

TRABAJO FINAL DE MÁSTER

Evaluación de riesgos en suelos contaminados: Modelación matemática de la contaminación por metales pesados en una parcela del T.M. de Valencia.

Intensificación:
ANÁLISIS DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS

Autor:
Bianca Ioana Prentu

Directores:
Javier Rodrigo Ilarri

Septiembre 2018



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Resume del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto
Título del TFM en español: Evaluación de riesgos en suelos contaminados: Modelación matemática de la contaminación por metales pesados en una parcela del T.M. de Valencia.
Título del TFM en inglés: Risk assessment in contaminated soils: Mathematical modeling of contamination by heavy metals in a plot of the municipality of Valencia.
Alumno: Bianca Ioana Prentu.
Tutor: Javier Rodrigo Ilarri
Fecha de Lectura: Septiembre, 2018.

Resumen
En español
<p>El suelo es un medio en el cual ocurren una gran diversidad de procesos y cuya calidad determina la capacidad de sostener la productividad vegetal y animal, así como conservar o mejorar la calidad del aire o agua. Por ello se trata de uno de los recursos naturales más importantes dado a su carácter polifuncional. Por ello, el suelo constituye uno de los medios receptores de la contaminación más sensible y vulnerable. De acuerdo con Agencia Medioambiental Europea (EEA) se han descrito 250.000 suelos contaminados en los países que forman parte de la Unión Europea. Dicha contaminación está causada mayoritariamente por la presencia de metales y aceites minerales.</p> <p>La preocupación explícita por parte de organismos internacionales por la degradación y contaminación de suelos como consecuencia de la actividad humana se remonta a unos 30 años atrás, como queda patente en la Carta Europea de los Suelos, aprobada por el Consejo de Europa en 1972, y la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (1ª Conferencia del PNUMA, Estocolmo 1972). En el ámbito de la Unión Europea (UE), aunque muchas de sus políticas afectan al suelo y algunas de ellas velan por su protección, todavía no existe legislación europea específica para la protección del mismo. Su protección se ha contemplado en disposiciones genéricas como la conservación del medio ambiente, el desarrollo rural o la gestión de residuos (Directivas 75/439/CEE, 91/689/CEE y 2006/12/CE, derogadas y unificadas por la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo).</p> <p>Más recientemente, la contaminación del suelo adquiere importancia y pasa a ser considerada una de las ocho amenazas mencionadas en la Estrategia Temática de Suelos de la UE de Comisión de las Comunidades Europeas de 2006. Suponiendo además la propuesta de una Directiva Marco sobre el Suelo.</p> <p>La normativa específica sobre suelos contaminados apareció en España en la Ley 10/1998, de 21 de abril de Residuos, donde se hacía referencia a la obligación de acometer las labores de limpieza de un suelo contaminado. A día de hoy está la Ley 10/1998 fue sustituida por la Ley 22/2011, del 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Esta Ley tiene por objeto regular el régimen jurídico de los suelos contaminados, desde las actividades potencialmente</p>

contaminantes al mecanismo de declaración de un suelo como contaminado, indicando los sujetos responsables de la descontaminación y recuperación de estos suelos.

Por otro lado, y como normativa específica, se tiene el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, que tiene como objeto establecer una relación de actividades susceptibles de causar contaminación en el suelo, así como adoptar criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Dicha normativa establece en su Anexo I la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo, exigiendo a todas las empresas que lleven a cabo estas actividades la entrega de un informe preliminar de situación (IPS) del suelo cuando se solicite una licencia o autorización para el cambio de uso del suelo. El alcance y contenido mínimo de dicho informe se recoge en el Anexo II. En el Anexo III quedan establecidos los criterios para la consideración de un suelo como contaminado y en el Anexo IV recoge los casos donde es necesario un Análisis Cuantitativo de Riesgos (ACR). Los niveles genéricos de referencia (NGR) de las sustancias consideradas como potencialmente contaminantes para la protección de salud humana y los ecosistemas quedan establecidos en los Anexos V y VI. El Nivel Genérico de Referencia (NGR) se define 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 en función del uso del suelo. En el caso de contaminantes químicos no recogidos en dichos anexos, se deben estimar los NGR para la protección de la salud humana y ecosistemas de acuerdo a los criterios especificados en el Anexo VII. En relación con los metales, el Real Decreto no establece los niveles genéricos de referencia, siendo competencia de cada comunidad autónoma el establecimiento de los mismos en función de los criterios recogidos en el Anexo VII de esta normativa. Por último, en el anexo VIII, se establecen los contenidos mínimos que debe tener la evaluación de riesgos en suelos contaminados.

La Comunidad Valenciana no cuenta con una normativa específica en materia de suelos contaminados haciéndose mención exclusivamente a que la Generalitat Valenciana es el órgano competente en su gestión, Título IV de la Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. Respecto a los niveles genéricos de referencia para metales, la Comunidad Valenciana no ha establecido hasta la fecha dichos valores.

De acuerdo con la legislación en vigor y debido a la importancia del problema y las afecciones que puedan causar a la salud humana y ecosistemas, en el presente trabajo se realizará un análisis de riesgo de una parcela contaminada por metales pesados, utilizando el modelo matemático SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). Este es un software de libre distribución que incorpora herramientas de la evaluación espacial para la remediación ambiental. El software integra módulos para SIG, visualización, análisis geoespacial, análisis estadístico, evaluación de riesgos de salud humana y ecológica, análisis de costes/beneficios, diseño de muestreo y apoyo en la toma de decisiones sobre las medidas a acometer para reducir o eliminar los riesgos determinados.

Así pues, en el TFM se plantea la utilización del modelo SADA como alternativa a los modelos comerciales disponibles (basados en la metodología del RBCA). Como aplicación práctica, se explora la utilización de SADA como herramienta para el análisis de la contaminación por metales pesados en una parcela situada en el T.M. de Valencia.

En valenciano

El sòl és un medi en el qual ocorren una gran diversitat de processos i la qualitat determina la capacitat de sostenir la productivitat vegetal i animal, així com conservar o millorar la qualitat de l'aire o aigua. Per això es tracta d'un dels recursos naturals més importants donat al seu

caràcter polifuncional. Per això, el sòl constitueix un dels mitjans receptors de la contaminació més sensible i vulnerable. D'acord amb Agència Mediambiental Europea (EEA) s'han descrit 250.000 sòls contaminats en els països que formen part de la Unió Europea. Aquesta contaminació està causada majoritàriament per la presència de metalls i olis minerals.

La preocupació explícita per part d'organismes internacionals per la degradació i contaminació de sòls com a conseqüència de l'activitat humana es remunta a uns 30 anys enrere, com queda palès en la Carta Europea dels Sòls, aprovada pel Consell d'Europa el 1972, i la Conferència de les Nacions Unides sobre el Medi Humà (1^a Conferència del PNUMA, Estocolm 1972). En l'àmbit de la Unió Europea (UE), encara que moltes de les seves polítiques afecten a terra i algunes d'elles vetllen per la seva protecció, encara no hi ha legislació europea específica per a la protecció del mateix. La seva protecció s'ha contemplat en disposicions genèriques com la conservació del medi ambient, el desenvolupament rural o la gestió de residus (Directives 75/439 / CEE, 91/689 / CEE i 2006/12 / CE, derogades i unificades per la Directiva 2008 / 98 / CE del Parlament Europeu i del Consell).

Més recentment, la contaminació del sòl adquireix importància i passa a ser considerada una de les vuit amenaces esmentades en l'Estratègia Temàtica de Sòls de la UE de Comissió de les Comunitats Europees de 2006. Suposant a més la proposta d'una Directiva Marc sobre el Sòl.

La normativa específica sobre sòls contaminats va aparèixer a Espanya en la Llei 10/1998, de 21 d'abril de Residus, on es feia referència a l'obligació d'escometre les tasques de neteja d'un sòl contaminat. A dia d'avui hi ha la Llei 10/1998 va ser substituïda per la Llei 22/2011, del 28 de juliol, de residus i sòls contaminats. Aquesta Llei té per objecte regular el règim jurídic dels sòls contaminats, des de les activitats potencialment contaminants al mecanisme de declaració d'un sòl com a contaminat, indicant els subjectes responsables de la descontaminació i recuperació d'aquests sòls.

D'altra banda, i com a normativa específica, es té el Reial Decret 9/2005, de 14 de gener, que té com a objecte establir una relació d'activitats susceptibles de causar contaminació en el sòl, així com adoptar criteris i estàndards per a la declaració de sòls contaminats. Aquesta normativa estableix en el seu annex I la relació d'activitats potencialment contaminants del sòl, exigint a totes les empreses que duguin a terme aquestes activitats el lliurament d'un informe preliminar de situació (IPS) del sòl quan es sol·liciti una llicència o autorització per al canvi d'ús del sòl. L'abast i contingut mínim de l'informe es recull en l'Annex II. A l'Annex III queden establerts els criteris per a la consideració d'un sòl com a contaminat i en l'Annex IV recull els casos on és necessari una Anàlisi Quantitativa de Riscos (ACR). Els nivells genèrics de referència (NGR) de les substàncies considerades com a potencialment contaminants per a la protecció de salut humana i els ecosistemes queden establerts en els annexos V i VI. El Nivell Genèric de Referència (NGR) es defineix com la concentració d'una substància contaminant en el sòl que no comporta un risc superior al màxim acceptable per a la salut humana o els ecosistemes en funció de l'ús del sòl. En el cas de contaminants químics no recollits en els annexos, s'han d'estimar els NGR per a la protecció de la salut humana i ecosistemes d'acord amb els criteris especificats en l'annex VII. En relació amb els metalls, el Reial Decret no estableix els nivells genèrics de referència, i és competència de cada comunitat autònoma l'establiment dels mateixos en funció dels criteris recollits en l'Annex VII d'aquesta normativa. Finalment, a l'annex VIII, s'estableixen els continguts mínims que ha de tenir l'avaluació de riscos en sòls contaminats.

La Comunitat Valenciana no disposa d'una normativa específica en matèria de sòls contaminats fent-se esment exclusivament al fet que la Generalitat Valenciana és l'òrgan competent en la seva gestió, Títol IV de la Llei 10/2000, de 12 de desembre, de Residus de la

Comunitat Valenciana . Pel que fa als nivells genèrics de referència per a metalls, la Comunitat Valenciana no ha establert fins a la data aquests valors.

D'acord amb la legislació en vigor i causa de la importància del problema i les afeccions que puguin causar a la salut humana i ecosistemes, en el present treball es realitzarà una anàlisi de risc d'una parcel·la contaminada per metalls pesants, utilitzant el model matemàtic SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). Aquest és un programari de lliure distribució que incorpora eines de l'avaluació espacial per a la remediació ambiental. El programari integra mòduls per SIG, visualització, anàlisi geoespacial, anàlisi estadística, avaluació de riscos de salut humana i ecològica, anàlisi de costos / beneficis, disseny de mostreig i suport en la presa de decisions sobre les mesures a emprendre per reduir o eliminar els riscos determinats.

Així doncs, en el TFM es planteja la utilització del model SADA com a alternativa als models comercials disponibles (basats en la metodologia del RBCA). Com a aplicació pràctica, s'explora la utilització de SADA com a eina per a l'anàlisi de la contaminació per metalls pesants en una parcel·la situada al T.M. de València.

En inglés

Soil is a medium in which a great diversity of processes occur and whose quality determines the ability to sustain plant and animal productivity, as well as to conserve or improve the quality of air and water. Therefore, it is one of the most important environmental resources due to its multifunctional nature. Thus, soil is one of the most sensitive and vulnerable means for receiving pollution. According to the European Environmental Agency (EEA), 250,000 contaminated soils have been described in the countries that are part of the European Union. This pollution is caused mainly by the presence of metals and mineral oils.

The explicit concern on the part of international organizations for the degradation and contamination of soils as a consequence of human activity goes back to 30 years ago, as says clear in the European Charter of Soils, approved by the Council of Europe in 1972, and the United Nations Conference on the Human Environment (1st UNEP Conference, Stockholm 1972). In the scope of the European Union (EU), although many of its policies affect the soil and some of them protect it, there is still no specific European legislation. Its protection has been contemplated in generic provisions such as conservation of the environment, rural development or waste management (Directives 75/439 / EEC, 91/689 / EEC and 2006/12 / EC, repealed and unified by Directive 2008 / 98 / EC of the European Parliament and of the Council).

More recently, soil pollution is becoming an important issue and is now considered one of the eight threats mentioned in the EU Thematic Strategy on Soils of the Commission of the European Communities in 2006. Meaning this the proposal for a Framework Directive on Soil.

The specific regulations on contaminated soils appeared in Spain in the Law 10/1998, of April 21 of Wastes, where references were made about the obligation to undertake the work of cleaning contaminated soil. As of today, Law 10/1998 was replaced by Law 22/2011, of July 28, on waste and contaminated soils. The purpose of this Law is to regulate the legal regime of contaminated soils, from potentially contaminating activities to the mechanism of declaration of a soil as contaminated, indicating the subjects responsible for the decontamination and recovery of these soils.

On the other hand, and as a specific regulation, there is Royal Decree 9/2005, dated January 14, which aims to establish a list of activities likely to cause soil contamination, as well as adopt

criteria and standards for the declaration of Contaminated floors. This regulation establishes in its Annex I the list of potentially polluting activities of the soil, requiring all companies that carry out these activities to submit a preliminary situation report (IPS) of the land when a license or authorization for the change is requested. The scope and minimum content of the mentioned report is included in Annex II. In Annex III the criteria for the consideration of a soil as contaminated are established and in Annex IV it includes the cases where a Quantitative Risk Analysis (RCA) is necessary. The generic reference levels (NGR) of substances considered as potentially contaminating for the protection of human health and ecosystems are established in Annexes V and VI. The Generic Level of Reference (NGR) is defined as the concentration of a polluting substance in the soil that does not carry a risk higher than the maximum acceptable for human health or ecosystems depending on the use of the soil. In the case of chemical contaminants not included in said annexes, NGRs must be estimated for the protection of human health and ecosystems according to the criteria specified in Annex VII. In relation to metals, the Royal Decree does not establish the generic reference levels, with each autonomous community being responsible for establishing them based on the criteria included in Annex VII of this regulation. Finally, Annex VIII establishes the minimum contents that risk assessment should have on contaminated soils.

The Valencian Community does not count on a specific norm in the matter of contaminated grounds making mention exclusively that the Generalitat Valenciana is the competent organ in its management, Title IV of the Law 10/2000, of December 12, of Residues of the Valencian Community . Regarding the generic reference levels for metals, the Valencian Community has not established such values yet.

