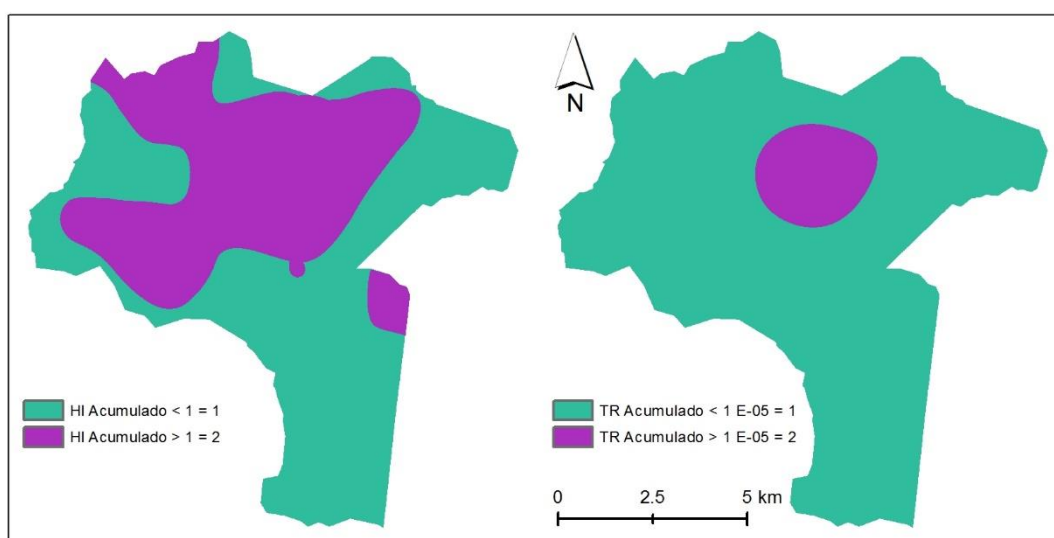


Figura VI.31. Delimitación de los recintos compatibles con uso residencial mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

A la vista de los resultados anteriores, comparando con lo observado para las extensiones determinadas en función de los NGR, se considera que el cálculo de riesgos global para el uso de suelo residencial incurre en una sobrestimación del riesgo. Concretamente se observa un aumento del área que resulta incompatible con el uso del 50 % respecto a los cálculos relativos a los NGR.

En este caso el análisis de las vías de exposición y parámetros críticos apunta a la ingesta de accidental de suelo contaminado y concretamente al uso de factores de biodisponibilidad relativa no específicos.

VI.3.2.3.3. Uso recreativo

Las vías y parámetros de exposición que se han definido para este tipo de uso, difieren respecto a los relativos al uso residencial únicamente en la duración y frecuencia de la exposición por parte del RME. Se ha ahondado en ello con anterioridad, tanto en el caso de aplicación desarrollado en el Apartado V.3.3. , como en el capítulo específico relativo a la derivación de los NGR (CapítuloCAPÍTULO IV.).

Los resultados obtenidos para este escenario muestran la misma tendencia que en el caso de uso residencial, donde los elementos críticos siguen siendo As y Pb. En la Tabla VI.12 se exponen los cocientes y probabilidades de riesgo calculadas. En ella se observa una ambos, haciendo que los riesgos con efectos cancerígenos asociados a la exposición de As, se encuentren por debajo del límite admisible.

Tabla VI.12. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para Uso Recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno.

Elemento	Min.	Max.	Media	SD	Pixels
As NC	3,69E-01	1,18E+00	6,11E-01	1,47E-01	6 809 148
Cu	8,52E-03	1,68E-01	2,95E-02	1,21E-02	
Hg	2,43E-02	3,61E-01	8,87E-02	5,37E-02	
Pb	2,44E-01	1,40E+00	4,60E-01	1,47E-01	
Zn	1,04E-02	1,17E-01	2,38E-02	1,08E-02	
As C	2,64E-06	8,49E-06	4,37E-06	1,05E-06	

De forma análoga a los casos anteriores, en las Figura VI.32 y Figura VI.33 se presentan la distribución de los riesgos y la correspondiente reclasificación de las capas en función de su admisibilidad. Las zonas que resultan incompatibles con el uso planteado coinciden en la zona central del municipio, donde mayor presión industrial y urbanística se sucede.

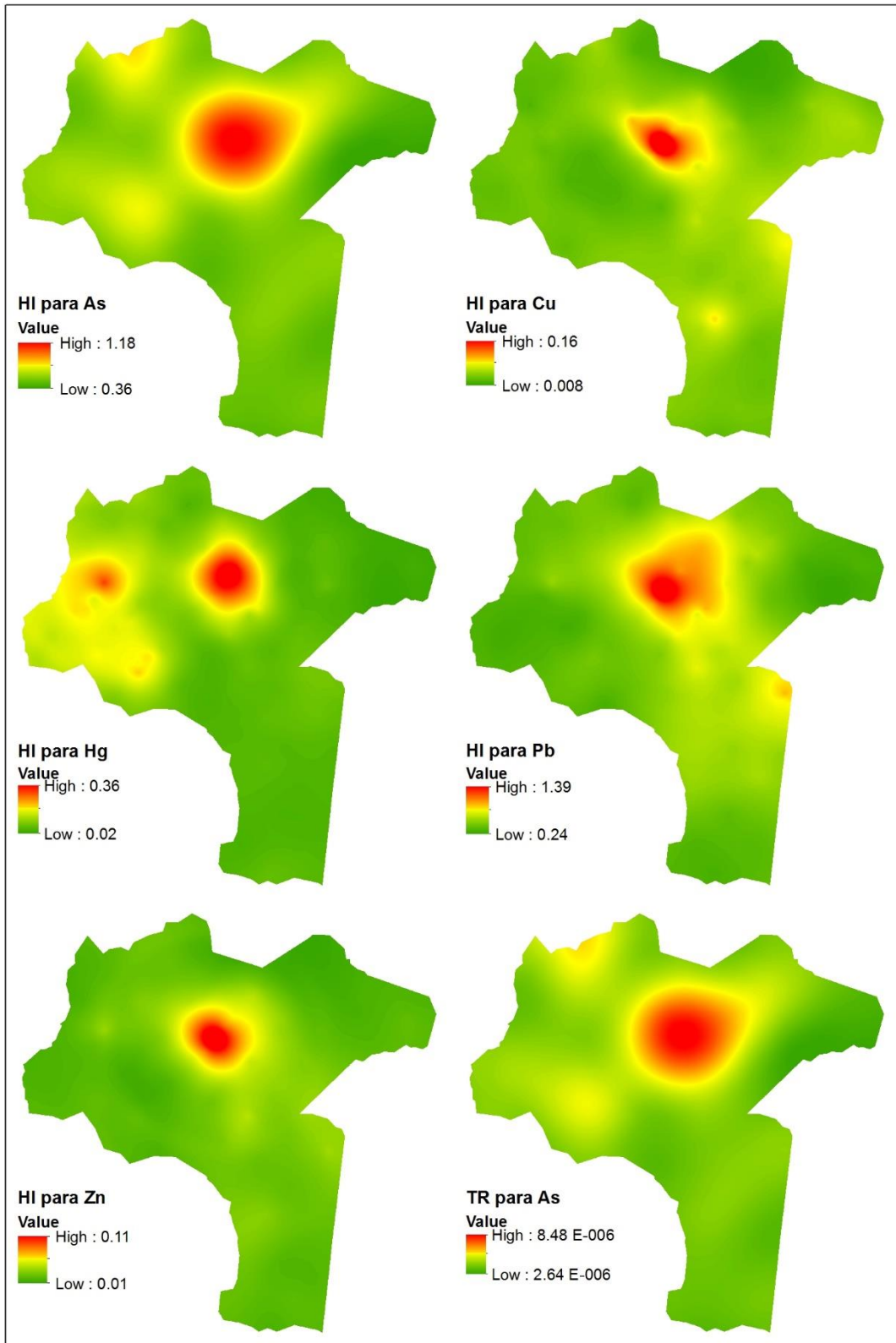


Figura VI.32. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para uso recreativo.

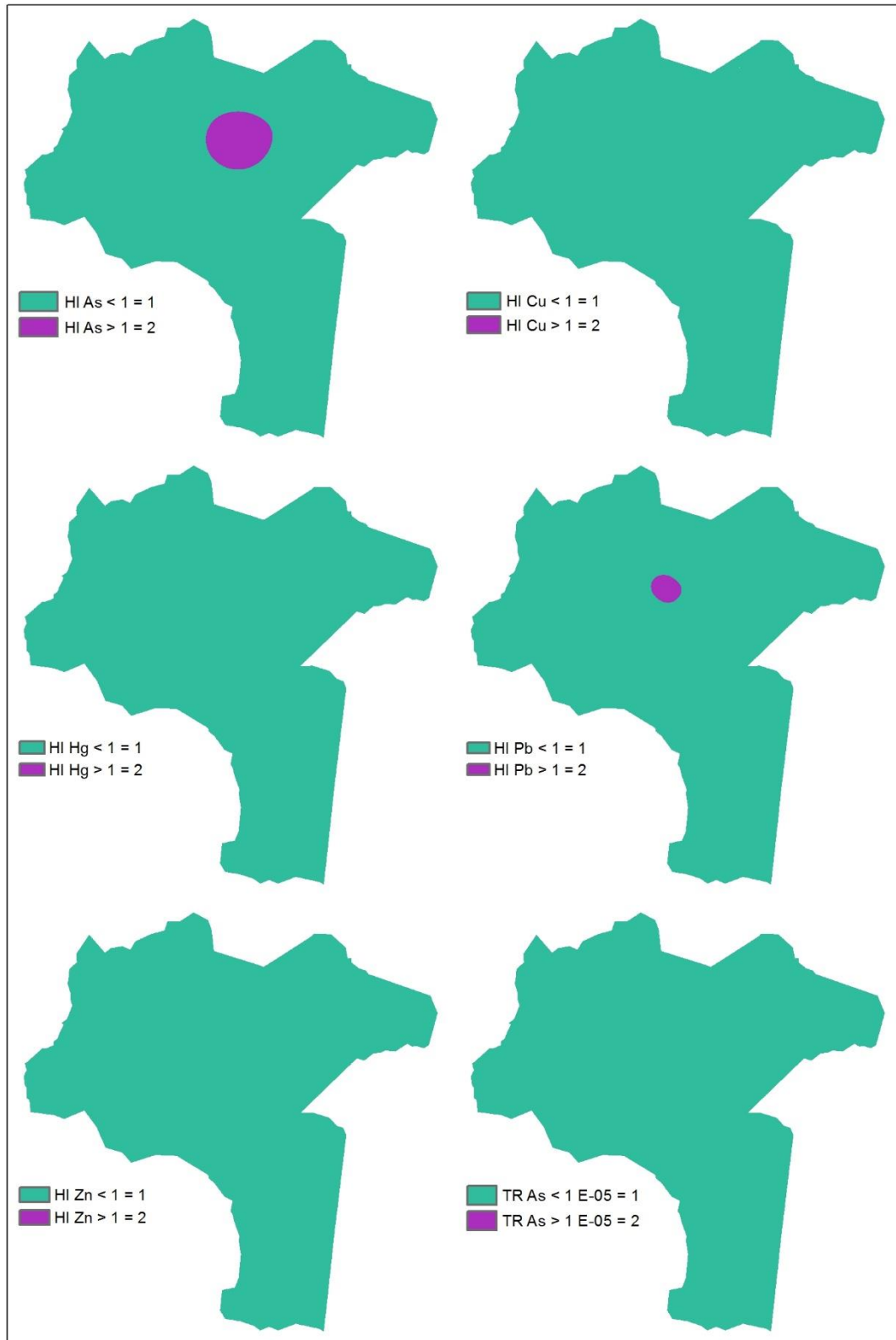


Figura VI.33. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con uso recreativo mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

La unificación de las áreas que exceden los valores de riesgo admisibles suponen un 4,2 % de la superficie del municipio, valores que en este caso se encuentran muy por debajo de los calculadas en los casos anteriores.