In accordance with the current legislation and due to the importance of the problem and the conditions that may cause to human health and ecosystems, in the present work a risk analysis of a plot contaminated by heavy metals is made, using the mathematical model SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). This is a free distribution software that incorporates spatial assessment tools for environmental remediation. The software integrates modules for GIS, visualization, geospatial analysis, statistical analysis, evaluation of human and ecological health risks, cost / benefit analysis, sampling design and decision support on measures to reduce or eliminate certain risks.

Thus, in the TFM the use of the SADA model is proposed as an alternative to the commercial models available (based on the RBCA methodology). As a practical application, the use of SADA is explored as a tool for the analysis of contamination by heavy metals in a plot located in the T.M. in Valencia.

Palabras clave en español: metales pesados, Software de soporte de decision, riesgo humano, índice de riesgo.

Palabras clave en valenciano: metalls pesants, Software de suport de decisió, risc humà, índex de risc.

Palabras clave en inglés: heavy metals, decision support software, human risk, risc index.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
2. ESTADO DEL ARTE	2
2.1. <i>Legislación.</i>	2
2.1.1. Problemática de la legislación en relación a la contaminación de suelos.....	2
2.1.2. Legislación europea.	3
2.1.3. Legislación estatal.....	4
2.1.4. Legislación autonómica.	7
2.2. <i>Contaminación del suelo</i>	8
2.2.1. Procesos y herramientas para la declaración de suelo contaminado.....	9
2.3. <i>Fuentes de contaminación en el suelo y contaminantes asociados</i>	11
2.3.1. Metales pesados y actividades asociadas.....	13
3. ANALISIS DE RIESGOS AMBIENTALES	15
3.1. <i>Metodología de análisis de riesgo</i>	16
3.1.1. Elaboración del modelo conceptual	16
3.1.2. Análisis de la toxicidad.....	19
3.1.3. Análisis de la exposición.....	21
3.1.4. Caracterización del riesgo.....	22
3.1.5. Análisis de incertidumbre	22
3.1.6. Conclusiones.....	23
4. MODELACIÓN	24
4.1. <i>Modelos matemáticos para la evaluación del riesgo.</i>	26
4.1.2. RBCA	26
4.1.2. SADA.....	30
4.2. <i>Ecuaciones consideradas en el modelo SADA.</i>	35
4.2.1. Modelos de exposición	35

4.2.2. Caracterización del riesgo.....	38
4.2.3. Determinación de la concentración sin efecto.	40
5. APLICACIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO SADA.....	42
5.1. Modelo matemático utilizado	42
5.2. Área de estudio	42
5.2.1. Características del medio físico	43
5.3. Actividad que se realiza	45
5.4. Diseño de muestreo	45
5.5. Niveles genéricos de referencia.....	47
5.6. Resultados de los análisis de metales pesados	48
5.7. Análisis de riesgo para la salud humana.....	50
5.7.1. Modelo conceptual.....	50
5.7.2. Análisis de la toxicidad.....	53
5.7.3. Análisis de exposición	54
5.7.4. Modelo de exposición.....	56
5.7.5. Caracterización del riesgo.....	56
5.8. Resultados y discusiones	56
5.9. Conclusiones	69
6. CONCLUSIONES GENERALES	71
7. FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN.....	73
8. BIBLIOGRAFÍA	74
9. ANEXO	78
ANEXO I. Comparación de los niveles genéricos de referencia del Real Decreto 9/2005 con los contaminantes prioritarios establecidos por la EPA.	78
ANEXO II. Fichas toxicológicas de los metales pesados analizados.	82
ANEXO III. Concentración de metales en relación con la profundidad.	90

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El suelo es uno de los recursos naturales más importante, ya que realiza múltiples funciones como la retención del carbono, purificación del agua, retención de contaminantes, regulación del clima, ciclo de los nutrientes entre otros. Debido a su carácter polifuncional se trata de un sistema muy sensible y vulnerable que se altera fácilmente siendo un recurso no renovable a corto o medio plazo. A causa de la actividad antrópica, cada vez hay mas superficie de suelo contaminados tanto por actividades pasadas como actuales, este hecho modifica las propiedades y funciones del suelo provocando su degradación. La contaminación del suelo está aumentando drásticamente poniendo en peligro los posible futuros usos del suelo. La principal fuente de contaminación que presentan los suelos europeos y españoles son los metales pesados. Estos elementos contaminan el suelo y presentan efectos nocivos y tóxicos sobre la salud humana ya que muchos de ellos se bioacumulan o biomagnifican.

Los suelos contaminados que estén en contacto con las personas pueden provocar un riesgo para la salud humana, por ello se debe realizar un análisis de riesgos. Este análisis de riesgo es la metodología que se sigue en investigación de suelos contaminados para determinar la probabilidad del riesgo. Esta herramienta consta de una serie de etapas metodológicas donde se analizan tanto las características de los contaminantes y del medio donde se localizan y la población que potencialmente puede verse afectada.

El carácter complejo de esta problemática ambiental hace que en muchas ocasiones se tenga que recurrir a modelos y software específicos para facilitar la investigación y la toma de decisiones sobre las medidas que se deben llevar acabo para reducir o eliminar los riesgos para la salud humana.

Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es analizar el riesgo para la salud humana de una parcela situada en el término municipal de Valencia, que tiene como uso futuro la construcción de un gran centro comercial con una zona de parque/jardín. Analizando en primer lugar si la parcela esta contaminada por metales pesados comprobando si estos elementos superan los niveles genéricos de referencia y posteriormente llevar a cabo el análisis de riesgos mediante el software SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). En el trabajo se estudiará mediante varios escenarios si una población adulta o infantil puede presentar riesgos llevando a cabo el futuro uso de la parcela.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1. Legislación.

El inicio de la preocupación internacional por la degradación y la conservación del suelo se remontan 30 años atrás con la Carta Europea de los Suelos que fue aprobada en Estrasburgo en 1972 por el comité de Ministros del Consejo Europea. En ella se refleja la necesidad de proteger el suelo ante el desarrollo humano (Piñeiro, 2014).

La legislación en materia de suelos contaminados es diversa y poco específica en una visión global. Así pues, países como Estados Unidos, Holanda o Canadá son pioneros en el desarrollo de políticas específicas de suelos contaminados, en contra de otros países donde la legislación es muy reciente e incluyen la protección del suelo de forma indirecta, es decir, como parte de políticas ambientales.

Estas políticas sobre suelos contaminados difieren mucho entre los países debido a la complejidad y diversidad de problemáticas relacionadas con el suelo, además de las propiedades del mismo. Otra causa de esta diferencia es el aspecto socioeconómico de cada país como la utilización y fin de cada suelo.

Así pues, en el caso de España, estas diferencias varían incluso entre las distintas comunidades autónomas.

2.1.1. Problemática de la legislación en relación a la contaminación de suelos.

El estrado español presenta normativa específica en materia de suelos contaminados explicada en el apartado 2.1.4. En esta legislación, se presenta las actividades potencialmente contaminantes y las actuaciones a llevar a cabo ante esta situación, además de niveles de contaminantes.

Pero en cuanto a la determinación de los suelos contaminados, el estado, delega esto en las comunidades autónomas que pueden usar las directrices que marca el estado o no, causando

así, una importante diferencia en establecer los límites de concentraciones que declara o no un suelo como contaminado.

El hecho de que cada comunidad autónoma disponga de sus Niveles Genéricos de Referencia para declarar el suelo contaminado o no, provoca que un mismo suelo con la misma composición se declare contaminado en una zona y en otra no, debido a esta diferencia legislativa.

2.1.2. Legislación europea.

Los suelos presentan una alta vulnerabilidad ecológica, pese a esto la legislación europea no ha tenido nunca una normativa específica para promover su protección. Únicamente se ha contemplado en disposiciones dispersas relacionadas con la conservación del medio ambiente o con otros ámbitos políticos como son la agricultura o el desarrollo rural (Revisión del plan integral de residuos, 1998).

Como legislación europea existe la **Directiva 2004/35/CE sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños ambientales**, en esta aparece expresamente como daño ambiental el daño al suelo (Revisión del plan integral de residuos, 1998). Así pues, esta directiva no presenta un apartado exclusivo sobre contaminación de suelos, pero en el anexo II se presentan numerosas medidas que deben adoptarse para reparar los terrenos contaminados (Revisión del plan integral de residuos, 1998).

En esta Directiva aparece además la definición de “daños al suelo” “cualquier contaminación del suelo que suponga un riesgo significativo de que se produzcan efectos adversos para la salud humana debido a la introducción directa o indirecta de sustancias, preparadas o microorganismos en el suelo o el subsuelo. (Dir. 2004/34/CE)

También existe la **Estrategia Temática para la protección del suelo. Bruselas 22/9/2006**. Comunicación de la comisión al consejo, al parlamento, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones por lo que se establece un nuevo marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE. Esta estrategia es creada debido a la preocupación con respecto a la degradación de los suelos europeos. Así pues, esta impone a los Estados miembros la obligación de determinar las zonas de riesgo mediante elementos que tengan en

común y fijar así objetivos de reducción de riesgo y medidas para cumplir dichos objetivos (Calabuig A., 2017).

También se encuentra la **Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas** (EUROPEO, 2008). Se conoce como Directiva Marco de Residuos y su finalidad es establecer un conjunto de medidas enfocadas a proteger el medio ambiente y la salud humana frente a los impactos adversas vinculados con la producción y gestión de los residuos según explica Vázquez, 2011. Haciendo además énfasis en la importancia de utilizar unas técnicas adecuadas de gestión recuperación y reciclado de residuos para reducir la presión sobre los recursos y mejor de su uso (Dir. 2009/94/CE). En esta Directiva no aparece un apartado específico sobre la contaminación de suelos, pero en el artículo 2 sobre ámbito de aplicación se especifica que “Quedan excluidos la tierra (in situ) incluso el suelo no excavado y los edificios en permanente contacto con la tierra.” Y en el artículo 13 sobre la protección de salud humana y el medio ambiente. “Los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para asegurar la gestión de residuos se realizará sin poner en peligro la salud humana y sin dañar al medio ambiente” incluyendo así “el riesgo para los suelos” (Dir. 2008/98/CE).

Por último, se encuentra la **legislación Holandesa de Suelos Contaminados** de 1987, necesaria debido a la incompleta legislación estatal. En ocasiones se utiliza esta como modelo, ya que la reutilización y recuperación de los suelos en Holanda es una de las materias principales de estudio (Rodrigo-Ilarri, 2018). Esta legislación presenta listas completas de límites cuantitativos de suelos y aguas subterráneas y listas de niveles estándares de calidad (Rodrigo-Ilarri, 2018). Contiene 4 anexos, el anexo A se refiere a los valores objetivo, los valores de intervención de rehabilitación de suelos y los niveles indicativos de contaminación grave. El anexo B contiene las reglas para la determinación y análisis de suelos / sedimentos y las aguas subterráneas de las sustancias enumeradas en el anexo A. El anexo C proporciona los datos necesarios para determinar la urgencia de remediación y la fecha límite de remediación para las sustancias del anexo A. Y, por último, el anexo D proporciona una guía para tratar con sustancias para las que no existen normas (Rodrigo-Ilarri, 2018).

2.1.3. Legislación estatal.

La normativa específica sobre suelos contaminados aparición en España comprendida en la Ley 10/1998, del 21 de abril de Residuos. La aplicación de esta Ley se hizo efectiva con la

aprobación 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 este se especifica la definición de suelo contaminado, especificando la presencia de sustancias químicas de carácter peligroso y de origen humano que pueden alterar las características tanto químicas como físicas o biológicas del suelo (Revisión del plan integral de residuos, 1998).

En la normativa establece así en su Anexo I las actividades potencialmente contaminantes del suelo, así pues, cuando una empresa cambie el uso del suelo al solicitar una licencia o autorización dicha empresa debe entregar también un informe preliminar de situación (IPS) donde su alcance y contenido mínimo se encuentra en el Anexo II. Los criterios para establecer un suelo como contaminado se recogen en el Anexo III. Así mismo si estos suelos necesitan una valoración de riesgos los criterios de dicha valoración aparecen en el Anexo IV. En los siguientes Anexos el V y VI se encuentran los listados de contaminantes y los niveles genéricos de referencia (NGR) para la protección de la salud humana en función del uso del suelo y protección de ecosistemas. Así pues, los criterios para el cálculo de estos NGR aparecen en el siguiente Anexo, el VII. Cabe destacar que, en relación a los metales, los NGR, no se encuentran en estos listados, sino que son competencia de cada comunidad autónoma. Por último, en el Anexo VIII se encuentran los contenidos mínimos que debe recoger una evaluación de riesgos en suelos contaminados (R.D. 9/2005).

Como legislación más reciente se encuentra la **Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados** tiene como objetivo regular el régimen jurídico de los suelos contaminados incluyendo las actividades potencialmente contaminantes y los procesos para declarar un suelo como contaminado además de los sujetos responsables de descontaminarlos y recuperar dichos suelos (Ley 22/2011).

Del artículo 33 al 38 se tratan las actividades potencialmente contaminantes englobadas en un listado que publica el Gobierno, donde las Comunidades Autónomas delimitan estos suelos contaminados por la presencia de componentes de carácter peligroso procedentes de las actividades humanas, evaluando los riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

Así pues, el inventario de los suelos contaminados corresponde a las Comunidades Autónomas (artículo 35 ley 22/2011) además del seguimiento de descontaminación y recuperación de estos suelos.

2.1.3.1. Definiciones

Según el Real Decreto 9/2005 sobre la contaminación del suelo:

- Suelo: la capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que le confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso. No tendrán tal consideración aquellos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial.
- Uso industrial del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades industriales, excluidas las agrarias y ganaderas.
- Uso urbano del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades de construcción de viviendas, oficinas, equipamientos dotaciones de servicios, y para la realización de actividades recreativas y deportivas.
- Otros usos del suelo: aquellos que, no siendo ni urbano ni industrial, son aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas.
- Actividades potencialmente contaminantes del suelo: aquellas actividades de tipo industrial o comercial en las que, ya sea por el manejo de sustancias peligrosas ya sea por la generación de residuos, pueden contaminar el suelo. A los efectos de este real decreto, tendrán consideración de tales las incluidas en los epígrafes de la Clasificación Nacional de Actividades Económicas según el Real Decreto 1560/1992, de 18 de diciembre, por el que se prueba la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-93), modificado por el Real Decreto 330/2003, de 14 de marzo, mencionadas en el anexo I, en alguno de los supuestos del artículo 3.2.
- Criterios: procedimientos para la valoración de los indicios racionales que permiten presuponer o descartar la existencia de contaminación en el suelo y, en el caso de que existiesen evidencias analíticas de tal contaminación, los niveles máximos de riesgo admisible asociado a esta.
- Nivel genérico de referencia (NGR): 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 y calculada de acuerdo con los criterios recogidos en el anexo VII.

- Estándares: el conjunto de niveles genéricos de referencia de los contaminantes de relevancia para un suelo. Estos se establecen atendiendo a la protección de la salud humana o, en su caso, a la protección de los ecosistemas.
- Riesgo: probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor con consecuencias adversas para la salud de las personas o el medioambiente. En términos de protección de la salud humana, se asume que, para sustancias cancerígenas, una situación de riesgo aceptable es aquella en que la frecuencia esperada de aparición de cáncer en la población expuesta no excede en uno por cada cien mil casos; para sustancias con efectos sistémicos, se asume como una situación de riesgo aceptable aquella en que, para cada sustancia, el cociente entre la dosis de exposición a largo plazo y la dosis máxima admisible es inferior a la unidad. En términos de protección de los ecosistemas, se asume como una situación de riesgo aceptable aquella en que, para BOE núm. 15 Martes 18 enero 2005 1835 cada sustancia, el cociente entre el nivel de exposición, expresado como concentración, y el umbral ecotoxicológico, definido por la concentración máxima para la que no se esperan efectos sobre los ecosistemas, es inferior a la unidad.
- Suelo contaminado: aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud humana o el medio ambiente, y así se haya declarado mediante resolución expresa.

2.1.4. Legislación autonómica.

La Comunidad Valenciana no cuenta con una normativa específica en materia de suelos contaminados. La Generalitat Valenciana es el órgano competente en la gestión de los residuos que se recoge en la **Ley 10/2000 de 12 de Diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana**. Además, también se recogen la regulación de los suelos contaminados con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente.

Cabe destacar el artículo 64 de esta legislación, ya que se centra en la evaluación de riesgo, tema central de este trabajo de fin de máster. Esta evaluación la lleva a cabo la Consellería competente en medio ambiente. Así pues, esta herramienta se usa para evaluar si un suelo presenta riesgo para la salud humana y el medio ambiente, en caso afirmativo, este, será declarado como contaminado.

En relación a los valores genéricos de referencia, la Comunidad Valenciana no dispone de estos, siendo necesaria la aplicación de la legislación holandesa comentada en el apartado 2.1.3 o acudir a otros métodos para obtener estos NGR.

Si bien el Real decreto 9/2005 (apartado 2.1.3) en el anexo V y VI aparecen algunos los niveles genéricos de referencia para la protección de la salud humana y la protección de los ecosistemas respectivamente, esta lista no está completa y muchos elementos no coincide con los contaminantes prioritarios definidos por la EPA (ANEXO I) (EPA priority pollutant list, 2014).

2.2. Contaminación del suelo

El suelo es un cuerpo natural, tridimensional y dinámico que, a modo de epidermis, cubre la superficie de la Tierra. Se trata de un sistema abierto, complejo de carácter estructural y sobre todo polifuncional (Galán & Romero, 2008). Está compuesto por partículas, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y constituye la interfaz entre el aire y el agua (Theocharopoulos *et al.* 2004).

Se trata de uno de los recursos naturales más importantes, dado que realiza multitud de funciones. Entre las cuales se encuentran la retención de carbono, la purificación del agua y reducción de contaminantes del suelo, regulación del clima, ciclo de nutrientes, hábitat para organismos, regulación de inundaciones, fuente de productos farmacéuticos y recursos genéticos, base para las infraestructuras humanas, suministro de materiales de construcción y suministro de alimentos, fibras y combustibles y también la herencia cultural (FAO, 2015).

El suelo es un sistema muy sensible y vulnerable, que se altera y pierde su equilibrio natural con facilidad, además, no es renovable a corto o medio plazo. No es un sistema aislado, sino que tiene relación directa con las aguas superficiales y subterráneas y la atmosfera (suelos contaminados Generalitat Valenciana).

Además de que el suelo sustenta la vida de la especie humana, presenta una gran capacidad depuradora, evitando gran parte de la biodisponibilidad de los contaminantes que llegan a él gracias a sus parámetros geodálicos. Así pues, el suelo actuar como barrera protectora, filtrando, neutralizando, almacenando y depurando contaminantes (Huertos & Romero, 2008).

Un suelo contaminado es aquel suelo o subsuelo que, como consecuencia de la actividad humana, contiene agentes contaminantes en concentraciones superiores a las que le son

propias (niveles genéricos de referencia) y suponen un riesgo real o potencial para la salud pública o los sistemas naturales (suelos contaminados Generalitat Valenciana).

Según la EEA (European Environment Agency) la contaminación del suelo afecta a más de 250.000 lugares en Europa (EEA, 2014), y se espera que aumente esta cifra. Se estima que hay más de 340.000 parcelas contaminadas por toda Europa, la mayoría de las cuales aún no se ha identificado. Aunque se han hecho esfuerzos considerables en algunos países, se necesitan décadas para limpiar el legado de los suelos contaminados. En los últimos 30 años se han limpiado aproximadamente 80.000 parcelas en los países donde existen datos de remediación disponibles (EEA, 2016).

Como se puede observar en la figura 1 esta contaminación está provocada mayoritariamente por la presencia de metales y aceites minerales (EEA,2014).

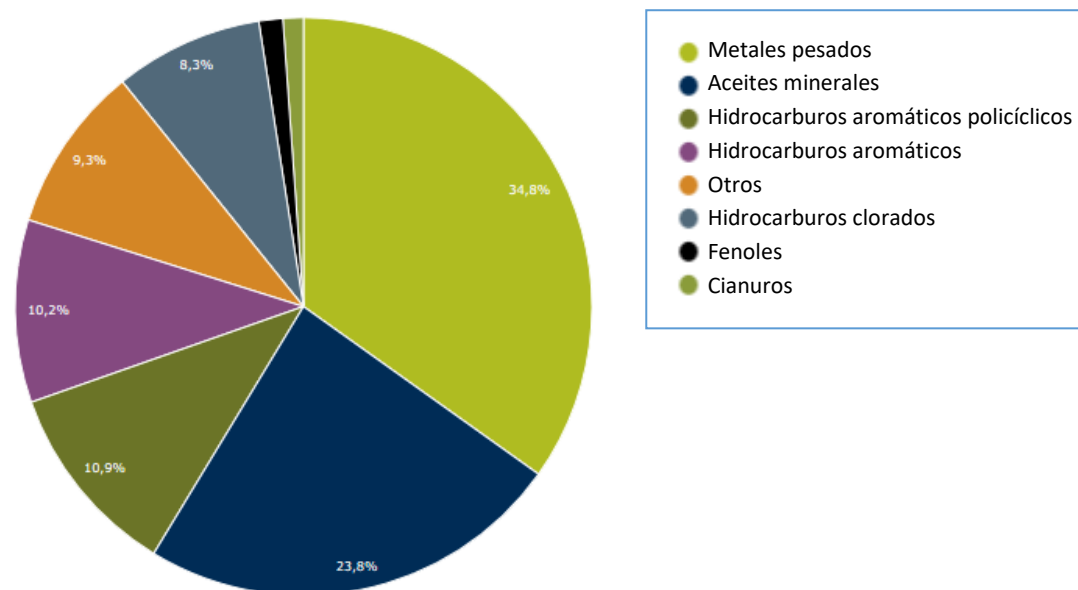


Figura 1. Sustancias contaminantes del suelo (EEA, 2014).

2.2.1. Procesos y herramientas para la declaración de suelo contaminado.

Según el Real Decreto 9/2005 un suelo será declarado como contaminado cuando se determinen riesgos inaceptables para la protección de la salud humana o, en su caso, de los ecosistemas, debido a la presencia en éste de alguna de las sustancias contaminantes

recogidas en los anexos V y VI o de cualquier otro contaminante químico. (R.D. 9/2005, anexo III)

Así pues, los órganos competentes de las comunidades autónomas se encargarán de la declaración de estos suelos (en los casos en que se considere prioritaria la protección de la salud humana y los ecosistemas) mediante una valoración del riesgo, esta herramienta permite determinar si el riesgo es o no aceptable. En esta valoración se estudia cada emplazamiento con sus propias características y circunstancias (Rodrigo-Illarri, 2018).

El proceso del análisis del riesgo consta de 4 elementos, tal como se muestra en la figura 2. En primer lugar, la identificación del riesgo, es decir, los elementos que causan efectos adversos en la salud, caracterizando así el emplazamiento. A continuación, se analiza la exposición mediante los niveles de exposición para distintas poblaciones objetivo. El siguiente elemento es el análisis de dosis/respuesta definiendo así los efectos adversos sobre la salud. Y, por último, caracterizar el riesgo combinando los dos elementos anteriores para predecir la probabilidad de aparición de efectos adversos sobre poblaciones objetivo.

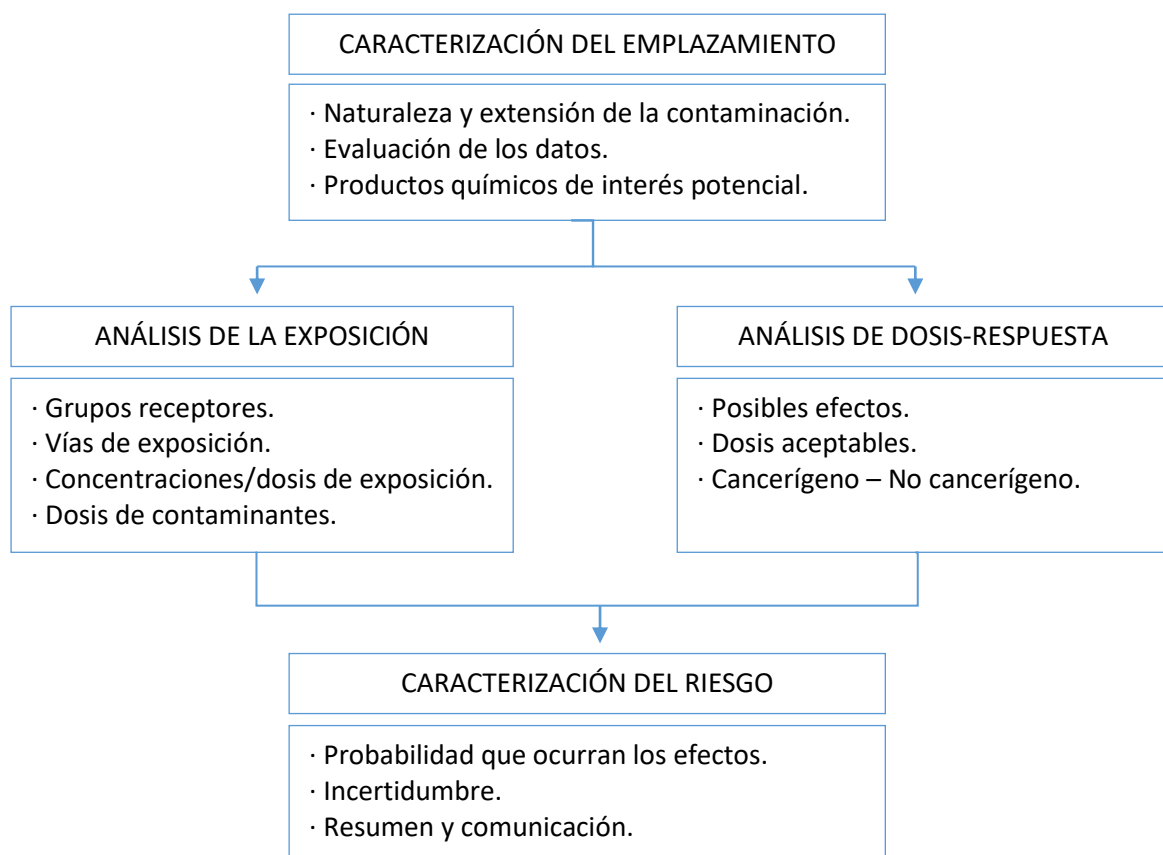


Figura 2. Proceso de análisis de riesgo (Rodrigo-Illarri, 2018).

Por lo tanto, el análisis de riesgos es la herramienta que permite centrar todos los esfuerzos técnicos y económicos al estudio y solución de los emplazamientos que puedan representar un mayor riesgo (Rodrigo-Illarri, 2018).

2.3. Fuentes de contaminación en el suelo y contaminantes asociados

Las fuentes de la contaminación pueden ser de origen natural como los sólidos disueltos y cloruros, nitratos etc., que se encuentran en el suelo de manera natural. Por otro lado, existe la contaminación antrópica producida cuando los contaminantes llegan al suelo debido a la actividad humana. La mayor parte de este tipo de contaminación procede de la gestión de residuos, actividad industrial, actividad agropecuaria, y otros como la actividad minera, accidentes, etc. (tabla 1).

Tabla 1. Ejemplos de actividades humanas que son fuentes de contaminantes en el suelo.

Actividad humana	Gestión de residuos	Actividad agropecuaria	Actividad industrial	Otros
	<ul style="list-style-type: none"> · Fosas sépticas · Vertederos De RSU · Estanques de superficie · Pozos de inyección · Operaciones de transporte 	<ul style="list-style-type: none"> · Pesticidas · Fertilizantes · Regadíos · Ganadería · Extensión superficial 	<ul style="list-style-type: none"> Tanques de combustible · Utilización industrial · Operaciones de transporte · Minería 	<ul style="list-style-type: none"> · Contaminantes radioactivos · Actividad militar · Accidentes · ...

Según la Agencia de Residuos de Catalunya (2010) las fuentes de contaminación más importantes que afectan al suelo son las siguientes:

- El almacenamiento incorrecto de productos y/o residuos de actividad industrial. Como es el caso de las fugas de tanques de almacenamiento o los vertidos accidentales en superficies sin impermeabilizar.
- Vertidos de residuos incontrolados. Los contaminantes llevan al suelo a través la lixiviación.
- Escombros industriales. Debido al abandono de actividades industriales.
- Bidones enterrados.
- Accidentes de transporte de mercancías.
- Fugas en tanques u operaciones deficientes.

- Vertidos incontrolados de aguas residuales.
- Uso incorrecto de pesticidas y/o abonos.
- Alcantarillado antiguo en mal estado.
- Antiguos entierros de residuos.
- Deposición de contaminantes atmosféricos.