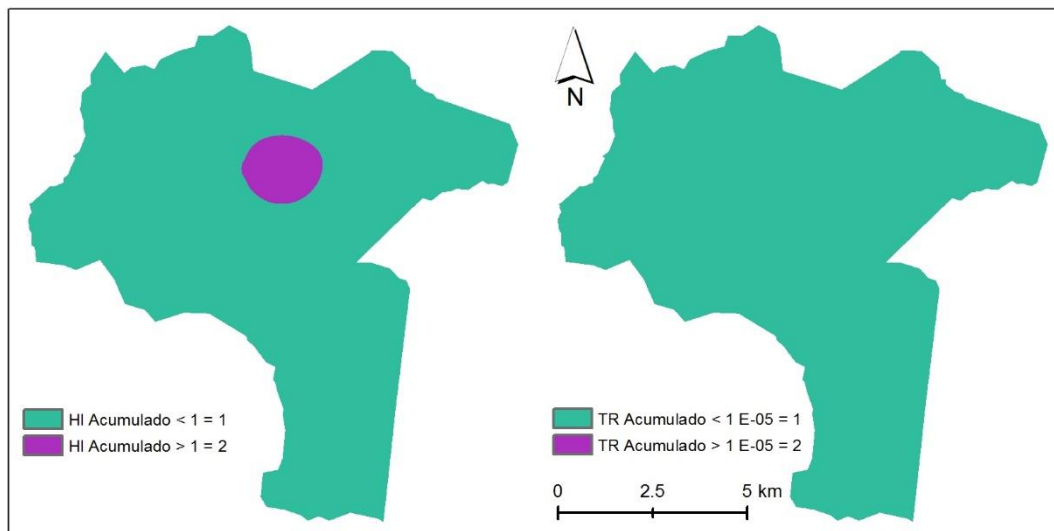


Figura VI.34. Delimitación de los recintos compatibles con uso recreativo mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$.

La configuración final de los riesgos mostrada en la Figura VI.34, es coherente en cuanto a la distribución, con lo observado en función de los NGR como único criterio de exclusión. Esto es así, pues ambas cuantificaciones presentan una extensión y localización similar. Sin embargo, las áreas incompatibles de este escenario tienen una génesis diferente, más cercana a la visión generalista que proporciona el uso de los NGR para el Principado de Asturias y parámetros de exposición predeterminados.

VI.3.2.4. Conclusiones

La utilización de los NGR oficiales propuestos por el Principado de Asturias, aplicados a al municipio de Langreo que con una extensión superior a 80 km², se traduce en la delimitación de zonas que suponen casi un 30% de la superficie total del concejo. En estas zonas resultaría incompatible el desarrollo de actividades contempladas en el uso de suelo más restrictivo (otros usos), como consecuencia de presentar de concentraciones que superan los valores de NGR para dicho tipo de uso.

Sin embargo, cuando se aplican los valores de NGR locales propuestos en esta esta tesis, dicha superficie disminuye hasta apenas un 6 % de la extensión. Esto refuerza la idea de la derivación de líneas de base locales de las que administración pueda hacer uso como una fuente más de información de cara al planteamiento de futuros desarrollos y cambios de uso.

Igualmente, se pone de manifiesto lo que de otro modo ya se había observado en el Capítulo IV relativo a la derivación de los NGR: la especial importancia que comporta la elección del tipo de muestreo para el cálculo de las líneas base. En un ámbito como el que se ha trabajado, la presencia de grandes industrias y la herencia de décadas de emisiones ha acabado afectando a los niveles de fondo naturales. Se constata cómo la elección de un muestreo dirigido, que evite las zonas antropizadas, puede terminar por afectar a casi un tercio del territorio, el cual se presumiría como potencialmente contaminado, si atendiésemos únicamente a los NGR del Principado de Asturias. Esta situación no solo se aleja de la realidad ambiental, sino que además puede suponer una serie de conflictos administrativos, que obliguen tanto a propietarios como a las corporaciones municipales, a incurrir en gastos de gestión y recuperación innecesarios.

Simultáneamente, se ha observado que la pretensión de afrontar el estudio mediante el uso de parámetros predeterminados, tales como la biodisponibilidad, implica que no se pueden evaluar tipologías de uso tan particulares como la categorizada como otros usos. Esto es debido a que ciertas vías de exposición como la referida a la ingesta de suelo o alimentos, tienen un peso significativamente mayor en el cómputo global del cálculo de riesgos, que desvirtúa por completo la realidad ambiental. En este sentido, si para el Concejo de Langreo, se aplicasen dichos parámetros al cálculo de riesgos para otros usos

del suelo, se llega al absurdo de que sería incompatible con el desarrollo de las actividades contempladas bajo el paraguas del mencionado uso de suelo.

Una aproximación más realista y útil para el legislador en el caso de no disponerse de datos específicos para el sitio, es la consideración de los usos menos restrictivos, como pueden ser los usos recreativos o residenciales, donde se ha comprobado que los valores de riesgo se traducen en unas delimitaciones del suelo que están en consonancia con las estimadas a través de los NGR locales.

En conclusión, se considera que la información que se obtiene de este tipo de procedimientos de estudio de la distribución espacial del riesgo y de los contaminantes, puede ser muy útil para incorporar a la colección de información temática de que disponen las administraciones. Por lo que debería incluirse como un proceso más de validación a la hora de plantear estrategias de desarrollo o de ordenación del territorio.

CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES

VII.1. Conclusiones generales

En esta tesis se analizan herramientas y metodologías relacionadas con las partes que integran el proceso de Análisis Cuantitativo de Riesgos para la salud humana, incluyendo la derivación de los Niveles Genéricos de Referencia como parte germinal de dicho análisis. Algunas de las conclusiones principales que se pueden extraer de los trabajos desarrollados se describen a continuación:

- La propuesta metodológica para la derivación de los Niveles Genéricos de Referencia ha permitido obtenerlos, y una vez validados por parte de la Administración competente, estos se han sustanciado en la Resolución de 20 de marzo de 2014 de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se publican los citados niveles para metales y metaloides pesados en suelos del Principado de Asturias.
- La unificación de las metodologías propuestas por la normativa constituye un refrendo jurídico y ambiental para una Administración, lo que ha posibilitado la incoación de expedientes de suelos contaminados que suponen un problema ambiental grave. Además, el estudio de la línea base de suelos y de sus concentraciones, atendiendo únicamente a criterios de riesgos, garantiza la conjunción de la realidad geoquímica de la Comunidad con los principios conservadores que aseguran la protección de la salud humana.
- La paralización o ralentización en la tramitación de expedientes se ha comprobado como un factor importante que añade incertidumbre las cuantificaciones de riesgos con las que se gestionan los emplazamientos. La dinámica y evolución de los contaminantes en el medio, así como los avances en materia toxicológica implican la necesidad de contar con evaluaciones de riesgo actualizadas, que no caigan en sobrevaloraciones o minusvaloraciones de los riesgos para la salud, tal y como se ha comprobado mediante los análisis de sensibilidad efectuados en esta tesis. Por tanto, se concluye que en general la

discusión de las incertidumbres mediante análisis de sensibilidad debería cobrar un espacio más relevante en las evaluaciones de riesgos que se efectúen en la práctica.

- El análisis de la distribución espacial de los contaminantes y su combinación con el análisis del riesgo mediante herramientas GIS, proporciona una forma novedosa de visualización de los resultados de las evaluaciones de riesgos. Se ha demostrado cómo el uso de este tipo instrumentos es fácilmente escalable, pudiendo utilizarse tanto para ámbitos reducidos, como para grandes extensiones. En casos en los que haya un conocimiento detallado de la problemática ambiental, esta metodología proporciona mejoras en el dimensionamiento de los recintos sobre los que es necesario realizar alguna actuación. En cambio, para zonas en las que se necesita mayor conocimiento del medio, puede utilizarse como una herramienta de alerta con la que recomendar estudios adicionales en áreas específicas antes de autorizar nuevos desarrollos de suelo.
- En definitiva, desde cualquiera de las perspectivas analizadas en esta tesis doctoral, la evaluación de riesgos sobre suelos potencialmente contaminados se presenta como una tarea en la que inevitablemente aparecen elementos subjetivos a partir de variables de difícil interpretación. El trabajo desarrollado ha permitido arrojar luz sobre alguno de estos problemas y contribuir a un mejor conocimiento de la materia con una visión eminentemente práctica.

Al margen de estas conclusiones generales, se detallan a continuación las conclusiones particulares de cada uno de los tres grandes bloques que constituyen el trabajo realizado.

VII.2. Revisión y desarrollo de una metodología destinada a la derivación de Niveles de Genéricos de Referencia para la salud humana

- El diseño y objetivo del muestreo con el cual se caracteriza el lugar de estudio resulta capital para la derivación de los NGR, ya que todo el trabajo pivota sobre la estrategia que se plantea en este sentido.
- El diseño de muestreos acorde con el objetivo del establecimiento de un fondo geoquímico natural tiene como condición autoimpuesta la de evitar tanto zonas contaminadas como áreas con posibles anomalías geoquímicas. Sin embargo, el uso de los datos de este tipo de caracterizaciones tiene un peso importante a la hora de calcular el valor de la línea base, cuando esta se calcula mediante la adición al valor de la media estadística de dos veces el valor de su correspondiente desviación estándar.
- Los valores medios utilizados y consecuentemente los valores que se acaban derivando como línea base utilizados para el cálculo de los NGR están igualmente influenciados por el proceso de eliminación de atípicos. Metodologías como la propuesta por Tukey, se ha comprobado que es menos sensible a los valores extremos y por tanto resulta en unos valores medios más elevados a los obtenidos mediante otras metodologías como la distancia de Mahalanobis.
- La metodología de selección de anómalos, siempre y cuando el objeto que se persiga es el de establecer una línea base ambiental, dependerá del tipo de caracterización que se realice. Así, para un muestreo en el que no se han tenido en cuenta suelos industriales ni antropizados, resulta más coherente la utilización de la metodología de Tukey, pues permite minorar el efecto de la exclusión de estas zonas. Por el contrario, en un muestreo que considere ámbitos que pudieran estar afectados por una contaminación industrial difusa de carácter histórico, la metodología multivariante de detección de anomalías mediante la distancia de Mahalanobis parece la más adecuada. De esta forma se eliminan posibles anomalías de origen antrópico, consiguiéndose un nivel de base más suavizado y ajustado a la realidad.