En la siguiente figura 3 se muestra un desglose de las fuentes principales que causan la contaminación en el suelo en Europa como porcentaje de las fuentes sobre el número total de fuentes identificadas (EEA, 2014).

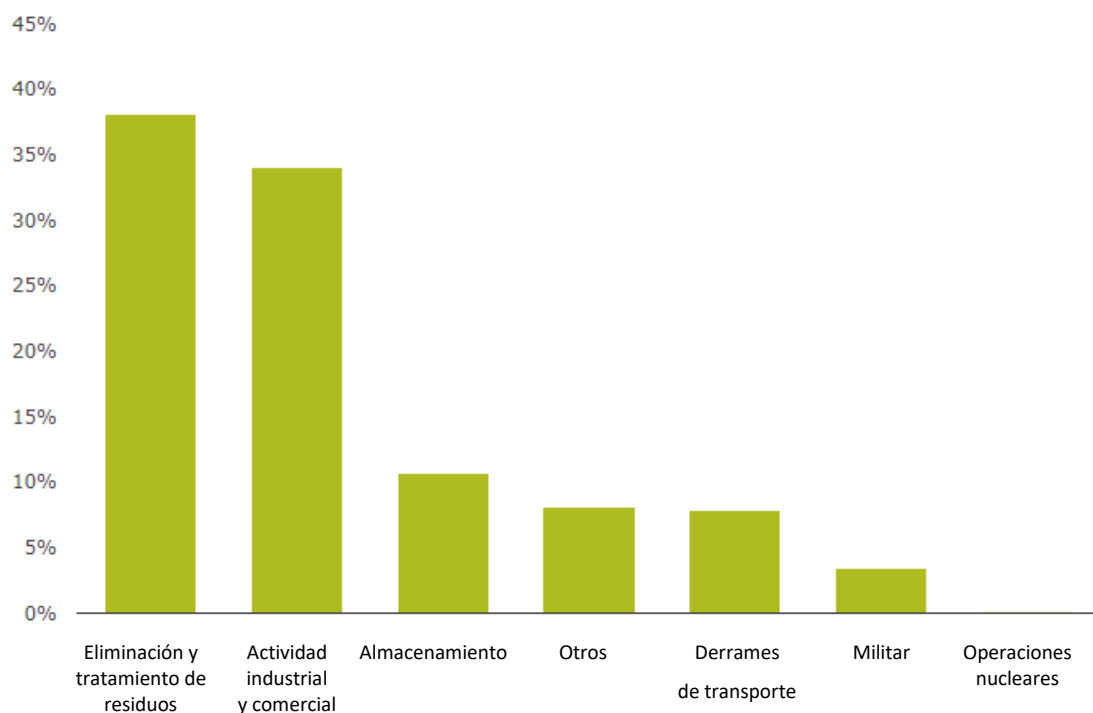


Figura 3. Fuentes principales que causan la contaminación en el suelo en Europa (EEA, 2014).

La eliminación y tratamiento de residuos, junto con la actividades industriales y comerciales, han causado casi dos tercios de la contaminación en Europa. Las operaciones nucleares contribuyen con tal solo un 0.1% (figura 3). En general, la distribución de las fuentes de contaminación no ha cambiado desde 2006 según afirma el último informe de la Agencia Europea de Medio Ambiente.

En la siguiente figura (figura 4) se puede observar las actividades causantes de la contaminación del suelo por países (EEA, 2014).

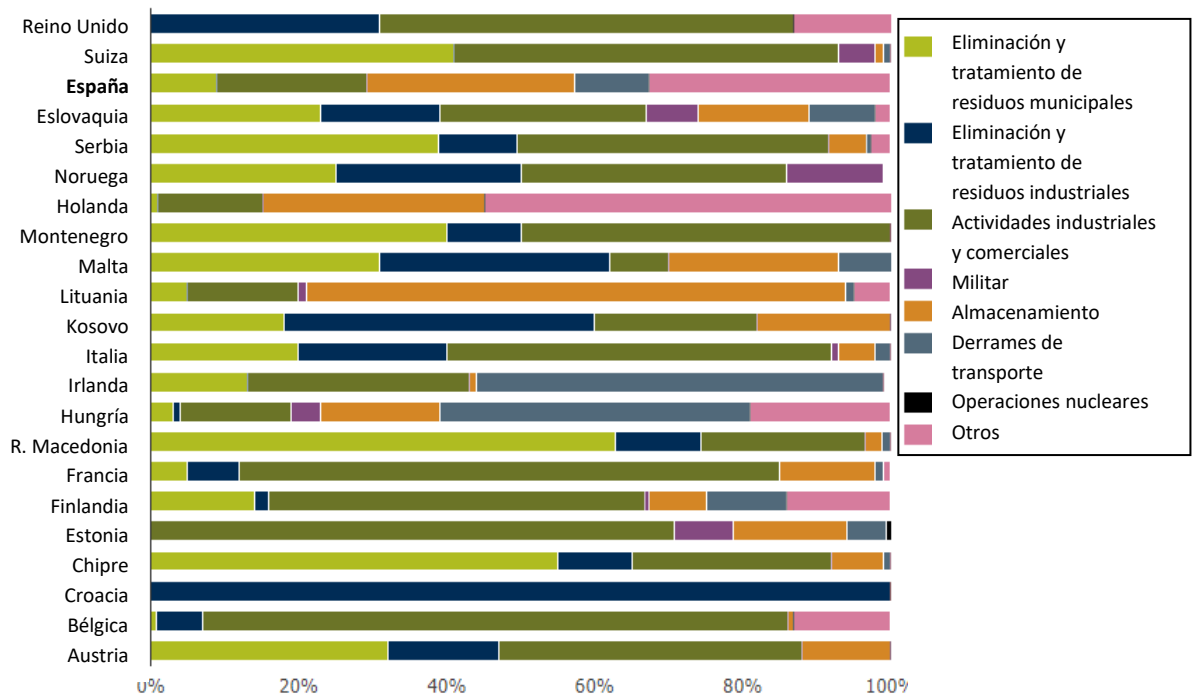


Figura 4. Actividades contaminantes en Europa (EEA, 2014).

2.3.1. Metales pesados y actividades asociadas

Como se explica en el apartado 2.2 la contaminación del suelo está provocada mayoritariamente por metales pesados. Estos y en general los elementos traza están presentes relativamente en bajas concentraciones en la corteza terrestre, los suelos y las plantas. Su presencia puede ser de origen natural procedente de la roca madre, de actividad volcánica, o de la lixiviación de mineralizaciones. Por otro lado, los metales pesados de origen antropogénico derivan de residuos peligrosos procedentes de actividades industriales, minera e industria agrícola y residuos sólidos urbanos (RSU) (Huertos & Romero, 2008).

En general todos los elementos traza son tóxicos si se ingieren o inhalan en cantidades suficientemente altas y durante largos periodos de tiempo. (Plant *et al.* 2001).

A continuación, se muestran las fuentes más importantes de metales pesados de origen antropogénico en los suelos que provoca la contaminación de estos (Huertos & Romero, 2008).

- Actividades agrícolas: riego, fertilizantes inorgánicos, pesticidas, estiércol, enmiendas calizas y, sobre todo, lodos residuales de depuradoras.
- Generación de energía eléctrica: la combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en el suelo. Las centrales térmicas que usan petróleo pueden ser fuentes de Pb, Ni y V.
- Actividades industriales: las principales industrias contaminantes son las fábricas de hierro y acero, que emiten metales asociados a las menas de Fe y Ni. La fabricación de baterías produce cantidades considerables de Pb. Las industrias de productos químicos, fármacos, pigmentos y tintes, el curtido de pieles, etc. producen distintos tipos de contaminantes. En general las áreas altamente industrializadas incluyen As, Cd, Cr, Hg, Fe, Ni, Pb y Zn.
- Residuos domésticos: aproximadamente el 10% de la basura está compuesta por metales. Su enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar metales volátiles y como consecuencia contaminar los suelos. Por otra parte, las basuras no controladas obviamente son una importante fuente de contaminantes para el suelo y las aguas superficiales.

Así pues, esta presenta de contaminación por metales pesados también conlleva riesgo para la salud humana ya que estos metales son tóxicos y acarrear importantes y diversos problemas de salud. En el anexo II se muestran los metales pesados analizados en este trabajo y los efectos sobre la salud humana que presenta junto la clasificación de la IARC (international Agency for Research on Cancer) de si estos elementos tienen efecto carcinogénico o no, ya que muchos metales pesados presenta este efecto en los organismos.

La organización Mundial de la Salud (OMS) afirma que la exposición al plomo, por ejemplo, representa el 3% de las enfermedades cerebrovasculares y el 2% de las cardiopatías isquémicas en todo el mundo. Aproximadamente un 9% de los casos de cáncer de pulmón se atribuyen a la exposición profesional a sustancias toxicas. Se estima que las intoxicaciones accidentales de metales pesados matan a unas 355.000 personas al año. La peligrosidad de los metales pesados en nuestros organismos radica en que se bioacumulan y no son fáciles de eliminar. (WHO, 2017)

3. ANALISIS DE RIESGOS AMBIENTALES

El análisis de riesgos, entendido en sentido amplio, constituye una herramienta de evaluación de la probabilidad de aparición y magnitud de las consecuencias de un problema, que permite identificar los aspectos críticos del mismo y facilita la toma de decisiones para su resolución. (Kaifer *et al.* 2004).

La Evaluación de Riesgos se desarrolló en Estados Unidos durante las décadas de 1970 y 1980. Esta metodología es una herramienta que se basa, no solo en los aspectos toxicológicos sino también en otros campos que van desde la química a la fisiología, y desde la ecología a la estadística aplicada (Asante-Duah, 2002).

En el ámbito de la contaminación de suelos, cada vez es más frecuente el uso del análisis de riesgos para la toma de decisión en sus diferentes etapas de gestión. Así pues, este análisis tiene como objetivo establecer prioridades de actuación sobre un conjunto de emplazamientos contaminados o supuestamente contaminados. (Kaifer *et al.* 2004)

Hay diferentes tipos de análisis de riesgos que se agrupan por el objetivo de protección, en este presente trabajo se tratara el análisis de riesgo para la salud humana. (Kaifer *et al.* 2004). Según la guía de análisis de riesgos de la comunidad de Madrid, los riesgos para la salud humana hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden manifestarse en un grupo de población humana expuesto a los contaminantes presentes en el suelo o en medios que emigran de él. Por otro lado, los riesgos para los ecosistemas hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden alterar cualquier nivel de organización de un ecosistema expuesto a las contaminantes presentes en el suelo o en medios que emigran de él.

Los aspectos generales del análisis de riesgos son comunes tanto en el análisis para la salud humana como para los ecosistemas. Así pues, aunque los enfoques conceptuales son similares el análisis para los ecosistemas presentan habitualmente mayor complejidad derivada de diversos factores (coexistencia de especies y hábitats con estructuras cambiantes y complejas relaciones funcionales, limitada disponibilidad de información ecotoxicológica, etc., (Kaifer *et al.* 2004)

En conclusión, el análisis de riesgos es la herramienta que permite centrar todos los esfuerzos técnicos y económicos al estudio y solución de los emplazamientos que puedan representar un mayor riesgo.

3.1. Metodología de análisis de riesgo

Para el desarrollo del análisis de riesgo de los suelos contaminados la metodología usada es la que se sigue el esquema de la figura 2 (Apartado 2.2.1.) que se desdobra a continuación siguiendo los conceptos de la guía de análisis de riesgos de la comunidad de Madrid (Kaifer *et al.* 2004).

3.1.1. Elaboración del modelo conceptual

En esta etapa se identifican los contaminantes presentes en el emplazamiento que pudieran ocasionar efectos adversos en los receptores. La probabilidad de aparición de dichos efectos y su gravedad son función de la toxicidad de los contaminantes existentes y del nivel de exposición de los estos, que vienen determinados para la capacidad de migrar y persistir en el medio.

Por lo tanto, un modelo conceptual, es un esquema descriptivo de las condiciones del emplazamiento en términos de los elementos que constituyen la cadena de riesgos, describiéndose así de forma esquemática todas las posibles vidas de exposición asociadas al emplazamiento a analizar, con el objetivo de a posteriori cuantificar la exposición.

Esto se realiza mediante un diagrama de flujo en el que aparezcan las conexiones entre los focos, mecanismos de migración, rutas de exposición y receptores (Instrucciones técnicas para el análisis de riesgos para la salud humana en el ámbito del Real Decreto 9/2005 del 14 de enero en la Comunidad de Madrid, 2011).

Para la elaboración de este modelo conceptual se abordan los siguientes aspectos explicados según Kaifer *et al.* 2004. (figura 5).

- **Caracterización de focos de riesgo:** Su principal objetivo es la identificación y caracterización de la contaminación como causa de riesgo para los receptores. Esto incluye los medios afectados, a distribución espacial de la contaminación, las sustancias que contaminan y sus concentraciones teniendo en cuenta otros peligros de la zona de análisis además de los usos históricos y actuales del suelo.

- **Identificación de peligros:** Se determinan los contaminantes que pueden suponer un riesgo para los receptores. Se considerará la información toxicológica y ecotoxicológica, también su potencial de bioacumulación y bioconcentración de la cadena trófica, su movilidad, persistencia entre otros.
- **Caracterización de los medios:** Se evalúa las propiedades de los diferentes medios que condicionan la migración (transporte, transferencia y transformación) de los contaminantes relevantes. Para ello se necesitará datos sobre la climatología de la zona, geología, hidrológica e hidrogeológica, usos actuales y futuros el emplazamiento y su entorno además de los ecosistemas de la zona y la interacción de estos dentro del entorno.
- **Identificación de las rutas de exposición relevantes:** Establecer los mecanismos para los cuales los contaminantes pueden llegar a alcanzar a los receptores en los puntos de exposición. Es necesario conocer los focos de liberación de los contaminantes, el medio donde se movilizan, los mecanismos de transporte y transformación, el lugar y forma donde los receptores entran en contacto con los contaminantes (punto de exposición y vías de exposición).
- **Identificación de los receptores:** según el objetivo de protección se evalúa los diferentes grupos de receptores potenciales a fin de valorar en qué medida están expuestos a los contaminantes, receptores humanos o ecosistemas. En el análisis de riesgos para la salud humana, se tendrán que conocer los grupos de población expuestos en cada localización e identificar los más sensibles. Además, para cada grupo de población se deberá establecer un receptor representativo. En cambio, para los ecosistemas se deberá especificar las especies receptoras de especial protección que impliquen figuras de protección y relevancia ecológica.
- **Definición de escenarios de análisis:** Identificar claramente las situaciones que necesitan una evaluación detallada en las fases posteriores del análisis de riesgos. Así pues, se representan las combinaciones de contaminante-ruta-receptos que se consideran relevantes.

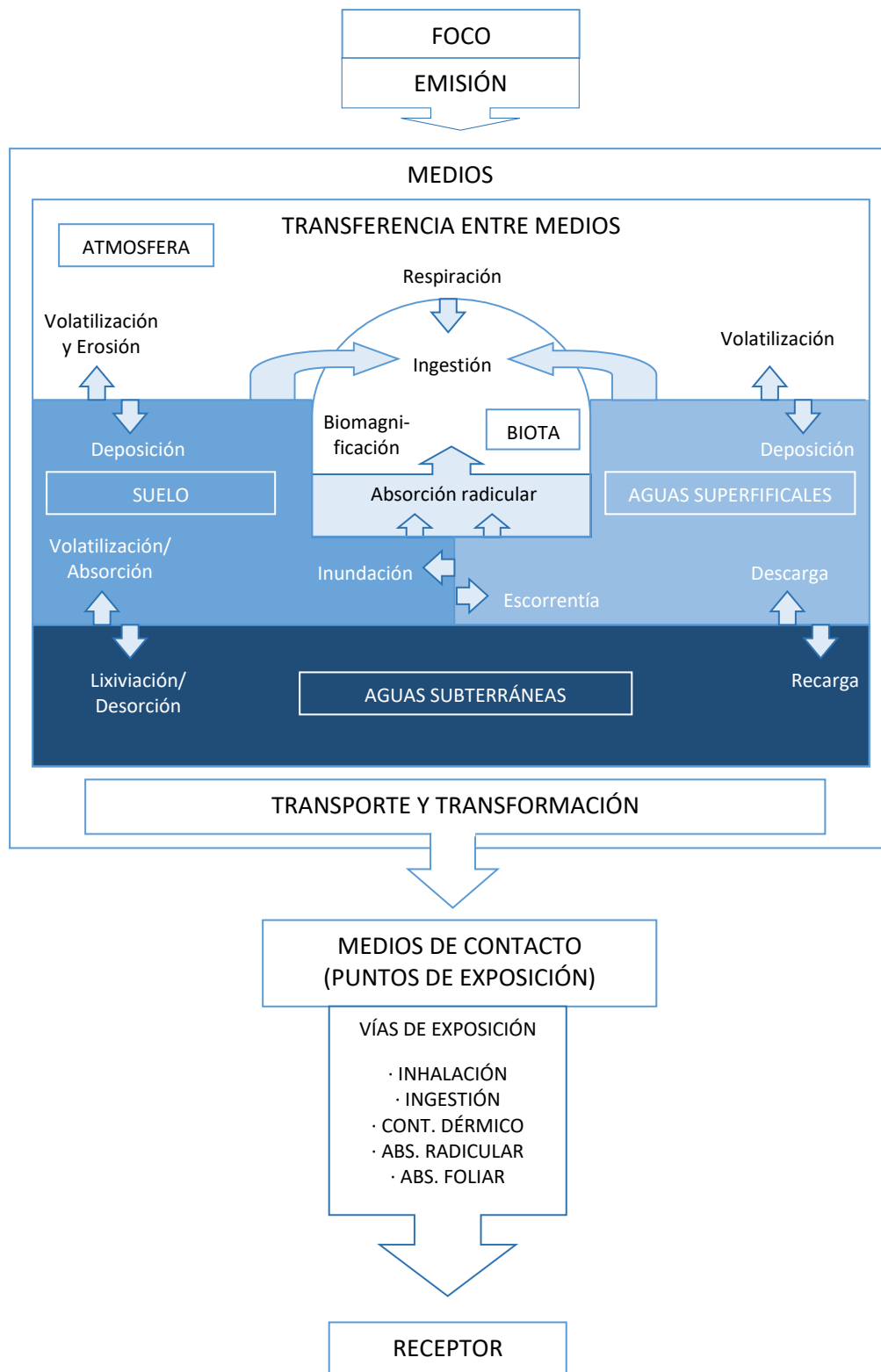


Figura 5. Modelo conceptual para el análisis de riesgo (Kaifer et al. 2004).

3.1.2. Análisis de la toxicidad

Esta etapa tiene por objetivo la identificación de los elementos o compuestos potencialmente críticos para los objetos protegidos, la caracterización del tipo de efectos que los mismos comportan y la evaluación de las relaciones dosis-efecto, con el fin de intentar predecir la tasa de respuesta al contaminante referidas a su comportamiento ambiental y toxicológico (Urzelai *et al*, 1998).

La información necesaria para esta etapa son los parámetros toxicológicos de cada contaminante que caracterizan la relación entre dosis del contaminante recibido y la aparición de un efecto adverso en función de los receptores. Así pues, esta información toxicológica está directamente ligada al tipo de receptores que van a ser objeto de análisis (poblaciones humanas o receptores ecológicos).

- En relación a los receptores humanos, los parámetros toxicológicos que definen la relación dosis-respuesta puesta depende del tipo de efecto que causan los contaminantes (IPCS, 1999). Así pues, en este tipo de análisis se diferencian dos categorías de contaminantes, existiendo contaminantes que manifiestan efecto de ambos tipos.

En primer lugar, los **compuestos o agentes sin umbral**, estos son contaminantes que producen efecto adverso a cualquier concentración o dosis de exposición, como son las sustancias cancerígenas. Así pues, para contaminantes con efecto cancerígeno, la cuantificación de la reacción dosis-respuesta viene establecida por una curva dosis-respuesta, de donde se obtienen los valores del **factor pendiente (FP)** o la **unidad de riesgo de cáncer (UR)**. El periodo de exposición a agentes cancerígenos se asume con el de toda la vida (70 años). El factor pendiente hace referencia al límite superior del intervalo de confianza de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición durante todo el periodo de vida, cuantificando el incremento de probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de la exposición a la sustancia. La diferencia con la unidad de riesgo de cáncer es que esta se expresa en unidades de concentración del contaminante en el medio de contacto.

Por lo tanto, el riesgo de padecer algún cáncer a causa de un determinado agente contaminante se expresa como un incremento de probabilidad frente a las condiciones de fondo, es decir, sin la presencia del contaminante. Estos parámetros deben

valorarse según las clasificaciones reconocidas a nivel internacional, las más utilizadas son las clasificaciones establecidas por la IARC y por la USEPA.

La segunda categoría son los **compuestos o agentes con umbral**, estos son contaminantes se caracterizan por presentar un umbral por debajo del cual no se aprecian efectos adversos, en análisis de riesgos son llamados contaminantes sistémicos.

Como umbral se utiliza el parámetro NOAEL (Nivel sin Efecto Adverso Observado) que se trata de un nivel umbral aparente por debajo del cual no aparecen efectos tóxicos. En el caso de no encontrar el NOAEL en las dosis administradas se usa el LOAEL (Nivel Menos con Efecto Adverso) siendo este un nivel más bajo donde aparezcan efectos adversos.

Así pues, para estos contaminantes sistémicos la relación dosis respuesta viene establecida por la **dosis de referencia (DR)** o **concentración de referencia (CR)**. Se trata de un valor numérico para la dosis a partir de la cual se considera que se manifiesta efectos adversos en humanos. En relación a CR se usa en vías de exposición asociadas al aire. Este valor depende del periodo sobre el que se promedia la exposición pudiendo ser de horas (efectos agudos), de meses (efectos sincrónicos) o años (efectos crónicos).

Los parámetros toxicológicos para cada contaminante vienen definidos para cada vía por la que el contaminante penetra en el organismo y que puede ser por vía pulmonar, digestiva y dérmica.

Como en el caso de los agentes sin umbral, la información toxicológica, debe proceder de fuentes fiables, así pues, en el caso de discrepancia entre fuentes de información se debe dar prioridad a aquellas con mayor cantidad de evidencias y estudios científicos.

- Como se ha mencionado antes los receptores ecológicos presentan la dificultad para definir una relación dosis-respuesta. Aun así, Existen diferentes parámetros ecotoxicológicos significativos como NOAEL, LOAEL, LC50, LD50, etc. Para ello se determinan las propiedades toxicológicas de los contaminantes significativos en relación a los organismos considerados como representativos, estos, se dividen en dos categorías, los organismos terrestres y los acuáticos.

En evaluaciones de riesgos más simplificadas, el parámetro toxicológico que se suele utilizar para establecer la relación entre exposición y efectos sobre el receptor es la concentración prevista sin efecto (PNEC), hace referencia al cálculo de la concentración que no produce ningún tipo de efecto perjudicial en los organismos del medio. Cabe decir que existe un escaso desarrollo normativo sobre ensayos de ecotoxicidad por lo que el número de contaminantes sobre los que se dispone de estudios toxicológicos es muy bajo.

Así pues, en esta fase es importante señalar las incertidumbres relacionadas con el método utilizado para derivar los valores de los parámetros toxicológicos recopilados (variación intra e interespecífica, periodo de muestreo, umbrales de detección, etc.). Y como en el caso de los receptores humanos es importante la fiabilidad de las fuentes de información.

3.1.3. Análisis de la exposición

El concepto de exposición engloba los procesos por los que un receptor entra en contacto con una o varias sustancias potencialmente perjudiciales (IHOBE, 1998). El objetivo de esta etapa es evaluar la magnitud de las exposiciones a los contaminantes por parte de los receptores potenciales en función de sus respectivos patrones de actividad, interacciones ecológicas entre otros.

La exposición de un receptor a un determinado contaminante puede evaluarse a partir de la concentración de este en el medio de contacto o a partir de la ingesta/dosis del contaminante a la que está sometido el receptor a través de una vía de exposición concreta.

Para cuantificar estas concentraciones en relación a cada contaminante en cada medio de contacto y punto de exposición se pueden utilizar varias vías en función del coste. Se puede realizar un análisis *in situ*, es decir mediciones directas en el medio en los puntos de exposición, esta vía supone elevados costes. Por ello otro método más económico sería estimar las concentraciones a partir de métodos estadísticos y modelos matemáticos, es decir, utilizar métodos geoestadísticos de interpolación espacial que ofrece evaluaciones de lugar sin ser muestreado (Zhang *et al.* 2009).

Se debe tener en cuenta en esta etapa que el contaminante puede sufrir procesos de cambio desde el foco de su emisión, en función de la composición del contaminante, del tipo de emisión y de las características del medio. Por ello, se recurre a modelos de migración para estimar el valor de la concentración. Estos modelos son complejos y necesitan datos concretos sobre el contaminante y sobre el medio.

3.1.4. Caracterización del riesgo

En esta etapa tiene lugar la cuantificación y evaluación de los niveles de riesgo a los que están sometidos los receptores, calculado los valores de los índices de riesgo utilizando los resultados de las etapas anteriores. Así pues, la formulación para determinar dichos índices es diferente según el tipo de contaminante y el tipo de receptor. Una vez obtenidos los valores, estos, se comparan con los criterios de evaluación establecidos para cada caso.

Para valorar los niveles de riesgo que representan los índices calculados, deben establecerse previamente los rangos dentro de los cuales el riesgo es admisible en unas determinadas circunstancias y también los umbrales a partir de los cuales el riesgo es considerado como inaceptable.

3.1.5. Análisis de incertidumbre

Debido a las muchas variables que intervienen en el proceso de análisis de riesgos se debe realizar un análisis de incertidumbre para identificar y valorar los factores de incertidumbre ya que las fuentes de incertidumbre durante el análisis afectan a la fiabilidad de los resultados obtenidos. Por ello, para la toma de decisiones con los niveles de riesgos obtenidos se debe tener en cuenta los márgenes de confianza de cada elemento cuantificado.

Para valorar cuantitativamente las incertidumbres del proceso se utiliza un análisis de sensibilidad de las variables cruciales, utilizándose tanto enfoques determinísticos como probabilísticos.

Así pues, los resultados obtenidos en el análisis de incertidumbre deben tenerse en cuenta en las conclusiones del análisis de riesgos.

3.1.6. Conclusiones

Estas conclusiones del análisis de riesgos deben ser razonadas y contener los resultados obtenidos de cada etapa del proceso para así, poder llevar a cabo la toma de decisiones sobre las medidas de actuación y control del emplazamiento, además de la urgencia de aplicar las medidas propuestas.

Como se ha mencionado en el apartado 2.1 sobre la legislación, esta, establece que, si en el análisis de riesgo el resultado es inaceptable, el suelo estudiado será declarado como contaminado y se procederá a realizar tareas y medidas de recuperación ambiental mediante técnicas de descontaminación. Estas técnicas deben ser concretas para cada caso de estudio.

4. MODELACIÓN

Los problemas ambientales son complejos y de carácter multidisciplinar por ello se deben de tratar de manera íntegra. La modelación y el software se han convertido en instrumentos clave para promover la sostenibilidad y mejorar los procesos de decisión ambiental (Jakeman *et al.* 2008).

Como explica Jakman *et al.* (2008) la modelación ha progresado significativamente en las últimas décadas debido al incremento de los conocimientos sobre temas medioambientales y la demanda por conocer mejor los sistemas ambientales y su gestión. Por otro lado, el progreso tecnológico ha incrementado la modelación en los sistemas más complejos. Así pues, la modelación proporciona un medio rápido para investigar la respuesta esperada de un sistema a los posibles futuros cambios (Rizzoli & Young, 1997).

Un modelo de simulación es una ecuación o un conjunto de ellas, que, de manera aproximada, simula la relación de estímulo-respuesta de un sistema. Cada modelación está delimitada por el objetivo del estudio, los datos disponibles y la complejidad del sistema.

Las utilidades de los modelos son las siguientes (Anderson & Woessner, 1992):

- Constituyen un medio de evaluación de la comprensión de los procesos físicos de forma cuantitativa.
- Permiten la identificación de aspectos clave que requieren mayor investigación.
- Pueden ser útiles para mostrar a personal no experto conceptos y fenómenos difíciles a explicar.
- Sirven de apoyo al diseño de redes de observación.
- Simulan respuestas pasadas y futuras del sistema según distintas combinaciones de acciones (predicción).
- Son determinantes para el diseño de planes de recuperación.
- Otros como explotaciones, geotecnia, etc.