- En relación a la derivación de los NGR, se propone la unificación de las metodologías propuestas por la normativa, dando por un lado cumplimiento a las consideraciones de riesgo y por otro la adaptación a la realidad geoquímica de la zona de estudio. La metodología de derivación de los NGR basada en criterios de riesgos es independiente del ámbito de actuación, siendo tan solo sensible a los parámetros toxicológicos propios de cada elemento evaluado. La propuesta definitiva de NGR, una vez obtenidos los valores con criterios de riesgo, radica en su confrontación y armonización con los valores de la línea base.
- El planteamiento teórico anterior concluye que los valores propuestos de NGR para Asturias son en general algo más elevados que los propuestos para el Concejo de Langreo. A pesar de que se observan valores significativamente más elevados para algunos de los elementos que habitualmente se asocian a la contaminación difusa, parece que los valores de NGR son más sensibles a la tipología de muestreo y modo de tratamiento de datos que a las características geoquímicas del ámbito.

- VII.3. Evaluación de incertidumbre y análisis de sensibilidad de los análisis cuantitativos de riesgos realizados con las técnicas convencionales
- Los procesos de simplificación de las características del medio físico, así como el grado y alcance de la afección, pueden provocar una minusvaloración del riesgo cuando se utilizan técnicas de cuantificación simples que no implican la modelización del transporte y difusión de los contaminantes. Sin embargo, el empleo cada vez más extendido de softwares específicos de cálculo de riesgos como herramientas de apoyo, lleva aparejado el uso de hipótesis sumamente conservadoras. Esos procesos de simplificación intensifican la influencia de dichas hipótesis lo que se traduce finalmente en una sobrestimación del riesgo.
 - En relación a la caracterización del medio físico, se ha comprobado que los riesgos asociados a la inhalación de vapores en espacios cerrados, están controlados por las variables características que definen estos espacios. En este sentido las que tienen una relación directa con la capacidad de penetración e intrusión de vapores se han evidenciado como las más críticas, Concretamente, se ha constatado que la ratio de fracturas, donde a mayor número de fracturas mayor posibilidad de migración de los contaminantes; el espesor de la solera, como última barrera física entre el contaminante el receptor; y la compacidad del espacio analizado, son las variables determinantes en esta vía de exposición.
 - El paso del tiempo se ha confirmado como un factor de incertidumbre igualmente importante, ya que la evolución de los contaminantes en el medio puede modificar de forma significativa las valoraciones de riesgos de que se dispone. Esta situación cobra una especial relevancia cuando la gestión del riesgo del emplazamiento está supeditada a una valoración con una antigüedad tal que esta no se corresponde con la realidad actual.
 - Teniendo en cuenta lo anterior, se hace aún más acusada si cabe, la necesidad de contar con una Administración capaz, cuyas resoluciones tengan la agilidad necesaria. Ello redundaría en que no sucediesen paralizaciones de los expedientes por lapsos de tiempo de incluso décadas, que terminen

trasladándose en costes de remediación, administrativos e incluso de oportunidad, superiores a los contabilizados en origen.

- Los informes de riesgos previos efectuados por otros organismos que se discuten en esta tesis, presentan cierta antigüedad por lo que no cuentan ni con una caracterización actualizada ni con los últimos datos en materia de parámetros de exposición y toxicidad. En los últimos años se han producido avances importantes en la determinación de algunas variables que modifican sensiblemente las estimaciones de riesgo. Es por ello que, se ha visto que, tan necesario es contar una información de caracterización actualizada, como realizar una valoración de riesgos conforme una base de datos toxicológicos igualmente actualizada.
- En particular, las variables asociadas a la vía de exposición por contacto dérmico han sido objeto de revisión, resultando en una modificación de los factores de adherencia dérmica y de superficie expuesta, Además, en consonancia con las modificaciones anteriores también se han visto alteradas las tasas de ingestión diaria hacia valores más conservadores,
- Los informes objeto de estudio en esta tesis han sido actualizados con una reevaluación del riesgo utilizando las modificaciones descritas en los parámetros de exposición y toxicidad. Los resultados obtenidos muestran un descenso de los riesgos asociados a la vía de exposición por contacto dérmico contrario a lo observado para el caso de la ingesta directa de suelo, donde su actualización hacia valores más conservadores supone un incremento de los riesgos derivados de esta vía. Es decir, los datos con los que se contaba estaban por un lado minusvalorando el riesgo relativo a la ingestión accidental de suelo, y por otro lado, sobrevalorando este en relación a la vía de exposición por contacto dérmico.

VII.4. Incorporación al Análisis Cuantitativo de Riesgos de técnicas de análisis espacial de la distribución de contaminantes mediante Sistemas de Información Geográfica,

- Se ha probado la incorporación de técnicas de análisis de la distribución espacial de los contaminantes y su riesgo asociado mediante herramientas GIS en dos niveles de detalle y situaciones administrativas distintas. Por un lado, se analiza una zona de unas decenas de hectáreas de extensión sobre la que existen evidencias de anomalías por concentraciones elevadas de metales pesados. En segundo lugar, se estudia la extensión completa de un municipio, en el cual se ha realizado una campaña de caracterización general con el fin de obtener unos valores de línea base.
- En relación con el primer caso de estudio, la utilización de herramientas GIS para la estimación de la distribución de las concentraciones de contaminantes, ha permitido disminuir significativamente las áreas susceptibles de restricciones que requieren de un estudio específico para determinar el alcance de la afección.
- Además, su combinación, permite minorar aún más las superficies sobre las que sería necesario actuar, Ello es posible gracias al uso de parámetros específicos del ámbito, como la biodisponibilidad de los elementos. Este parámetro en concreto es capital a la hora de cuantificar los riesgos que tienen como vías de exposición preferente, tanto la ingesta accidental de suelo, como la ingesta de alimentos cultivados sobre suelos afectados.
- Por otra parte, el análisis a nivel municipal ha puesto de manifiesto ciertas limitaciones en cuanto al uso de técnicas de distribución espacial. Así, se ha observado que la utilización de parámetros predeterminados como la biodisponibilidad, no permite llegar al nivel de detalle que permite evaluar tipologías de uso tan particulares como la categorizada como otros usos.
- En el caso de no disponer de datos específicos para el sitio, una aproximación más realista y útil para el legislador, es la consideración de los usos menos restrictivos como pueden ser los usos recreativos o residenciales. En este caso,

se ha comprobado que los valores de riesgo se traducen en unas zonificaciones de riesgo que están en consonancia con las estimadas a través de los NGR locales.

- La información que se obtiene de este tipo de procedimientos de estudio de la distribución espacial del riesgo y de los contaminantes, puede ser muy útil para incorporar a la colección de información temática de que disponen las Administraciones. Es por ello que debería incluirse como un proceso más de validación a la hora de plantear estrategias de desarrollo urbanístico o de ordenación del territorio.

CAPÍTULO VIII. REFERENCIAS

- Alameddine, I., Kenney, M. A., Gosnell, R. J., & Reckhow, K. H. (2010). Robust multivariate outlier detection methods for environmental data. *Journal of environmental engineering*, 136(11), 1299-1304.
- ASTM, 1995. Standard Guide for Risk-based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites-RBCA, E 1739-95. ASTM, West Conshohocken, PA, USA, pp. 133–145.
- ASTM, 1998. Standard provisional guide for risk-based corrective action, PS104-98. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, USA
- Baize, D., & Sterckeman, T. (2001). Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment*, 264, 127-139. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00615-X
- Bodí, M.B., Martín, D.A., Balfour, V.N., Santín, C., Doerr, S.H., Pereira, P., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (2014). Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydrogeomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130, pp. 103-127. DOI: 10.1016/j.earscirev.2013.12.007
- BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 102 de 28 de abril de 2007, páginas 18572 a 18593. Real Decreto 475/2007, de 13 de abril, por el que se aprueba la Clasificación Nacional de Actividades Económicas 2009 (CNAE-2009). BOE-A-2007-8824
- BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 114, de 13 de mayo de 1995, páginas 13926 a 13930. Resolución de 28 de abril de 1995, de la Secretaria de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados. BOE-A-1995-11463
- BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 143, de 13 de junio de 2009. Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. BOE-A-2009-9841
- BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 15, de 18 de enero de 2005, páginas 1833 a 1843. Real Decreto 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. BOE-A-2005-895
- BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 15, de 18 de enero de 2005, páginas 1833 a 1843. Real Decreto 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. BOE-A-2005-895.

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 176, de 24 de julio de 2015, páginas 62274 a 62311. Ley 4/2015, de 25 de junio, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco. BOE-A-2015-8272

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 181, de 29 de julio de 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2011-13046

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 181, de 29 de julio de 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2011-13046

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 274, de 14 de noviembre de 2011, páginas 117142 a 117172. Ley 1/2005, de 4 de febrero, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo. BOE-A-2011-17776

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 40, de 12 de junio de 2013, páginas 44257 a 44288. Ley 5/2013, de 11 de junio, por la que se modifican la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación y la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2013-6270

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 96, de 22 de abril de 1998, páginas 13372 a 13384. Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. BOE-A-1998-9478

BOE, Boletín Oficial del Estado núm. 96, de 22 de abril de 1998, páginas 13372 a 13384. Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. BOE-A-1998-9478

Boente, C., Albuquerque, M. T. D., Fernández-Braña, A., Gerassis, S., Sierra, C., & Gallego, J. R. (2018). Combining raw and compositional data to determine the spatial patterns of Potentially Toxic Elements in soils. *Science of The Total Environment*, 631–632, 1117–1126. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.048>

Boente, C., Matanzas, N., García-González, N., Rodríguez-Valdés, E., & Gallego, J. R. (2017). Trace elements of concern affecting urban agriculture in industrialized areas: A multivariate approach. *Chemosphere*, 183, 546–556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.129>

BOJA núm. 38 de 25 de febrero de 2015. Decreto 18/2015 de la Junta de Andalucía por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados estableciendo los NGR para metales pesados y elementos traza.