Cabe decir que los modelos tienen también limitaciones, estos no pueden sustituir a la toma de datos en campo. Los modelos genéricos son de utilidad para obtener conocimientos iniciales o generales del sistema. También hay que tener en cuenta que siempre que se disponga de suficiente información, es mejor construir un modelo específico para el caso de estudio. Otra cosa que hay que tener en cuenta es evitar la sobrevaloración de los resultados

obtenidos ya que estos pueden no ser exactos o incluso pueden fallar las hipótesis de partida (Anderson & Woessner, 1992).

Existen múltiples ventajas en el uso de modelos como herramientas poderosas para la toma de decisiones. La principales son:

- Consideración de aspectos fundamentales del sistema que serían muy difíciles o imposibles de analizar sin ayuda de los modelos.
- Definición precisa de los objetivos, estructura y restricciones del sistema.
- Definición de parámetros, costos e indicadores de eficiencia que recogen los aspectos más relevantes para el análisis del sistema bajo estudios.
- Evaluación sistemática de alternativas.
- Rápida respuesta de análisis de sensibilidad, los cuales de otra forma serían demasiado dificultosos o imposibles.

Por el contrario, existen también algunas desventajas como, por ejemplo:

- Requerimiento y recolección de conjuntos de datos muy extensos y, en general, con altas exigencias en su grado de precisión.
- Requerimientos de conocimientos altamente especializados para su formulación, solución y análisis de resultados.
- Necesidad de disponer de sistemas de computación y programas complejos y costosos.
- Requerimiento de tiempo de solución muy largos.

A pesar de las desventajas, cuando se emplea la tarea de modelar una situación real, las ventajas superan ampliamente cualquier dificultad que se encuentre.

En conclusión, la modelación matemática debe considerar el suficiente grado de abstracción de la realidad, de tal forma que el modelo tenga el suficiente realismo, contra la posibilidad de que sea resuelto en un tiempo de computación aceptable. Por ello, los modelos deben considerarse como un soporte o ayuda para la toma de decisiones y nunca como el reemplazo de las personas que toman las decisiones.

4.1. Modelos matemáticos para la evaluación del riesgo.

En la actualidad existen varios modelos estandarizados que permiten agilizar el cálculo de la exposición y niveles de riesgo para la salud humana como consecuencia de la contaminación del suelo. Como ejemplo se encuentra el modelo CLEA desarrollado en el Reino Unido, Holanda también tiene sus modelos como el CSOIL, SUS, HESP y Risk Human al igual que el modelo RBCA de los Estados Unidos.

Cada modelo está concebido y construido sobre hipótesis distintas en cuanto a sus elementos básicos, es decir, las vías de exposición y medios de contacto, parámetros de exposición, valores por defecto, etc. Estos elementos presentan diferentes grados de flexibilidad a la hora de incorporar valores específicos de cada emplazamiento. Estos modelos necesitan de soporte informático.

4.1.2. RBCA

RBCA (Risk-Based Corrective Action) es un software diseñado para cumplir con los requerimientos de la “ASTM Standard Guide for Risk-Based Corrective Action” (E-2081) o guía con los estándares ASTM para tomar las acciones correctivas basadas en el riesgo. El modelo RBCA permite la toma de decisiones sobre un fenómeno de contaminación en el suelo o aguas subterráneas tomando como base la protección de la salud humana y ambiental y también fomenta la búsqueda de soluciones económicas en términos de costo y energía para que los limitados recursos se inviertan en el mayor riesgo. También desarrolla criterios de limpieza ambiental específicos al sitio de estudio. (GSI Environmental, 2014).

Así pues, RBCA es la metodología de análisis de riesgos más empleada en estos momentos, desarrollada por la American Society for Testing Materials (ASTM) en 1995.

El programa RBCA tiene un reconocido prestigio a nivel internacional y su uso está extendido a nivel mundial. La metodología y utilización del RBCA se ha llevado a cabo referentemente en Estados Unidos y su Agencia de Medio Ambiente, aunque también se usa de forma habitual en otros países. En la comunidad valenciana es el software que se usa para el análisis de riesgos.

Este programa realiza el análisis de riesgos de un emplazamiento calculando, simultáneamente para distintos receptores aspectos como la concentración de los contaminantes en los puntos de muestreo, también dosis/concentración ingeridos. Otros aspectos como los niveles de riesgo para cada contaminante y cada vía de exposición seleccionada al igual que los niveles de riesgo para el conjunto de contaminantes y vía elegida. También calcula los valores residuales admisibles de cada uno de los contaminantes que por sí solos no incluyen un riesgo para la salud humana.

En relación a los modelos de transportes el programa RBCA puede utilizar varios modelos de transporte en función de las vías de exposición considerados, para visualizar así la movilidad de la contaminación y calcular las concentraciones de los contaminantes en el punto de exposición.

Entre sus funciones esta la evaluación basada en el riesgo de las rutas de exposición a las aguas subterráneas o superficiales y de suelo y aire, vías como pueden ser la ingesta, el contacto o inhalación. En cuanto a los modelos de transporte y transformación se aplican a todas las rutas de exposición aplicables a diferentes compuestos químicos como hidrocarburos derivados del petróleo, metales, pesticidas... Estos modelos de transporte se pueden dividir entre los que suponen una transferencia de contaminantes entre dos medios distintos y los que simplemente suponen un transporte y dilución de un contaminante en el mismo medio. En el primer caso, el modelo de transporte se emplea para el cálculo de un factor de transferencia entre los dos medios, con el que calcular, posteriormente, la concentración de contaminante en el punto de exposición a partir de la concentración del medio. En el segundo caso, el modelo de transporte se emplea para el cálculo de un factor de transporte, el cual se aplica a la concentración del contaminante en punto dado, para predecir la concentración que habrá a una cierta distancia de dicho punto.

RBCA también tiene la opción de modelos transitorios de aguas subterráneas donde se estima no solo la intensidad de la exposición, sino también en cuanto tiempo puede ocurrir. También presenta una base de datos de más de 600 compuestos químicos.

Así pues, sus características principales son (Rodrigo-Illarri, 2018):

- Evalúa si un suelo está afectado y, por tanto, si existe un daño para los medios receptores de la contaminación.
- En el caso de existir dicho daño, calcula las concentraciones objetivo que deberán alcanzarse durante la remediación del suelo para que este no suponga un riesgo.

- También incluye modelos de transporte y destino para el cálculo de concentraciones en aire, agua subterránea, agua superficial y suelo superficial.
- Además, permite escoger entre dos modelos para el cálculo del factor de volatilización y de emisión de partículas desde el suelo superficial.
- Incorpora el modelo de Johnson-Ettinger y el modelo de flujo en masa para el cálculo de factores de volatilización al interior de la vivienda.
- Facilita el cálculo de factores de dilución agua subterránea-agua superficial.
- Calcula el factor de emisión de partículas de un suelo.
- Estima además el factor de lixiviación suelo-agua subterránea.
- Incorpora el modelo analítico de transporte de solutos transitorio "Domenico"
- Y, por último, contiene un modelo gaussiano tridimensional para la simulación del transporte aéreo.

Para hacer el análisis de riesgos con el programa RBCA hay tres grados de evaluaciones secuenciales que se explican a continuación con ayuda de la figura 6. En el apartado de la evaluación por emplazamiento se recopila y evalúa los datos, también se lleva a cabo la evaluación y valoración de la exposición, es decir, las rutas y vías, transferencia y transporte y poblaciones potencialmente expuestas. A continuación, se clasifica el emplazamiento y la respuesta inicial. La evaluación de riesgo tres niveles. En la evaluación del primer nivel o Tier 1 se comparan las concentraciones máximas con concentraciones de referencia (RBSLs – Risk Based Screening Levels), estas concentraciones no son específicas del sitio de estudio, son obtenidas a partir de ecuaciones determinadas y hacen referencia a concentraciones que no general riesgo para la salud humana. La siguiente evaluación se denomina de segundo nivel o Tier 2 donde se compara las concentraciones máximas con concentraciones obtenidas de datos específicos (SSTLs – Site Specific Target Levels) y también con ayuda de modelos de transporte. En este nivel se necesita del cálculo cuantitativo del riesgo. Por último, se encuentra la evaluación de tercer nivel o Tier 3, conceptualmente es similar al anterior, pero con datos aún más específicos obtenidos de la investigación y modelaciones adicionales. En esta etapa se involucran simulaciones y evaluaciones estadísticas como modelos complejos. Siguiendo el esquema de la figura 6 una vez superado los niveles se procede al programa de acción correctiva, donde se identifican las acciones necesarias, con criterios coste-eficacia, para lograr la meta fijada de descontaminación. También se realizan en este apartado programas de atenuación natural, implementación de controles institucionales y acciones de remediación (Connor *et al.*, 2007).

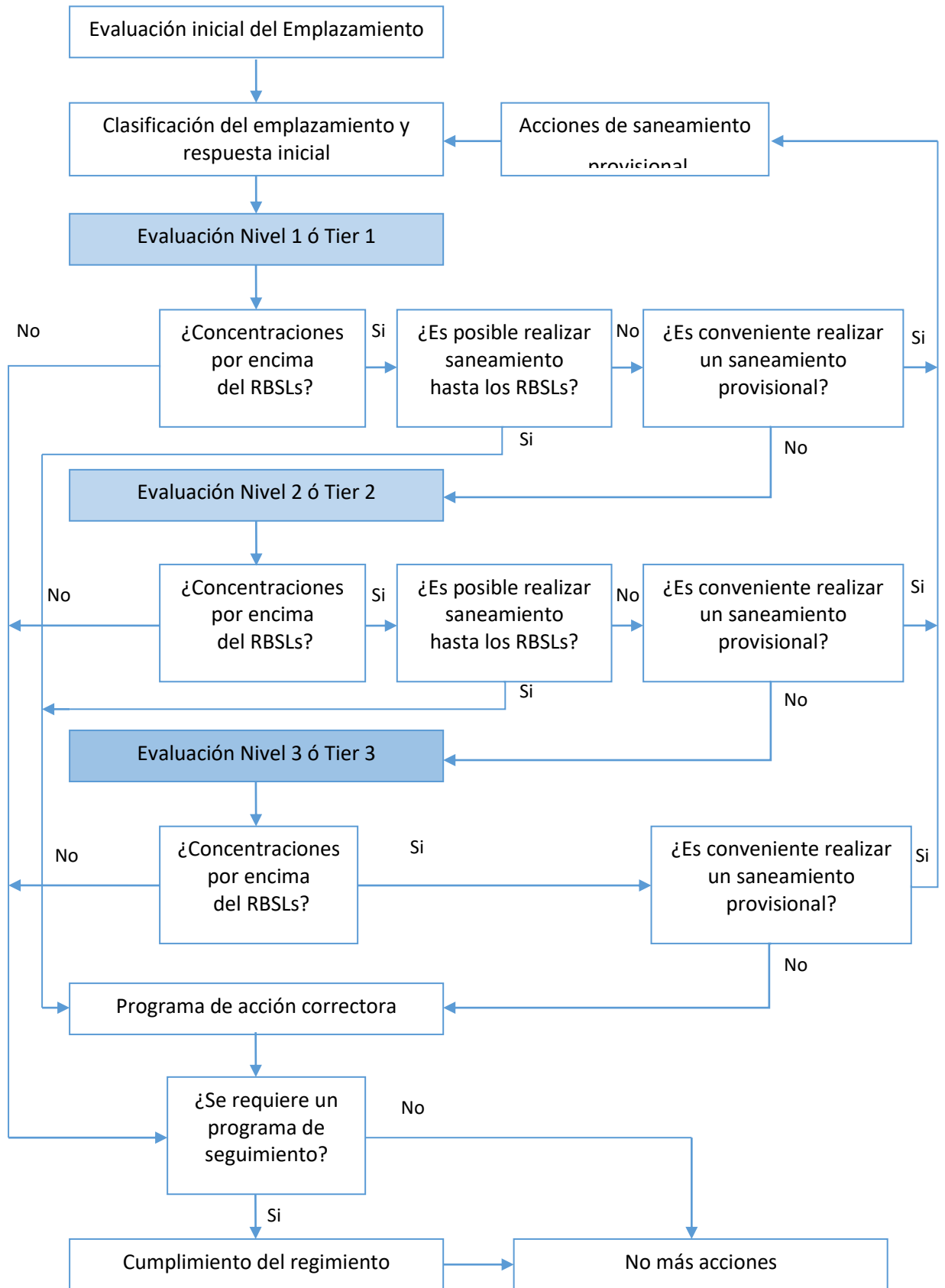


Figura 6. Diagrama de flujo del análisis de riesgos de RBCA (Connor et al., 2007).

Así pues, aunque es una herramienta que se utiliza frecuentemente para tomar decisiones como la declaración de suelo contaminado, actuaciones de limpieza, sellado, etc., su aplicación para el estudio de suelos contaminados por elementos traza puede generar, a veces, resultados alarmistas y sin sentido (Huertos *et al.* 2014).

Como dice Huertos *et al.* (2014) en su artículo, el programa informático RBCA es una buena herramienta para valorar *a priori* el riesgo a la salud humana, no obstante, su uso debe realizarse de forma cautelosa, controlando los factores que afectan al riesgo, así como calculando y comprobando en todo momento que los resultados obtenidos son factibles y razonables para no sobrevalorar el riesgo. Por ello, no se debe tomar por defecto los parámetros y variables proporcionadas por el programa informático, sino que se deben investigar previa simulación, ya que pueden obtenerse resultados erróneos.

La principal desventaja que presenta este software es que se trata de un modelo comercial, es decir, requiere una licencia que supone un coste para el modelador. Por ello la alternativa en el ámbito de los softwares gratuitos es el del SADA modelo centrar de este trabajo.

4.1.2. SADA

El programa matemático de análisis de riesgos SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance) es un programa de libre software que incorpora herramientas de la evaluación espacial para la resolución de problemas ambientales. El software integra módulos para SIG, visualización 2d y 3d de los resultados, análisis geoespacial, análisis estadístico, evaluación de riesgos de salud humana y ecológica, análisis de costes/beneficios, análisis de incertidumbre, diseño de muestreo y apoyo en la toma de decisiones (Stewart *et al.* 2011).

SADA empezó como una herramienta fácil para integrar la evaluación de riesgos con herramientas de modelado espacial, desde entonces se ha convertido en un programa dirigido a la investigación espacial y el diseño de la remediación del suelo, aunque sus aplicaciones se han extendido en muchas diversas disciplinas medioambientales que enfatizan la distribución espacial de los datos (Stewart *et al.* 2009). Tanto las herramientas de evaluación de riesgos ecológicos como la de riesgo para la salud humana están basadas en las guías metodológicas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).

Este programa fue creado en 1996 entre la Universidad de Tennessee y el programa de Restauración Ambiental del Laboratorio Nacional de Oak Ridge (ORNL). Así pues, este

programa de restauración de ORNL estaba relacionado con la limpieza de residuos procedentes de actividad relacionadas con la segunda guerra mundial y la carrera armamentista de la guerra fría. El objetivo del programa fue desarrollar herramientas que integren la salud humana y la evaluación del riesgo ecológico con procesos geoespaciales de una manera que pueda impactar directamente las decisiones de restauración ambiental. (Stewart *et al.* 2009)

A finales de los 90 y comienzos de la década de 2000, la EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos) continuó apoyando SADA además de la Comisión de Regulación Nuclear de los Estados Unidos creciendo así y creando cada vez más nuevas versiones (Stewart *et al.* 2009). Así pues, en este trabajo se emplea la última versión del programa, SADA Versión 5.

A través de sus múltiples etapas de desarrollo se ha conseguido una interfaz y uso fácil del programa, extendiéndose así sus áreas de estudio más allá de la remediación ambiental a otras áreas como la ingeniería civil, la geología, la ecología entre otros (Stewart *et al.* 2009).

Así pues, el objetivo del software SADA es proporcionar una herramienta que establezca una conexión directa y practica entre el análisis de datos, la modelización y la toma de decisión. En la siguiente figura (figura 7) se puede observar una forma típica en que estas herramientas se pueden organizar para facilitar el apoyo de decisiones desde las primeras fases de investigación. (Stewart *et al.* 2006).

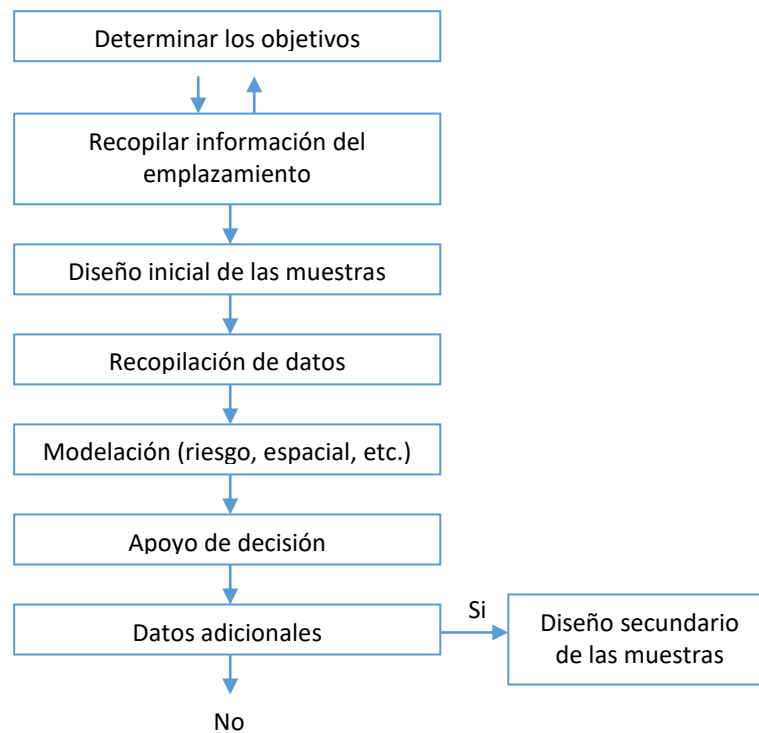


Figura 7. Ejemplo de ruta de flujo a través de SADA.

En cuanto a la herramienta de análisis de riesgos para la salud humana que es la utilizada para este trabajo, esta se refiere a la estimación del riesgo cancerígeno y riesgo no cancerígeno causado por la exposición a medios contaminados. SADA se basa en la Guía de Evaluación de Riesgos de la EPA, calculando así el riesgo de impactos adversos para la salud en una población expuesta a productos químicos tóxicos que se encuentran tanto en agua subterránea, aguas superficiales, suelo y sedimentos. También calcula los valores de detección basados en el riesgo para identificar rápidamente el contaminante de interés. Estos resultados se integran en otros módulos como el análisis de costo-beneficio, análisis geoespacial y el diseño de muestreo (Stewart *et al.* 2009).

El riesgo de exposición a contaminantes depende de tres factores amplios e interconectados, que son, el tipo de contaminante, la gravedad de la contaminación y el método de exposición. Cada contaminante tiene un conjunto único de valores de toxicidad que varían según el método de exposición y el efecto en la salud dependerá si el contaminante está clasificado como un radionúclido o un químico orgánico e inorgánico, cancerígeno o no. SADA presenta así una base de datos de toxicidad actualizada y fiable para ayudar en el cálculo y determinación

de la exposición. Por otro lado, las rutas de exposición son también un factor determinante. Los contaminantes pueden tener mayores consecuencias para la salud en unas rutas que en otras. El SADA incluye las rutas de exposición típicas que son la ingestión, inhalación y contacto dérmico. Así pues, con todas las variables de entrada para la exposición, los modelos pueden implementarse para estimar las exposiciones potenciales o reales a lo largo de cada ruta de exposición para los usos de suelo actuales o futuros (Stewart *et al.* 2009).

En relación a los escenarios de uso de suelo, SADA incluye el industrial, residencial recreativo, de excavación y agrícola. Según cada escenario, variará la exposición al contaminante y los efectos dependiendo también del receptor, es decir de si se trata de un adulto o un niño ya que presentan parámetros biométricos distintos. Así pues, en el software, se seleccionan las vías de exposición para calcular el riesgo total, y se realizan cálculos separados para la superficie del suelo, sedimentos, aguas subterráneas y aguas superficiales ya que los parámetros del modelo SADA se pueden modificar según las condiciones características de cada emplazamiento (Stewart *et al.* 2009).

Los cálculos que se pueden realizar son dos, el objetivo de recuperación preliminar (PRG, preliminary remediation goal) y el cálculo de riesgo de cáncer y/o índice de salud. En el primer cálculo del PRG se calcula un límite de concentración aceptable que protegería a un grupo expuesto en un escenario específico de uso o exposición del suelo para un determinado límite de riesgo. Los PRG se usan generalmente para examinar los datos del emplazamiento para determinar si se han producido excedencias, si no se produce esto, entonces el contaminante a veces puede dejarse de lado y no considerarse. Una larga lista de contaminantes encontrados en un sitio pueden a menudo reducirse mediante dicha evaluación de riesgo. Además, SADA contiene pantallas adicionales y pruebas estadísticas que consideran antecedentes, frecuencia de detección de muestras, biodisponibilidad y también si los contaminantes detectados son nutrientes esenciales y también funciones específicas como estadística univariadas y pruebas de comparación no paramétricas (Stewart *et al.* 2009).

El otro cálculo, el de riesgo, presenta los mismos modelos para fines de evaluación de riesgo, en este caso en lugar de especificar el nivel de riesgo, la concentración de exposición representativa se combina con los parámetros de exposición y los escenarios del modelo. A continuación, el modelo produce el nivel de riesgo asociado con concentraciones para cada escenario de uso y exposición del suelo. El resultado incluye tablas integrales de cálculos directos de exposición y el riesgo que resumen todos los contaminantes incluidos en el emplazamiento. Si el cálculo presenta un riesgo aceptable, no se justifica ninguna evaluación

adicional y ninguna remediación desde la perspectiva de la salud humana. Al contrario, si el emplazamiento presenta un riesgo inaceptable, sería apropiada una evaluación adicional para la remediación. SADA produce tablas de resultados que se modifican para respaldar la documentación de evaluación de riesgo. Para los contaminantes identificados de interés, también puede proporcionarse pantallas de datos espaciales para visualizar donde se encuentran las excedencias, y el riesgo se puede mapear utilizando las funciones de interpolación disponibles. Estas últimas características se pueden utilizar para impulsar el diseño correctivo y estrategias de muestreo secundarias (Stewart *et al.* 2009).

Así pues, en la aplicación de este modelo matemático se utilizará la herramienta de análisis de riesgo para la salud humana.

Las principales ventajas en relación al análisis de riesgo de SADA es que se trata de un software gratuito. Otras de las ventajas se muestran a continuación:

- El programa presenta datos toxicológicos obtenidos de bases de datos de reconocido prestigio y que se encuentran continuamente actualizadas.
- Permite analizar el riesgo desde múltiples escenarios. Donde además se incluyen parámetros biométricos de los receptores y patrones de actividad aceptados internacionalmente.
- El programa da opción a modificar los parámetros del modelo para así adaptarlo a las condiciones de cada área de estudio.
- Se pueden utilizar diversos formatos de archivo facilitando así el intercambio de datos entre diferentes programas.
- Permite representar espacialmente los resultados.

Su principal desventaja es que no incluye modelos de flujo y transporte por lo que las concentraciones en los diferentes medios deben determinarse analíticamente o estimarse a partir de modelos externos. Además, sus modelos de exposición son conservadores.

4.2. Ecuaciones consideradas en el modelo SADA.

4.2.1. Modelos de exposición

A continuación, se muestran las ecuaciones de los modelos del análisis de riesgo, estas ecuaciones determinan las dosis diarias de exposición para cada contaminante o conjunto de los a los que están sometidos los receptores para cada una de las vías de exposición. La dosis diaria hace referencia a la magnitud de exposición y se expresa en unidades de masa de contaminante expuesta por unidad de masa corporal del receptor y vía de exposición.

Estos modelos estiman la dosis mediante las distintas rutas a partir de la concentración de los metales pesados del suelo. Los modelos de exposición por ingestión e inhalación que se explican a continuación consideran que el 100% del metal pesado es absorbido por estas vías. Cabe destacar que en realidad no todo metal es completamente absorbido, pero como no existen datos concretos sobre factores de biodisponibilidad estándar, por ello, se debe tener este hecho en cuenta en la interpretación de resultados del análisis de riesgo. En el caso del contacto dérmico el modelo si contiene el factor de biodisponibilidad por lo tanto estos resultados se asemejan más a la realidad.

EL riesgo se analiza en función de la concentración que se expresa como C_m . La concentración considerada corresponde a la capa superficial del suelo, que llega a la profundidad de un metro. Esta concentración es la representativa para la cuantificación del riesgo por inhalación, ingestión o contacto dérmico. A causa del número de datos disponibles se considera que no es fiable el cálculo de percentiles, por ello, se empleara la concentración media determinada. Considerando así que este valor se aproxima a la estimación más probable de la concentración a la que un receptor estaría expuesto durante un plazo prolongado de tiempo.

Rutas de exposición por ingesta de suelo

La siguiente ecuación calcula la dosis que recibe un individuo a través de la ruta de exposición oral.

$$D_{\text{ingestion suelo}} = \frac{C_m \times TI \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 1.}$$

Donde:

- $D_{\text{ingestion suelo}}$: Dosis diaria promedio (mg/kg·d)
- C_m : Concentración en el suelo (mg/kg)
- TI : Tasa de ingestión (mg/d)
- ED : Duración de exposición (años)
- EF : Frecuencia de exposición (d/año)
- BW : Peso corporal del receptor (kg)
- AT : Intervalo de tiempo sobre el que se promedia la exposición (d)

Ruta de exposición por inhalación

Esta vía corresponde a la entrada de tóxicos en el receptor a través de partículas resuspendidas del suelo contaminado. Estas concentraciones se calculan a través de la de concentración en el suelo mediante un factor de emisión de partículas. Hay que tener en cuenta que el mercurio se evapora por lo tanto se calcula mediante la inhalación de vapores, pero dado que este metal pesado no ha superado el NGR no se tendrá en cuenta.

La siguiente ecuación calcula la dosis que recibe un individuo a través de la inhalación.

$$D_{\text{inhalación}} = \frac{C_m \times \frac{FI}{PEF} \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde:

- $D_{\text{inhalación}}$: Concentración de exposición por inhalación (mg/kg·d)
- C_m : Concentración en el suelo (mg/kg)
- FI: Fracción inhalable (m^3/d)
- PEF: Factor de emisión de partículas (m^3/kg)
- EF: Frecuencia de exposición (d/año)
- ED: Duración de la exposición (años)
- BW: Peso corporal (kg)
- AT: Intervalo de tiempo sobre el que se promedia la exposición (d)

El PER, el factor de emisión de partículas hace referencia a la inhalación de partículas contaminantes que son adsorbidas y presentan un tamaño de PM10 (USEPA, 2001). Este parámetro depende de varias variables externas como la velocidad del viento, la vegetación del emplazamiento, etc. (Man *et al.* 2013). Este valor se asume que es $1.36109 \text{ m}^3/\text{kg}$, aparece en las fichas toxicológicas del anexo II.

Ruta de exposición por contacto dérmico

La siguiente ecuación calcula la dosis recibida por contacto dérmico con el suelo.

$$D_{\text{dérmico}} = \frac{C_m \times FA \times SA \times ED \times EF \times ABS}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 3.}$$

Donde:

- $D_{\text{dérmico}}$: Dosis absorbida por la vía dérmica (mg/kg·d)
- C_m : Concentración de contaminante en el suelo (mg/kg_{suelo})
- FA: Factor de adherencia de suelo en la piel (mg_{suelo}/cm²)
- SA: Superficie de piel disponible para el contacto (cm²)
- EF: Frecuencia de exposición (d/año)
- ED: Duración de la exposición (años)
- ABS: Fracción de dosis absorbida por la ruta dérmica
- BW: Peso corporal (kg)
- AT: Intervalo de tiempo sobre el que se promedia la exposición (d)

En relación al ABS, fracción de dosis absorbida por la ruta dérmica, este es un factor adimensional y representa la proporción de contaminante administrado que puede ser

efectivamente absorbido por el receptor. Estos valores de cada metal pesado aparece en el anexo II, en las fichas toxicológicas.

4.2.2. Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo permite obtener los resultados de análisis de la toxicidad y del análisis de exposición calculando los índices de riesgo ligado a cada contaminante y vía de exposición además de determinar los índices de riesgo global que produce la exposición de todo los contaminantes y vías analizadas.

Caracterización del riesgo para los contaminantes sistémicos

Para celular la caracterización del peligro por contaminantes sistémicos o no cancerígenos se usa el índice de peligro (HI), este relaciona la dosis de exposición con la dosis de referencia (RfD_i) para la ruta de exposición y el periodo de exposición. Este índice es un potencial de riesgo, es decir, mayor riesgo cuanto mayor sea el cociente.