BOPA, Boletín Oficial del Principado de Asturias N° 91 del lunes 21 de abril de 2014. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias. BOPA-2014-06617

- BOPA, Boletín Oficial del Principado de Asturias, 91, April 21, 2014. Generic Reference Levels for Heavy Metals in Soils from Principality of Asturias, Spain. <http://sede.612asturias.es/bopa/2014/04/21/2014e06617.pdf>
- Carlón, C., Pizzol, L., Critto, A., & Marcomini, A. (2008). A spatial risk assessment methodology to support the remediation of contaminated land. *Environment International*, 34(3), 397-411.
- Carr, C. J. (1994). American Industrial Health Council: Exposure Factors Sourcebook. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 20(2), 212.
- Cerdà, A., & Doerr, S. H. (2007). Soil wettability, runoff and erodibility of major dry-Mediterranean land use types on calcareous soils. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(17), 2325-2336.
- Cerdà, Artemi & Doerr, S.H.. (2007). Soil wettability, runoff and erodibility of major dry-Mediterranean land use types on calcareous soils. *Hydrological Processes*. 21. 2325 - 2336. 10.1002/hyp.6755.
- Church, S. E., Alpers, C. N., Vaughn, R. B., Briggs, P. H., & Slotton, D. G. (1999). Use of lead isotopes as natural tracers of metal contamination—a case study of the Penn Mine and Camanche Reservoir, California. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part B: Case Studies and Research Topics, Reviews in Economic Geology*, 6, 567-583.
- Comunidad de Madrid (2011) Instrucciones Técnicas para el Análisis de Riesgos para la Salud Humana en el ámbito del Real Decreto 9/2005 De 14 de enero en la Comunidad de Madrid.
- Connor, J. A., Bowers, R. L., McHugh, T. H., & Spexet, A. H. (2007). RBCA tool kit for chemical releases. Software Guidance Manual. GSI Environmental Inc, 120.
- Connor, J. A., Bowers, R. L., Paquette, S. M., & Newell, C. J. (1997). Soil attenuation model for derivation of risk-based soil remediation standards. Groundwater Services Inc., Houston, Texas, 1-34.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., De Bruijn, J., van den Hoop, M., van Leeuwen, K., & van de Plassche, E. (2000). Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management*, 60, 121-143. DOI: 10.1006/jema.2000.0354.
- CTE de la Edificación, C. T. (2006). Disponible en la web: <https://www.codigotecnico.org/> (Última vez consultado, abril 2020).
- Darnley, A. G., Bjorklund, A., Bolviken, B., Gustavsson, N., Koval, P. V., Steenfelt, A., and Xuejing, X. (1995). A Global geochemical database. Recommendations for international geochemical mapping. Final report of IGCP project, 259.

DE EUROPA, C. O. N. S. E. J. O. (2004). DIRECTIVA 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales.

Decreto 18/2015, de 27 de enero, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados (BOJA núm. 38, de 25 de febrero de 2015)

Domenico, P. A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, 91(1-2), 49-58.

E.E.A. (2016). MEDIO AMBIENTE EN EUROPA : segunda evaluación. Degradación del suelo (Capítulo 11).

European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC). (2001). Exposure Factors Sourcebook for European Populations (with Focus on UK Data).

Europeo, P. (2008). DIRECTIVA 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

Fowle, J. R., & Dearfield, K. L. (2000). Risk characterization handbook. Science Policy Council, US Environmental Protection Agency.

Gałaszka, A. (2005). The chemistry of soils, rocks and plant bioindicators in three ecosystems of the Holy Cross Mountains, Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1-3), 55-70.

Gałaszka, A. (2006). Methods of determining geochemical background in environmental studies. *Problems of landscape ecology*, Polish Association of Landscape Ecology, Warsaw (in Polish with English summary), 16(1), 507-519.

Gałaszka, A. (2007a). A review of geochemical background concepts and an example using data from Poland. *Environmental Geology*, 52, 861-870. DOI: 10.1007/s00254-006-0528-2.

Gałaszka, A. (2007b). Different approaches in using and understanding the term “geochemical background” – practical implications for environmental studies. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(3), 389-395.

Gałaszka, A., & Migaszewski, Z. (2011). Geochemical background-an environmental perspective. *Mineralogia*, 42(1), 7–17. <https://doi.org/10.2478/v10002-011-0002-y>

Goovaerts, P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. University Press, New York, Oxford.

- Gough LP (1993) Understanding our fragile environment. Lessons from geochemical studies. US Geol Surv Circ 1105:1–34
- Gratia, E., & De Herde, A. (2003). Design of low energy office buildings. *Energy and buildings*, 35(5), 473-491.
- Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero (2007), por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. IGME, INIA y MAGRAMA.
- Hong S, Candelone JP, Patterson CC, Boutron CF (1994) Greenland ice evidence of hemispheric lead pollution 2– 3 millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science* 265:1841–1843
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., & Maquil, R. (2005). Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxemburg. *Catena*, 59, 279-304. DOI: 10.1016/j.catena.2004.09.004.
- INDUROT, 2008. Asistencia científico-técnica para la caracterización de los niveles genéricos de referencia de metales pesados en los suelos del principado de Asturias. Dirección. Miguel Ángel Álvarez Garcia y Susana del Carmen Fernández Menéndez, INDUROT, Universidad de Oviedo. Principado de Asturias.
- Johnson, P. C. (2002). Identification of critical parameters for the Johnson and Ettinger (1991) vapor intrusion model. *American Petroleum Institute*, 17, 1-N2.
- Johnson, P. C., & Ettinger, R. A. (1991). Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology*, 25(8), 1445-1452.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants—CRC Press. Boca Raton, 403.
- Keys to Soil Taxonomy, 8th ed. Soil Survey Staff, USDA–NRCS, Washington, DC, 1998
- Li, C., Ma, T., & Shi, J. (2003). Application of a fractal method relating concentrations and distances for separation of geochemical anomalies from background. *Journal of Geochemical Exploration*, 77(2-3), 167-175.
- Li, Y. S., Sleight, A. C., Ross, A. G. P., Williams, G. M., Tanner, M., & McManus, D. P. (2000). Epidemiology of *Schistosoma japonicum* in China: morbidity and strategies for control in the Dongting Lake region. *International journal for Parasitology*, 30(3), 273-281.
- Lijzen, J. P. A., Baars, A. J., Otte, P. F., Rikken, M. G. J., Swartjes, F. A., Verbruggen, E. M. J., & Van Wezel, A. P. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM report, 711701(023), 1-147.

- Lijzen, J.P. A. Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M., Swartjes, F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel, A.P., 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701023. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM).
- Macías Vázquez, F., & Calvo de Anta, R. (2009). Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Conselleria de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. (Conselleria de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia: Santiago de Compostela, Galicia, Spain).
- Mannion, A. M. (2002). Dynamic world: land-cover and land-use change. Arnold, Hodder Headline Group.
- Martín Mateo, R. (1991). Tratado de derecho ambiental (No. 333.7026 M379). Trivium.
- Martín, J. A. R., Arias, M. L., & Corbí, J. M. G. (2009). Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Meeker, W. Q., Hahn, G. J., & Escobar, L. A. (2017). Statistical intervals: A guide for practitioners and researchers (Vol. 541). John Wiley & Sons.
- National Research Council. (1983). Risk assessment in the federal government: managing the process. National Academies Press.
- National Research Council. (2009). Science and decisions: advancing risk assessment. National Academies Press.
- Navarro, M. G., & G., M. (2012). Discrecionalidad administrativa. <http://hdl.handle.net/10261/57024>
- OMS. Organización Mundial de la Salud. (2006). Guías para la calidad del agua potable de la OMS: Vol. 1: Recomendaciones.
- Pellegrini, S., García, G., Peñas-Castejon, J. M., Vignozzi, N., & Costantini, E. A. (2016). Pedogenesis in mine tails affects macroporosity, hydrological properties, and pollutant flow. *Catena*, 136, 3-16.
- RAIS, 2013. The Risk Assessment Information System. University of Tennessee Toxicity and Properties. http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search
- REAL DECRETO 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 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.
- Rozsypal, A., & PE and Paul Lewis, P. G. (2009). Recent Rule Changes to Chapter 350 (Texas Risk Reduction Program) and Chapter 334 (Underground and Aboveground Storage Tanks).
- Sager, S. L., Braddy, L. D., & Day, C. H. (1997, December). The Infiltration Ratio in Vapor Intrusion Calculations. In Proceedings of the Society for Risk Analysis Annual Meeting, Washington DC.
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611.
- Simonson, R. W. (1968). Concept of soil. In *Advances in agronomy* (Vol. 20, pp. 1-47). Academic Press.
- Smith, K. S., & Huyck, H. L. (1999). An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. *The environmental geochemistry of mineral deposits*, 6, 29-70.
- Staff, S. S., & Staff, S. S. (1951). *Soil survey manual*. USDA.
- Swartjes, F. A., Rutgers, M., Lijzen, J. P. A., Janssen, P. J. C. M., Otte, P. F., Wintersen, A., Brand, E., & Posthuma, L. (2012). State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Science of The Total Environment*, 427-428, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.078>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844-851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Tidball, R. R., Erdman, J. A., & Ebens, R. J. (1974). Geochemical baselines for sagebrush and soil, Powder River Basin, Montana Wyoming. In US Geological Survey open-file report (Vol. 74, pp. 6-13).
- TPHCWG, 1998b. Potter, T. L., & Simmons, K. E. (1998). *Composition of petroleum mixtures* (Vol. 2). Massachusetts: Amherst Scientific Publishers.
- Tukey, J. W. (1977). *Exploratory data analysis* (Vol. 2).
- U.S. EPA 1984. *Risk Assessment and Management: Framework for Decision Making*. EPA 600/9-85-002, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- U.S. EPA 1989a. Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part A). Interim Final. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.
- U.S. EPA 1990. Exposure Factors Handbook. Office of Health and Environmental Assessment. EPA / 8-89 / 043, March 1990.
- U.S. EPA 1991a. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- U.S. EPA 1991b. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I: Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance "Standard Default Exposure Factors". PB91-921314. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- U.S. EPA 1992. Dermal Exposure Assessment: Principles and applications. Interim Report. EPA/600/8-91/011B. Office of Health and Environmental Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- U.S. EPA 1995a. Use of benchmark dose approach in health risk assessments. Risk Assessment Forum, Washington, DC; EPA630R-94007. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, PB95-213765
- U.S. EPA 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- U.S. EPA 1996a. Soil Screening Guidance: User's Guide. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. OSWER No. 9355.423 <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/index.htm#user>
- U.S. EPA 1996b. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. OSWER No. 9355.417A <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/introtbd.htm>
- U.S. EPA 1997a. Exposure Factors Handbook. Volume I- General Factors. EPA/600/P-95/002Fa. Office of Research and Development. National Center for Environmental Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- U.S. EPA 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. Appendix C. Media-to-receptor Bioconcentration Factors (BCFs). EPA530-D-99-001A. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- U.S. EPA 2000. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. Part I: Estimating

- Exposure to Dioxin-Like Compounds. Volume 3-Environmental Levels, and Background Exposures. Draft Fi.
- U.S. EPA 2001. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. OSWER 9355.4-24. Office of Soil Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C
- U.S. EPA 2001. WATER9. Version 1.0.0. Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- U.S. EPA 2002. Child-specific Exposure Factors Handbook. EPA-600-P-00-002 B. Office of Research and Development. National Center for Environmental Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- U.S. EPA 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. OSWER 9355.4-24. December 2002.<http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/index.htm>
- U.S. EPA 2003. National primary drinking water standards. Office of Water, US Environmental Protection Agency. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) Final. OSWER 9285.7-02EP. July 2004. Document and website <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags>
- U.S. EPA 2005. Guidance on Selecting Age Groups for Monitoring and Assessing Childhood Exposures to Environmental Contaminants. EPA/630/P-03/003F, November, 2005.
- U.S. EPA 2008). Child-Specific Exposure Factors Handbook, National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development.
- U.S. EPA 2009. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) Final. OSWER 9285.7-82.2009.
- U.S. EPA 2011a. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. EPA/ 600/ R-090/052F, September 2011.
- United States. Environmental Protection Agency. Office of Emergency, & Remedial Response. (1995). Health Effects Assessment Summary Tables (Vol. 93, No. 58). Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Wcisło, E., Korcz, M., Długosz, J., Demetriades, A., 2012. Risk-based approach to contaminated land and groundwater assessment: two case studies. In: F., Q., Vidojevic, D. (Eds.), Clean Soil and Safe Water NATO Science for Peace and Security

Series — C. Environmental Security Springer Science + Business Media B.V., pp. 51–64.

Zhang, C.S., 2006. Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environ. Pollut.* 142, 501–511.

Índice de figuras

Figura III.1. Esquema de muestreo habitual mediante incrementos muestrales para un localización de muestreo concreta.	39
Figura III.2. Localización de muestras tomadas en el Principado de Asturias para la elaboración de informe de Indurot, 2008. Elaboración propia.	48
Figura III.3. Esquema de 4 pasos en el Proceso de Evaluación de Riesgos propuesto por EPA, Conducting a Human Health Risk Assessment, EPA online guidelines.	49
Figura III.4. Ejemplo de un esquema del modelo conceptual de un emplazamiento objeto de estudio.....	54
Figura III.5. Opciones de modelo de transporte. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5 (español).....	55
Figura III.6. Pantalla de introducción de las propiedades físicas del suelo. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español).....	56
Figura III.7. Ejemplo de rutas para el cálculo de los factores de atenuación natural. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español).....	57
Figura III.8. Ejemplo del Resumen de la Línea Base de Riesgos calculada mediante el software RBCA – Tool kit for Chemical Release. Fuente: Manual RBCA – Tool kit for Chemical Releases v2.5(español).....	58
Figura IV.1. Localización de muestras tomadas en el Principado de Asturias para la elaboración de informe de Indurot, 2008. En combinación con los usos de suelos susceptibles de albergar una actividad potencial contaminante según RD 9/2005. Información SIOSE. Elaboración Propia.	64
Figura IV.2. Esquema de valores de concentración en suelos en función del parámetro definido. Modificado de Boente (2019).	65
Figura IV.3. Esquema de gráfico de cajas y bigotes utilizado para la eliminación de outliers según metodología consideraciones descritas por Tukey, 1977. Fuente: Elaboración propia.	68
Figura IV.4. Localización de muestras tomadas en municipio de Langreo en combinación con los usos de suelo industriales y residenciales/recreativos. Fuente: Boente et al., (2018).	73
Figura IV.5. Representación gráfica de un outlier multivariante.	79
Figura V.1. Modelo conceptual. Válido para situación presente y futura.	129
Figura V.2. Definición de las plumas de contaminación utilizadas para el ACR previo.....	136

Figura V.3. Localización de muestras con análisis de TPH total y con fraccionamiento por cadenas según Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.	139
Figura V.4. Comparativa de riesgos globales asociados a efectos cancerígenos vs valores originales. Los valores dentro de la zona de riesgo, superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$..	156
Figura V.5. Comparativa de riesgos globales asociados a efectos tóxicos vs original. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.....	157
Figura V.6. Comparativa de riesgos asociados a efectos tóxicos para la Pluma 3 y los cálculos originales. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.....	159
Figura V.7. Comparativa de riesgos asociados a efectos tóxicos para la pluma de contaminación difusa (P-D) y los cálculos originales. Los valores por debajo del límite $HQ \leq 1$ no superan el máximo admisible.	160
Figura V.8. Modelo conceptual válido para la situación presente y futura.	172
Figura V.9. Localización de las zonas de análisis dentro de la parcela del emplazamiento.....	173
Figura V.10. Fotografía del hueco interior en el que se encuentra un depósito enterrado. Localización más desfavorable para exposición a aire interior.....	180
Figura V.11. Variación de la compacidad de un edificio con la forma de la estructura. Tomado de Gratia y De Herde 2003.....	181
Figura V.12. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función de la ratio volumen/superficie de edificación. Los valores dentro de la zona de riesgo, superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$	182
Figura V.13. Resultado de los riesgos acumulados para efectos tóxicos en función de la ratio volumen/superficie de edificación. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.	183
Figura V.14. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función del espesor de la solera. Los valores fuera de la zona de riesgo, no superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$	186
Figura V.15. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función del espesor de la solera. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.	187
Figura V.16. Resultado de los riesgos acumulados para efectos cancerígenos en función de la ratio de fracturas de la solera. Los valores fuera de la zona de riesgo, no superan el máximo admisible $TR \leq 10^{-5}$	189

Figura V.17. Resultado de los riesgos acumulados para efectos tóxicos en función de la ratio de fracturas de la solera. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.	189
Figura V.18. Localización de zonas afectadas por plumas de As y TPH. Delimitación del emplazamiento para su estudio en función de usos que se desarrollaban en cada zona.	193
Figura V.19. Modelo conceptual del emplazamiento con las vías de exposición y mecanismos de transporte considerados en cada uno de los escenarios, en función de los receptores considerados.	197
Figura V.20. Localización plumas de TPH y puntos de muestreo campañas anteriores.	200
Figura V.21. Localización plumas de TPH y puntos de muestreo campañas anteriores.	200
Figura V.22. Localización de muestras en la campaña complementaria hecha en la investigación correspondiente a esta tesis doctoral.	201
Figura V.23. Resultado de los riesgos acumulados con efectos tóxicos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2. Los valores por encima del límite $HQ \leq 1$ superan el máximo admisible.	212
Figura VI.1. Flujograma de trabajo propuesto para el análisis espacial del riesgo y la distribución de los contaminantes.	224
Figura VI.2. Características de un archivo de formato ráster. Fuente: ArcGIS.	225
Figura VI.3. Esquema de compilación de capas de diferente naturaleza para la generación de información derivada. Fuente: ARCGIS ¹¹	225
Figura VI.4. Visualización de un archivo ráster continuo para la distribución de Pb y su reclasificación en función del valor de concentración 70 mg/kg correspondiente al NGR del Principado de Asturias para “Otros Usos”.	228
Figura VI.5. Ejemplo de compilación de capas ráster reclasificadas que genera la delimitación de regiones que son compatibles con el uso determinado en función de valor de NGR utilizado en la reclasificación.	229
Figura VI.6. Ejemplo de visualización de capas ráster continuos con el valor de los cocientes de riesgo para As y Zn. Valores por encima de 1 supondrían riesgos inadmisibles para la salud humana.	233
Figura VI.7. Ejemplo de reclasificación de ráster de riesgos de la Figura VI.6 en función del cociente de riesgo máximo admisible $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$	234
Figura VI.8. Ejemplo de la compilación de las regiones de riesgos obteniendo como resultado la delimitación de recintos en función su admisibilidad, tanto para efectos tóxicos (izda.) como para efectos cancerígenos (dcha.).	235

Figura VI.9. Ampliación propuesta del área de estudio.	236
Figura VI.10 Parcelas muestreadas en el área de estudio.	238
Figura VI.11. Croquis estrategia de muestreo seguida.	238
Figura VI.12. Resultados de la estimación de las concentraciones de los elementos de estudio mediante krigeado ordinario. Abajo dcha. localización de puntos representativos que han sido utilizados para realizar las estimaciones.	242
Figura VI.13. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR correspondiente a “otros usos”. Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible Otros usos. Zona verde compatible todos usos.	244
Figura VI.14. Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para Otros Usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$	248
Figura VI.15. Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	249
Figura VI.16. Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para otros usos y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para “otros usos” y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	250
Figura VI.17. Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para uso residencial. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$	252
Figura VI.18. Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	253
Figura VI.19 Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso residencial y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	254
Figura VI.20 Distribución de la estimación de los cocientes de riesgo para uso recreativo. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la isolínea de cociente de riesgo $HQ \geq 1$	256

Figura VI.21 Distribución de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo. Delimitación de admisibilidad de riesgos mediante la determinación de la isolínea probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	257
Figura VI.22. Izda. Distribución total de la estimación de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para Uso Recreativo. y delimitación de admisibilidad de riesgos global mediante superposición de isolíneas de cociente de riesgo $HQ \geq 1$. Dcha. Distribución total de la estimación de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo y delimitación de admisibilidad de riesgos mediante superposición de isolíneas probabilidad de riesgo $R \geq 10^{-5}$	258
Figura VI.23. Resultados de la estimación de las concentraciones de los elementos de estudio mediante krigeado ordinario. Abajo dcha. localización de puntos representativos que han sido utilizados para realizar las estimaciones.....	262
Figura VI.24. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR del Principado de Asturias correspondiente a “otros usos”. Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible “otros usos”. Zona verde compatible todos usos.	265
Figura VI.25. Delimitación de compatibilidad de usos mediante la determinación de recintos con valores de concentración igual al NGR calculado para Langreo correspondiente a “otros usos”. Abajo dcha. Compilación de las capas donde se superponen las áreas que delimitan la compatibilidad de usos. La zona roja incompatible con <i>otros usos</i> . Zona verde compatible todos usos.	266
Figura VI.26. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para <i>otros usos</i>	270
Figura VI.27. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con Otros Usos mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$	271
Figura VI.28. Delimitación de los recintos compatibles con Otros Usos mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$	272
Figura VI.29. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para uso residencial.	274
Figura VI.30. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con uso residencial mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$	275
Figura VI.31. Delimitación de los recintos compatibles con uso residencial mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$	276

Figura VI.32. Distribución de la estimación de los cocientes y la probabilidad de riesgo para uso recreativo. 278

Figura VI.33. Delimitación para cada elemento de los recintos compatibles con uso recreativo mediante reclasificación de rásters en función de los riesgos máximos admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$ 279

Figura VI.34. Delimitación de los recintos compatibles con uso recreativo mediante reclasificación de rásters de riesgo acumulado en función de los límites admisibles $HQ \leq 1$ y $TR \leq 10^{-5}$ 280

Índice de tablas

Tabla IV.1. Resultado del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de la línea base de Asturias.....	69
Tabla IV.2. Resultados del cálculo de la línea base de Asturias	70
Tabla IV.3. Resultado del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de la línea base de Langreo.....	74
Tabla IV.4. Resultados del cálculo de la línea base de Langreo	74
Tabla IV.5. Comparativa del proceso de eliminación de anómalos y número de muestras finales a considerar para el cálculo de las líneas base de Asturias y Langreo	76
Tabla IV.6. Comparativa del cálculo de la línea base de Asturias y Langreo. En negrita los elementos cuyo valor de Línea Base para Asturias es inferior al correspondiente para Langreo	77
Tabla IV.7. Resultados para el cálculo de la línea base de Asturias para los percentiles 95, 98 y 99 de la distancia de Mahalanobis.....	80
Tabla IV.8. Resultados para el cálculo de la línea base de Langreo para los percentiles 95, 98 y 99 de la distancia de Mahalanobis.....	80
Tabla IV.9. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p99	81
Tabla IV.10. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p98	82
Tabla IV.11. Comparativa valores de línea base para Asturias y Langreo. Metodología de eliminación de anómalos. Mahalanobis - p95	83
Tabla IV.12. Comparativa de los valores calculados de línea base del Principado de Asturias mediante los diferentes métodos de detección de outliers.	83
Tabla IV.13. Comparativa de los valores calculados de línea base del concejo de Langreo mediante los diferentes métodos de detección de outliers.	84
Tabla IV.14. Fondo edafogeoquímico para los suelos naturales de Asturias.....	86
Tabla IV.15. Relación de las vías de exposición consideradas para cada uso de suelo.....	88
Tabla IV.16. Individuo razonablemente más expuesto según usos del suelo y vías de exposición.	91

Tabla IV.17. Parámetros de exposición considerados.....	93
Tabla IV.18. Parámetros toxicológicos considerados.....	94
Tabla IV.19. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso industrial. Unidades en mg/kg.	104
Tabla IV.20. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso recreativo. Unidades en mg/kg.....	106
Tabla IV.21. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para un uso residencial. Unidades en mg/kg.....	108
Tabla IV.22. Resultados de concentraciones máximas admisibles en base a riesgos para el uso denominado como “otros usos”. Unidades en mg/kg.....	110
Tabla IV.23. Resultados del cálculo de riesgos para cada uso definido.	111
Tabla IV.24. Resultados finales obtenidos mediante criterio de riesgos en función de las condiciones para la expresión general de resultados.....	112
Tabla IV.25. Comparativa de resultados por metodología de riesgos y valores de línea base.	113
Tabla IV.26. Resultados para NGR propuestos en Principado de Asturias.	114
Tabla IV.27. Comparativa de resultados por metodología de riesgos y valores de línea base para el Concejo de Langreo.....	115
Tabla IV.28. Resultados para NGR propuestos para el concejo de Langreo.....	116
Tabla IV.29. Comparativa valores de NGR propuestos para el Principado de Asturias y los propuestos para el concejo de Langreo.....	117
Tabla V.1. Vías de exposición con los tipos y distancias a potenciales receptores.....	129
Tabla V.2. Factores de exposición considerados en función del tipo de receptor.....	130
Tabla V.3. Concentraciones representativas en las diferentes matrices.....	131
Tabla V.4. Parámetros característicos introducidos en el modelo.	131
Tabla V.5. Resumen de índices de riesgo para cada vía de exposición.....	132
Tabla V.6. Concentraciones representativas de la pluma de 3.....	138
Tabla V.7. Concentraciones representativas de la denominada como pluma de contaminación difusa (P-D).....	139
Tabla V.8. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 1.....	145

Índice de tablas

Tabla V.9. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 2.	147
Tabla V.10. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la Pluma 3.	149
Tabla V.11. Resumen de índices de riesgo para cada ruta de exposición en la pluma de contaminación difusa (P-D).	151
Tabla V.12. Resumen de índices de riesgo para el conjunto de las plumas calculadas	153
Tabla V.13. Resumen línea base de riesgos	166
Tabla V.14. Vías de exposición para los distintos receptores y su distancia al foco	175
Tabla V.15. Valores de dosis y tasas de exposición de CDI no cancerígenos para cada una de las vías propuestas.	176
Tabla V.16. Valores de dosis y tasas de exposición de CDI cancerígenos para cada una de las vías propuestas.....	176
Tabla V.17. Parámetros del modelo de aire interior.....	179
Tabla V.18. Resultados de la línea base de riesgos en función de la ratio V/A. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.	182
Tabla V.19. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados en función de la ratio volumen/superficie de edificación.	183
Tabla V.20. Resultados de la línea base de riesgos en función del área de la solera.	184
Tabla V.21. Resultados de la línea base de riesgos en función del perímetro de la solera.	184
Tabla V.22. Resultados de la línea base de riesgos en función de la profundidad al fondo de la solera.....	185
Tabla V.23. Resultados de la línea base de riesgos en función del espesor de la solera de la edificación. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.	185
Tabla V.24. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados en función del espesor de la solera.....	186
Tabla V.25. Resultados de la línea base de riesgos en función de la ratio de fracturas de la solera. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.....	188
Tabla V.26. Resultados de los incrementos y descensos porcentuales de los riesgos calculados de la ratio de fracturas de la solera.	188
Tabla V.27. Variación del resultado de riesgos por las variables más críticas ordenados en función de mayor a menor peso	190

Tabla V.28. Resultados del análisis cuantitativo de contaminantes inorgánicos En negrita los valores que superan los valores de NGR para el uso industrial	201
Tabla V.29. Resultados del fraccionamiento por cadenas con separación de alifáticos y aromáticos. Se presentan en negrita los valores anómalos.	202
Tabla V.30. Resultados del análisis de los hidrocarburos monoaromáticos de la primera campaña de muestreo. Se presentan en negrita los valores anómalos	203
Tabla V.31. Resultados del análisis de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (16 prioritarios EPA) de la primera campaña de muestreo	203
Tabla V.32. Resultados de la extracción secuencial de Tessier (1979) para el As.....	204
Tabla V.33. Resultados de la medida de especiación química	205
Tabla V.34. Parámetros de entrada relativos a la caracterización del emplazamiento y concentraciones representativas utilizadas en el modelo de exposición directa a suelo contaminado	207
Tabla V.35. Concentraciones representativas para la Pluma 1.....	208
Tabla V.36. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1 considerando un escenario Residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos	209
Tabla V.37. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1 considerando un escenario Recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos	209
Tabla V.38. Resultados de los descensos porcentuales de los riesgos calculados en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 1.....	210
Tabla V.39. Concentraciones representativas para la Pluma 2.....	210
Tabla V.40. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2 considerando un escenario Residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos	211
Tabla V.41. Resultados de la línea base de riesgos en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2 considerando un escenario Recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos	211
Tabla V.42. Resultados de los incrementos porcentuales de los riesgos calculados en función de las nuevas concentraciones representativas para la Pluma 2	212
Tabla V.43. Parámetros de entrada relativos a la exposición en el modelo de exposición directa a suelo contaminado	213

Tabla V.44. Valores de la superficie corporal expuesta utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado.	214
Tabla V.45. Valores para el factor de adherencia dérmica utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado	215
Tabla V.46. Valores para la tasa de ingestión de suelo utilizados en las distintas modelizaciones para la vía de exposición directa a suelo contaminado.	215
Tabla V.47. Resultados de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario residencial. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.....	216
Tabla V.48. Resultados de las variaciones porcentuales de los riesgos calculados en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario residencial	217
Tabla V.49. Resultados de la línea base de riesgos en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario recreativo. En negrita los valores de riesgo que exceden los límites normativos.....	217
Tabla V.50. Resultados de las variaciones porcentuales de los riesgos calculados en función de las variables seleccionadas asociadas a la exposición considerando un escenario recreativo.	218
Tabla VI.1. Concentraciones de metales y metaloides en las muestras representativas.	239
Tabla VI.3. Resultados promedio de la extracción secuencial realizada sobre muestras representativas de 3 cuadrículas. Al término biodisponible le corresponden las dos primeras fracciones del método de Tessier (1979) y al resto las tres últimas.	246
Tabla VI.4. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para Otros Usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo.	247
Tabla VI.5. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo.	249
Tabla VI.6. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo.	251
Tabla VI.7. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo.....	253
Tabla VI.8. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) para uso recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo.	255

Tabla VI.9 Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de la probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo..... 257

Tabla VI.10 Cuantificación de las extensiones que han presentado alguna incompatibilidad de uso o inadmisibilidad de riesgos. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno. 258

Tabla VI.11 Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para otros usos. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno..... 268

Tabla VI.12. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para uso residencial. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno. 273

Tabla VI.13. Valores de los descriptores estadísticos básicos obtenidos para cada elemento. Cálculo de los cocientes de riesgo (efectos tóxicos) y probabilidad de riesgo (efectos cancerígenos) para Uso Recreativo. En negrita los valores que exceden el límite normativo. NC =No cancerígeno. C=Cancerígeno. 277

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

I.1. Uso industrial

I.1.1. Sustancias no cancerígenas

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLind-NC-ing = \frac{THQ \times AT \times BWa}{EFw \times EDw \times \left(\frac{1}{\left(\frac{RfD_0}{RBA} \right)} \right) \times IRw \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

IRw (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLind-NC-derm = \frac{THQ \times AT \times BWa}{EFw \times EDw \times \left(\frac{1}{RfD_0 \times GIABS} \right) \times SAw \times AFw \times ABS_d \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

SAw (Surface area) = superficie de piel expuesta (cm²/day)

AFw (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLind-NC-inh = \frac{THQ \times AT}{EFw \times EDw \times ETw \times \frac{1}{RfC} \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

ETw (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

RfC (Reference Concentration) = Concentraciones de Referencia (mg/m³)

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

VF* (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg). Sólo aplica para el mercurio elemental.

Total para sustancias no cancerígenas

$$RBSSLind-NC = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLind-NC-ing} + \frac{1}{RBSSLind-NC-der} + \frac{1}{RBSSLind-NC-inh}}$$

Donde;

RBSSLind – NC – ing. = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLind – NC – der = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLind – NC – inh = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

1.1.2. Sustancias con efectos cancerígenos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLind-C-ing = \frac{TR \times AT \times BWa}{EFw \times EDw \times (SFo \times RBA) \times IRw \times CF}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

IRw (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLind-C-derm = \frac{TR \times AT \times BWa}{EFw \times EDw \times \frac{SFo}{GIABS} \times SAw \times AFw \times ABSd}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

SAw (Surface area) = superficie de piel expuesta (cm²/day)

AFw (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLind-C-inh = \frac{TR \times AT}{EF_w \times ED_w \times ET_w \times IUR \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFw (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDw (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

ETw (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

PEF (Particulate Emission Factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg).

VF* (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg). Sólo aplica para el mercurio elemental.

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas (µg/m³)⁻¹

Total para sustancias cancerígenas

$$RBSSLind-C = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLind-C-ing} + \frac{1}{RBSSLind-C-der} + \frac{1}{RBSSLind-C-inh}}$$

Donde;

RBSSLind-C-ing = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por ingestión de suelo contaminado.

RBSSLind-C-der = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado.

RBSSLind-C-inh = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado.

1.2. Uso Residencial

1.2.1. Sustancias no cancerígenas

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLres-NC-ing = \frac{THQ \times AT \times BW_c}{EF_{res} \times ED_c \times \left(\frac{RBA}{RfDo} \right) \times IR_c \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

IRc (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Refencia oral (mg/kg/día)

RBA (Relatice Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor)= factor de conversión (10⁻⁶)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLres-NC-derm = \frac{THQ \times AT \times BWc}{EFres \times EDc \times \left(\frac{1}{RfD_0 \times GIABS} \right) \times SAc \times AFc \times ABS_d \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

RfDo = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

SAc (Surface area) = superficie de piel expuesta (cm²/day)

AFc (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLres-NC-inh = \frac{THQ \times AT}{EFres \times EDc \times ETres \times \frac{1}{RfC} \times \left(\frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

ETres (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

RfC (Reference Concentration) = Concentraciones de Referencia (mg/m³)

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

VF (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg).

Total para sustancias no cancerígenas

$$RBSSLres-NC = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLres-NC-ing} + \frac{1}{RBSSLres-NC-derm} + \frac{1}{RBSSLres-NC-inh}}$$

Donde;

RBSSLres-NC-ing = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLres-NC-der = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLres-NC-inh = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

1.2.2. Sustancias con efectos cancerígenos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLres-c-ing = \frac{TR \times AT}{(SF_o \times RBA) \times EFres \times IFSadj \times CF}$$

$$IFSadj = \frac{EDc \times IRSc}{BWc} + \frac{EDa \times IRSa}{BWa}$$

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años para un adulto.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años para un niño

IRSc (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un niño (mg/día)

IRSa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto (mg/día)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

IFSadj (Age-adjusted soil ingestion factor) = Factor de ingestión ajustado por edad (mg-año/kg-día)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSS_{Lind-c-derm} = \frac{TR \times AT}{\frac{SFo}{GIABS} \times EFres \times DFSadj \times ABSd \times CF}$$

$$DFSadj = \frac{EDc \times SAc \times AFc}{BWc} + \frac{EDa \times SAa \times AFa}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años para un adulto.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años para un niño

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

SAc (Surface area) = superficie de piel expuesta para un niño (cm²/day)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm²/day)

AFc (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un niño (mg/cm²)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto (mg/cm²)

DFSadj (Age-adjusted Dermal Skin Factor) = Tasa de contacto dérmico ajustado por edad (mg-año/kg-día)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSS_{Les-c-inh} = \frac{TR \times AT}{IUR \times EFres \times \left(\frac{1}{PEF}\right) \times EDres \times ETres}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDres (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

ETres (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas (µg/m³)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

VF (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg).

Total para sustancias cancerígenas

$$RBSSLres-C = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLres-C-ing} + \frac{1}{RBSSLres-C-derm} + \frac{1}{RBSSLres-C-inh}}$$

Donde;

RBSSLres – C – ing = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLres – C – der = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLres – C – inh = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado.

1.2.3. Sustancias con efectos mutagénicos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLres-M-ing = \frac{TR \times AT}{(SFo \times RBA) \times EFres \times IFSMadj \times CF}$$

$$IFSMadj = \frac{ED0-2 \times IRSc \times 10}{BWc} + \frac{ED2-6 \times IRSc \times 3}{BWc} + \frac{ED6-16 \times IRSa \times 3}{BWa} + \frac{ED16-30 \times IRSa \times 1}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

IFSMadj (Mutagenic age-adjusted soil ingestion factor) = Factor de ingestión mutagénico ajustado por edad (mg-año/kg-día)

IRSc (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un niño (mg/día)

IRSa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto (mg/día)

SFo = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

RBA = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLind-M-derm = \frac{TR \times AT}{\frac{SFo}{GIABS} \times EFres \times DFSMadj \times ABSd \times CF}$$

$$DFSMadj = \frac{ED0-2 \times SAC \times AFC \times 10}{BWc} + \frac{ED2-6 \times SAC \times AFC \times 3}{BWc} + \frac{ED6-16 \times SAa \times Afa \times 3}{BWa} + \frac{ED16-30 \times SAa \times Afa \times 1}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

DFSMadj = (Mutagenic age-adjusted dermal skin factor) Tasa de contacto dérmico mutagénico ajustado por edad (mg-año/kg-día).

SAc (Surface area) = superficie de piel expuesta para un niño (cm²/day)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm²/day)

AFc (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un niño (mg/cm²)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto (mg/cm²)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. mutagénicas (mg/kg/día)⁻¹

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLres-C - inh = \frac{TR \times AT}{EFres \times ETres \times \left[\frac{(ED0 - 2 \times IUR \times 10) + (ED2 - 6 \times IUR \times 3) + (ED6 - 16 \times IUR \times 3) + (ED16 - 30 \times IUR \times 1)}{(PEF)} \right]}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

ETres (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. mutagénicas (µg/m³)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

Total para sustancias mutagénicas

$$RBSSLres-C = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLres-M - ing} + \frac{1}{RBSSLres-M - der} + \frac{1}{RBSSLres-M - inh}}$$

Donde;

RBSSLres - M - ing = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLres - M - der = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLres - M - inh = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

I.3. Uso Recreativo

I.3.1. Sustancias no cancerígenas

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLrec-NC-ing = \frac{THQ \times AT}{\left(\frac{RBA}{RfDo}\right) \times IFS \times CF}$$

$$IFS = \frac{EDc \times EFrecc \times IRSc}{BWc} + \frac{EDa \times EFreca \times IRSa}{BWa}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

IFS (Ingestion Rate adjusted) = Tasa de ingestión ajustada (mg-año/kg-día)

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

EDa= Duración de la exposición para un adulto (24 años)

EDc= Duración de la exposición para un niño (6 años)

EFrecc = Frecuencia de la exposición para un niño (350 días/año)

EFreca = Frecuencia de la exposición para un adulto (75 días/año)

IRSc (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un niño (200 mg/día)

IRSa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto (100 mg/día)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLrec-NC-derm = \frac{THQ \times AT}{\left(\frac{1}{RfDo \times GIABS}\right) \times DFSM \times ABSd \times CF}$$

$$DFSAdj = \frac{EDc \times EFrecc \times SAc \times AFc}{BWc} + \frac{EDa \times EFreca \times SAa \times AFa}{BWa}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFres (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años para un niño.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto para un adulto.

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10⁻⁶)

EFrecc (Exposure Frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño (350 días/año)

EFreca (Exposure Frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto (75 días/año)

DFSM = Tasa de contacto dérmico mutagénico ajustado por edad (mg-año/kg-día)

SAc (Surface area) = superficie de piel expuesta para un niño (cm²/day)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm²/day)

AFC (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto(mg/cm²)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSD = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLrec-NC-inh = \frac{HQ \times AT}{((EFrecc \times EDc \times ETrecc) + (EFreca \times EDa \times ETreca)) \times \frac{1}{RfC} \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un niño en años.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

ETrecc (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un niño en horas/día.

ETreca (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un adulto en horas/día.

RfC (Reference Concentration) = Concentraciones de Referencia (mg/m³)

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

VF (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg).

Total para sustancias no cancerígenas

$$RBSSLrec-NC = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLrec-NC-ing} + \frac{1}{RBSSLrec-NC-derm} + \frac{1}{RBSSLrec-NC-inh}}$$

Donde;

RBSSLrec-NC-ing = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLrec-NC-der = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLrec-NC-inh = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

1.3.2. Sustancias con efectos cancerígenos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLrec-c-ing = \frac{TR \times AT}{(SF_o \times RBA) \times IFSadj \times CF}$$

$$IFSadj = \frac{EDc \times EFrecc \times IRSc}{Bwc} + \frac{EDa \times EFreca \times IRSa}{Bwa}$$

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un niño en años.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

IRSc (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un niño (mg/día)

IRSa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto (mg/día)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

IFSadj (Age-adjusted soil ingestion factor) = Factor de ingestión ajustado por edad (mg-año/kg-día)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSL_{rec-c-derm} = \frac{TR \times AT}{\frac{SFo}{GIABS} \times DFSadj \times ABSd \times CF}$$

$$DFSadj = \frac{EDc \times EFrecc \times SAC \times AFc}{BWc} + \frac{EDa \times EFreca \times SAa \times AFa}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un niño en años.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

SAC (Surface area) = superficie de piel expuesta para un niño (cm²/day)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm²/day)

AFc (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un niño (mg/cm²)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto (mg/cm²)

DFSadj (Age-adjusted Dermal Skin Factor) = Tasa de contacto dérmico ajustado por edad (mg-año/kg-día)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSL_{rec-C-inh} = \frac{TR \times AT}{IUR \times \left((EFrecc \times EDc \times ETrecc) + (EFreca \times EDa \times ETreca) \right) \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDc (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un niño en años.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

ETrecc (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un niño en horas/día.

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

ETrec (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un adulto en horas/día.

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m^3/kg)

VF (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m^3/kg).

Total para sustancias cancerígenas

$$RBSSLrec - C = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLrec - C - ing} + \frac{1}{RBSSLrec - C - derm} + \frac{1}{RBSSLrec - C - inh}}$$

Donde;

RBSSLrec - C - ing = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLrec - C - der = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLrec - C - inh = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

I.3.3. Sustancias con efectos mutagénicos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLres - M - ing = \frac{TR \times AT}{(SFo \times RBA) \times IFSMadj \times CF}$$

$$IFSMadj = \frac{ED0-2 \times EFrecc \times IRSc \times 10}{BWc} + \frac{ED2-6 \times EFrecc \times IRSc \times 3}{BWc} + \frac{ED6-16 \times EFreca \times IRSa \times 3}{BWa} + \frac{ED16-30 \times EFreca \times IRSa \times 1}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas ($\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10^{-6})

IFSMadj (Mutagenic age-adjusted soil ingestion factor) = Factor de ingestión mutagénico ajustado por edad (mg -año/ kg -día)

IRSc (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un niño ($\text{mg}/\text{día}$)

IRSa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto ($\text{mg}/\text{día}$)

SFo = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas ($\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$)⁻¹

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

RBA = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLind - M - derm = \frac{TR \times AT}{\frac{SFo}{GIABS} \times DFSMadj \times ABSd \times CF}$$

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

$$DFS_{adj} = \frac{ED0 - 2 \times SAc \times AFc \times 10}{BWc} + \frac{ED2 - 6 \times EFrecc \times SAc \times AFc \times 3}{BWc} + \frac{ED6 - 16 \times EFreca \times SAa \times AFa \times 3}{BWa} + \frac{ED16 - 30 \times EFreca \times SAa \times AFa \times 1}{BWa}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

DFS_{Madj} = (Mutagenic age-adjusted dermal skin factor) Tasa de contacto dérmico mutagénico ajustado por edad (mg-año/kg-día).

SAc (Surface area) = superficie de piel expuesta para un niño (cm²/day)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm²/day)

AFc (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un niño (mg/cm²)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto (mg/cm²)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. mutagénicas (mg/kg/día)⁻¹

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSL_{res-C-inh} = \frac{TR \times AT}{\left[\frac{(ED0 - 2 \times EFrecc \times ETrecc \times IUR \times 10) + (ED2 - 6 \times EFrecc \times ETrecc \times IUR \times 3) + (ED6 - 16 \times EFreca \times ETreca \times IUR \times 3) + (ED16 - 30 \times EFreca \times ETreca \times IUR \times 1)}{1} \right] \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

EFrecc (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un niño en días/año.

EFreca (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

ETrecc (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un niño en horas/día.

ETreca (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un adulto en horas/día.

ED₀₋₂ = Duración de la exposición en la fase I (2 años)

ED₂₋₆ = Duración de la exposición en la fase II (4 años)

ED₆₋₁₆ = Duración de la exposición en la fase III (10 años)

ED₁₆₋₃₀ = Duración de la exposición en la fase IV (14 años)

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. mutagénicas (µg/m³)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

Total para sustancias mutagénicas

$$RBSSL_{rec-M} = \frac{1}{\frac{1}{RBSSL_{rec-M-ing}} + \frac{1}{RBSSL_{rec-M-derm}} + \frac{1}{RBSSL_{rec-M-inh}}}$$

Donde;

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

RBSSLrec – M – ing = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLrec – M – der = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLrec – M – inh = Nivel de referencia para sust. mutagénicas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

I.4. Otros usos

I.4.1. Sustancias no cancerígenas

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLotr-NC-ing = \frac{HQ \times AT \times BWc}{EFotr \times EDa \times \left(\frac{RBA}{RfDo} \right) \times IRa \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

IFS (Ingestion Rate adjusted) = Tasa de ingestión ajustada (mg-año/kg-día)

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10^{-6})

EDa = Duración de la exposición para un adulto (años)

EFreca = Frecuencia de la exposición para un adulto (días/año)

IRa (Soil intake rate) = Tasa de ingestión de suelo para un adulto (mg/día)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLotr-NC-derm = \frac{HQ \times AT \times BWa}{EFotr \times EDa \times \left(\frac{1}{RfDo \times GIABS} \right) \times SAa \times AFa \times ABS_d \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto para un adulto.

RfDo (Reference Dose) = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

CF (Converse Factor) = factor de conversión (10^{-6})

EFreca (Exposure Frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto (días/año)

SAa (Surface area) = superficie de piel expuesta para un adulto (cm^2/day)

AFa (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel para un adulto (mg/cm^2)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLotr-NC-inh = \frac{HQ \times AT}{EFotr \times EDa \times ETotr \times \frac{1}{RfC} \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right)}$$

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

ETotr (Exposure Time) = Tiempo de exposición para un adulto en horas/día.

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m^3/kg)

VF (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m^3/kg).

Ingestión de alimentos contaminados

$$RBSSLotr-NC-inal = \frac{THQ \times AT \times BWc}{EFotr \times EDa \times \left(\frac{RBA}{RfDo} \right) \times ((IRr \times BCFr) + (IRv \times BCFv) + (IRh \times BCFh)) \times CF}$$

Donde;

HQ (Hazard Quotient) = Cociente de Riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

RfDo = Dosis de Referencia oral ($\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$)

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10^{-6})

IRr (Root Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de raíces ($\text{mg}/\text{día}$)

IRv (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de verduras ($\text{mg}/\text{día}$)

IRh (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de hortalizas ($\text{mg}/\text{día}$)

BCFr (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para raíces

BCFv (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para verduras

BCFh (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para hortalizas

Total para sustancias no cancerígenas

$$RBSSLotr-NC = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLotr-NC-ing} + \frac{1}{RBSSLotr-NC-der} + \frac{1}{RBSSLotr-NC-inh} + \frac{1}{RBSSLotr-NC-inal}}$$

Donde;

RBSSLotr-NC-ing = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLotr-NC-der = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLotr-NC-inh = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

RBSSLotr-NC-inal = Nivel de referencia para sust. no cancerígenas por ingestión de alimentos contaminados

I.4.2. Sustancias con efectos cancerígenos

Ingestión de suelo contaminado

$$RBSSLotr-c-ing = \frac{TR \times AT \times BWa}{(SF_o \times RBA) \times EFotr \times EDa \times IRS \times CF}$$

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

IRS (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

RBA (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

Contacto dérmico con suelo contaminado

$$RBSSLo_{tr-c-derm} = \frac{TR \times AT \times BWa}{\frac{SFo}{GIABS} \times EFotr \times EDa \times DFSadj \times ABSd \times CF}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

SFo (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

CF (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

DFSadj = Tasa de contacto dérmico ajustado por edad (mg-año/kg-día)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABSd = Factor de absorción dérmica (adimensional)

Inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

$$RBSSLo_{tr-C-inh} = \frac{TR \times AT}{IUR \times EFotr \times \left(\frac{1}{VF^*} + \frac{1}{PEF} \right) \times EDa \times ETotr}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

EFotr (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición días/año.

EDa (Exposure Duration) = Duración de la exposición en años.

ETotr (Exposure Time) = Tiempo de exposición horas/día.

PEF (Particulate Emission Factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg).

VF* (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg). Sólo aplica para el mercurio elemental.

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas (µg/m³)⁻¹

Ingestión de alimentos contaminados

$$RBSSLo_{tr-NC-inal} = \frac{TR \times AT \times BWa}{EFotr \times EDa \times (SFo \times RBA) \times ((IRr \times BCFr) + (IRv \times BCFv) + (IRh \times BCFh)) \times CF}$$

Donde;

TR (Target Risk) = Probabilidad de riesgo.

AT (Averaging time) = Tiempo promedio de la exposición 365 días.

BWa (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

BWc (Body Weight) = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un niño (en kg).

Anexo I – Ecuaciones de cálculo para la derivación de NGR

E_{Fr} (Exposure frequency) = Frecuencia de la exposición para un adulto en días/año.

E_{Da} (Exposure Duration) = Duración de la exposición para un adulto en años.

S_{Fo} (Slope Factor) = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

R_{BA} (Relative Bioavailability) = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

C_F (Converse Factor) = Factor de Conversión (10⁻⁶)

I_{Rr} (Root Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de raíces (mg/día)

I_{Rv} (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de verduras (mg/día)

I_{Rh} (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión de hortalizas (mg/día)

B_{C_{Fr}} (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para raíces

B_{C_{Fv}} (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para verduras

B_{C_{Fh}} (Bioconcentration Factor) = Factor de Bioconcentración para hortalizas

Total para sustancias cancerígenas

$$RBSSLotr-C = \frac{1}{\frac{1}{RBSSLotr-C-ing} + \frac{1}{RBSSLotr-C-der} + \frac{1}{RBSSLotr-C-inh} + \frac{1}{RBSSLotr-C-inal}}$$

Donde;

RBSSLres – C – ing = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por ingestión de suelo contaminado

RBSSLres – C – der = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por contacto dérmico con suelo contaminado

RBSSLres – C – inh = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por inhalación de partículas y vapores de suelo contaminado

RBSSLotr – C – inh = Nivel de referencia para sust. cancerígenas por ingestión de alimentos contaminados

Anexo II – Ecuaciones para el cálculo de riesgos mediante herramientas GIS

I.1. INGESTIÓN DE SUELO CONTAMINADO

I.1.1. Sustancias no cancerígenas

$$HQ = \frac{C \times EF \times ED \times IR \times CF}{AT \times BW_a \times \left(\frac{RfD_o}{RBA} \right)}$$

Donde;

IR (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

RfDo = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

BW_a = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) 365 días.

RBA = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF = Factor de Conversión (10⁻⁶)

I.1.2. Sustancias con efectos cancerígenos

$$R = \frac{C \times EF \times ED \times (SF_o \times RBA) \times IR \times CF}{AT \times BW_a}$$

Donde;

IRw (Ingestion Rate) = Tasa de ingestión (mg/día)

SF_o = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

BW_a = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) 365 días.

RBA = Biodisponibilidad Relativa (adimensional)

CF = Factor de Conversión (10⁻⁶)

I.2. CONTACTO DÉRMICO CON SUELO CONTAMINADO

I.2.1. Sustancias no cancerígenas

$$HQ = \frac{C \times EF \times ED \times SA \times AF \times ABS_d \times CF}{AT \times BW_a \times RfD_o \times GIABS}$$

Donde;

RfDo = Dosis de Referencia oral (mg/kg/día)

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

BW_a = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) 365 días.

Análisis multicriterio en la cuantificación de riesgos para la salud humana en suelos contaminados

SA (Surface area) = superficie de piel expuesta (cm²/day)

AF (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

CF = factor de conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABS_d = Factor de absorción dérmica (adimensional)

I.2.1.1. Sustancias con efectos cancerígenos

$$R = \frac{C \times EF \times ED \times \frac{SFo}{GIABS} \times SA \times AF \times ABSd}{AT \times BWa}$$

Donde;

SF_o = Factor de pendiente oral para sust. cancerígenas (mg/kg/día)⁻¹

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

BWa = Peso corporal del receptor considerado, en este caso un adulto (en kg).

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) en años.

SA (Surface area) = superficie de piel expuesta (cm²/day)

AF (Skin Adherence Factor) = Factor de adherencia a la piel (mg/cm²)

CF = factor de conversión (10⁻⁶)

GIABS = Factor de absorción gastrointestinal (adimensional)

ABS_d = Factor de absorción dérmica (adimensional)

I.3. INHALACIÓN DE VAPORES DE SUELO CONTAMINADO

I.3.1. Sustancias no cancerígenas

$$HQ = \frac{C \times EF \times ED \times ET}{RfC \times (VF^*) \times AT}$$

Donde;

RfC (Reference Concentration) = Concentraciones de Referencia (mg/m³)

VF* (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg). Sólo aplica para el mercurio elemental.

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

ET = Tiempo de exposición (exposure time) horas/día

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) 365 días.

I.3.2. Sustancias con efectos cancerígenos

$$R = \frac{C \times EF \times ED \times ET \times IUR}{AT \times VF^*}$$

Donde;

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas (µg/m³)⁻¹

VF* (Volatilization Factor) = Factor de Volatilización (m³/kg). Sólo aplica para el mercurio elemental.

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

Anexo II – Ecuaciones para el cálculo de riesgos mediante herramientas GIS

ET = Tiempo de exposición (exposure time) horas/día

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) en años.

I.4. INHALACIÓN DE PARTÍCULAS DE SUELO CONTAMINADO

I.4.1. Sustancias no cancerígenas

$$HQ = \frac{C \times EF \times ED \times ET}{RfC \times (PEF) \times AT}$$

Donde;

RfC (Reference Concentration) = Concentraciones de Referencia (mg/m³)

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

ET = Tiempo de exposición (exposure time) horas/día

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) 365 días.

I.4.2. Sustancias con efectos cancerígenos

$$R = \frac{C \times EF \times ED \times ET \times IUR}{AT \times PEF}$$

Donde;

IUR (Inhalation Unit Risk) = Riesgo unitario inhalatorio para sust. cancerígenas (µg/m³)⁻¹

PEF (Particulate emission factor) = Factor de emisión de partículas (m³/kg)

EF = Frecuencia de la exposición (Exposure frequency) días/año.

ED = Duración de la exposición (Exposure duration) en años.

ET = Tiempo de exposición (Exposure time) horas/día

AT = Tiempo promedio de la exposición (Averaging time) en años.

I.5. CÁLCULO DEL RIESGO POR EXPOSICIÓN A MÚLTIPLES COMPUESTOS

I.5.1. Total para sustancias no cancerígenas

$$THQ_c = \sum_{i=1}^n THQ_i$$

I.5.2. Total para sustancias cancerígenas

$$TR_c = \sum_{i=1}^n TRI_i$$

I.6. CÁLCULO DEL RIESGO COMBINADO A TRAVÉS DE MÚLTIPLES VÍAS DE EXPOSICIÓN

I.6.1. Total para sustancias no cancerígenas

$$THQ_v = \sum_{i=1}^n THQ_i$$

I.6.2. Total para sustancias cancerígenas

$$TR_v = \sum_{i=1}^n TR_i$$