La siguiente ecuación calcula el índice de riesgo.

$$HI_{ij} = \frac{D_{ij}}{RfD_{ij}} \quad \text{Ecuación 4.}$$

Donde:

- HI_{ij}: Índice de peligro a partir de la exposición al contaminante (i) a través de la vía de exposición (j).
- D_{ij}: Dosis diaria de exposición al contaminante (i) a través de la vía de exposición (j) (mg/kg·d).
- RfD_{ij}: Dosis de referencia al contaminante (i) a través de la vía de exposición (j) (mg/kg·d)

En el caso de los contaminantes que no superan el NGR no cabe esperar ningún efecto adverso significativo para la salud humana.

Así pues, si el HI es superior a 1 se considera que existe un riesgo para la salud inaceptable, por el contrario, si el HI es inferior a 1 se considera que el riesgo es aceptable. (tabla 2).

Tabla 2. Índice de riesgo.

Índice de riesgo (HI)	Riesgo
HI>1	Inaceptable
HI<1	Aceptable

Caracterización del riesgo para los contaminantes cancerígenos

Para la caracterización del riesgo para los contaminantes cancerígenos se usa la ecuación del riesgo que se muestra a continuación. Este riesgo es la probabilidad creciente de desarrollar un cáncer a lo largo de una vida.

$$R_{ij} = D_{ij} \times SF_{ij} \quad \text{Ecuación 5.}$$

Donde:

- R_{ij} : Probabilidad de desarrollar un cáncer a lo largo de una vida por la exposición al contaminante (i) a través de la vía de exposición (j).
- D_{ij} : Dosis diaria de exposición al contaminante (i) a través de la vía de exposición (j) (mg/kg·d).
- SF_{ij} : Factor pendiente del contaminante (i) a través de la vía de exposición (j) (mg/kg·d)

El criterio para establecer el riesgo cancerígeno es de 10^{-5} , es decir, un caso adicional de cáncer por cada 100000 individuos expuestos. Este criterio se usa tanto para un contaminante y una vía de exposición como para varios simultáneamente.

Así pues, si el R es superior a 10^{-5} se considera que existe un riesgo para la salud humana, por el contrario, si el R es igual o inferior a 10^{-5} , el riesgo es aceptable (tabla 3).

Tabla 3. Probabilidad de riesgo cancerígeno.

Probabilidad de riesgo (R)	Riesgo
R>1	Inaceptable
R≤1	Aceptable

Estos índices que se han explicado se determinan para cada contaminante tanto cancerígeno como sistémico y también para cada vía de exposición. Para el cálculo se va a considerar que no existen interacciones entre los contaminantes y también que los efectos conjuntos de los contaminantes a los que está expuesto un receptor de forma simultánea son proporcionales a la suma de las dosis respectivas. Así pues, según la legislación, para contaminantes cancerígenos y no cancerígenos el riesgo integrado será la suma de los riesgos determinados para cada vía de exposición.

4.2.3. Determinación de la concentración sin efecto.

Si los contaminantes resultan tener un riesgo inaceptable tras la caracterización del riesgo, es decir se superan los índices mencionados anteriormente, se procederá de forma inversa para el cálculo de la concentración de metales en el suelo que de acuerdo a los parámetros determinados en análisis de exposición y toxicidad no tienen efecto sobre la salud humana.

Contaminantes sistémicos.

La siguiente ecuación se determina la concentración sin efecto de los contaminantes sistémicos.

$$HI_{tot} = C_m \times [(Exp_{ing\ suelo}/RfD_0) + (Exp_{inh}/RfD_{inh}) + (Exp_{derm}/RfD_{derm})] \leq 1$$

Ecuación 6.

Donde:

- RfD_i: Son las dosis crónicas de referencia para la vía oral, inhalatoria y dérmica.

Además, Exp se calcula de la siguiente forma:

$$Exp_{ingestion\ suelo} = \frac{TI \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 7.}$$

$$Exp_{inh} = \frac{\frac{FI}{PEF} \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 8.}$$

$$Exp_{derm} = \frac{FA \times SA \times ED \times EF \times ABS}{BW \times AT} \quad \text{Ecuación 9.}$$

Contenientes cancerígenos.

La siguiente ecuación se determina la concentración sin efecto de los contaminantes cancerígenos.

$$R_{tot} = C_m \times [(Exp_{ing\ suelo}/SF_0) + (Exp_{inh}/SF_{inh}) + (Exp_{derm}/SF_{derm})] \leq 10^{-5}$$

Ecuación 10.

Donde:

- SF_i: Son los factores pendientes para la vía oral, inhalatoria y dérmica.

Así pues, la menor de las concentraciones de contaminante en el suelo C_m(mg/kg) de las dos ecuaciones sería el nivel objetivo que se debe alcanzar en las labores de descontaminación en el emplazamiento de estudio. En el caso de que los valores obtenidos mediante estos cálculos fueran menores a las NGR considerados en el análisis, se adoptara este último valor, dado que se calcularos en base a los niveles fondo, es decir concentración que esta de forma natural en el suelo.

5. APLICACIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO SADA

5.1. Modelo matemático utilizado

Para la elaboración del análisis de riesgos sobre suelos contaminados de metales pesados se utiliza el software Análisis Espacial y Asistencia en la Decisión SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance), modelo explicado en el apartado 3.1.2., concretamente la versión 5.0.

5.2. Área de estudio

La parcela de estudio se encuentra en el término municipal de Valencia (figura 7) y ocupa una superficie de 16.525 m² (figura 8).

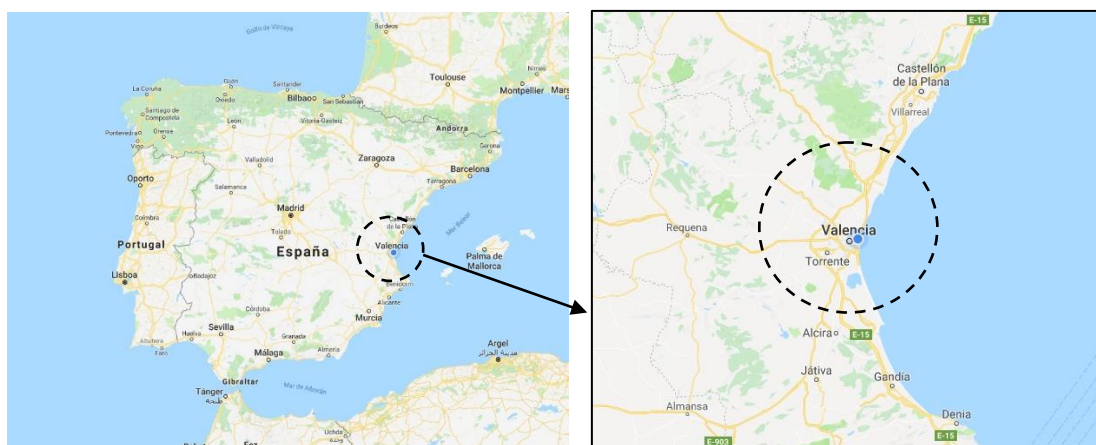


Figura 7. Localización del estudio (Google earth).

El área de estudio está situada en una superficie plana rodeada de edificaciones y que históricamente ocupaban una serie de industrias químicas, metalúrgicas, talleres, almacenes y aparcamientos. La parcela presenta residuos derivados de la actividad industrial desarrollada en el pasado, concretamente industrias dedicadas a la producción de abonos minerales, que utilizaban grandes cantidades de piritas en el proceso de fabricación.

Los terrenos se clasificaron según el Plan General de Ordenación Urbana de Valencia como, Suelo Urbanizable No Programado.



Figura 8. Parcela de estudio (Histórico IGN, 2018).

La parcela se encuentra incluida en la hoja 722, con unidad cartográfica de 16, MAGNA 50 y litológicamente compuesta de limos de inundación y limos arenosos. (IGME, 2018)

5.2.1. Características del medio físico

La parcela objeto de estudio se sitúa en un área con topografía sensiblemente plana, ligeramente descendiente hacia el Este con pendiente del orden 2 por mil. Las cotas de nivel oscilan entre los 10 y los 5 metros sobre el nivel del mar.

Los terrenos forman parte de la llanura aluvial del río Turia, formada por materiales cuaternarios. Cabe suponer que se sitúa sobre una zona de regresión marítima ocupada por las líneas de inundación del Turia.

En cuanto a la geología local de la zona se caracteriza por la existencia de un primer horizonte de limos arcillosos de color marrón muy típicos de la superficie de la ciudad que se prolonga hasta los 4.0-4.5, de profundidad. Destacan unos fangos negros entre 4 y 6 metros de tonalidad muy diferente al resto, para seguir debajo una sucesión de tramos arcillosos con mayor o menor presencia de limos y/o arenas finas que se prolongan hasta una profundidad aproximada de 21 metros.

A partir de los 21 metros, se accede a un tramo claramente granular con presencia irregular de arenas, gravilla y grava, aunque estas últimas, no muy abundantes y de forma dispersa.

En lo que se refiere al perfil de los suelos observados durante la ejecución de las calicatas, se distingue una primera capa de naturaleza variable en cada una de las catas realizadas. En parte de la parcela aparecen durante los primeros 50 centímetros una serie de. En dos de las catas se distinguen en el primer medio metro unos lodos bentónicos que se sitúan sobre restos de escombros y arenas de color rojizo.

Por debajo de estos niveles, aparecen unas arenas limosas de colores variados (oscilan en algunas zonas de rojos a pardos, en otras de tonos oscuros a marrones apareciendo en algunos casos parches amarillentos y anaranjados), que se extienden de forma generalizada en toda la parcela. Estos materiales alcanzan una profundidad de aproximadamente 3 metros (figura 9).



Figura 9. Perfil litológico del suelo de estudio.

Debido a que la zona es de uso urbano y no hay afección ni ninguna figura de protección hacia la biodiversidad en la zona de estudio, se asume que no existen receptores individuales o poblacionales de relevancia que supongan la necesidad de realizar un Análisis de Riesgos de los Ecosistemas, por ello, a continuación, se realizará solo el Análisis de Riesgo para la Salud Humana (apartado 5.7).

5.3. Actividad que se realiza

La parcela correspondía históricamente a terreno de huertas, dando paso a una ocupación de carácter industrial atrayendo grandes industrias, pero sin llegar a formarse un verdadero núcleo industrial. La zona colindante se destina a la creación de vías de tren y construcción del puerto de Valencia.

Así pues, las industrias predominantes de la parcela son diversas al igual que la contaminación producida, siendo esta mayoritariamente compuesta por metales pesados. Concretamente se trata de industrias de producción de fertilizantes, bodegas, industrias de chapeado y laminado, fabricación de pinturas además de zona de estacionamiento de autobuses provinciales. Pero la contaminación mayoritaria en esta parcela es debido a las industrias dedicadas a la producción de abonos minerales, que utilizan grandes cantidades de piritas en el proceso de fabricación.

Así pues, la exposición por metales pesados como se explica en el apartado 2.3.1 está relacionada con problemas de salud además de que son peligrosos debido a que tienden a bioacumularse. Por otro lado, influyen de diversas formas en los procesos fisiológicos de los organismos.

5.4. Diseño de muestreo

Para el análisis de muestreo con el fin de obtener una información precisa de la concentración en el suelo de los distintos elementos potencialmente contaminaste en la parcela se ejecutaron una serie de trabajos, tanto de campo como de gabinete.

Así pues, se ejecutó el replanteo y ejecución de calicatas, así como la toma de muestras de suelo. Se realizaron un total de 7 calicatas. Además, se tomaron 13 muestras de los escombros

situados sobre la parcela. Tanto las catas como los puntos de toma de muestras de escombros se distribuyeron de forma aleatoria cubriendo toda el área de la parcela. Las profundidades máximas excavadas en cada una de las catas se identificaron en la tabla 4. Estas están establecidas desde la cota del terreno.

Tabla 4. Profundidad máxima de las calicatas.

Cata	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Profundidad (m)	3.50	3.50	3.00	3.00	3.30	3.30	3.30

En la siguiente imagen (imagen 10) se muestra la distribución espacial de estas catas.

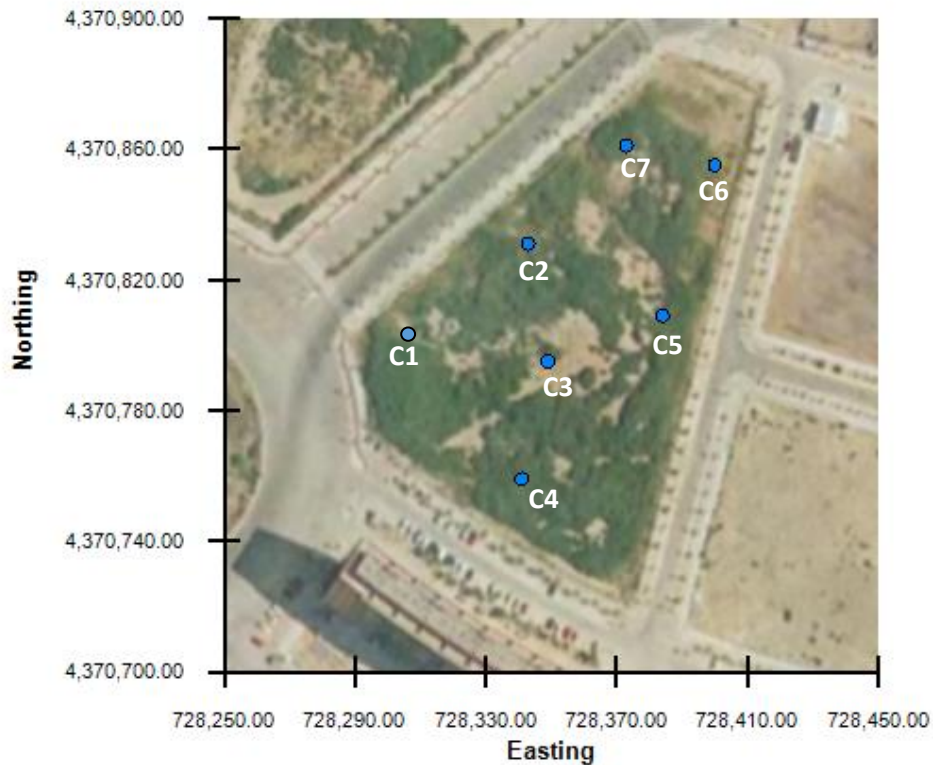


Ilustración 1

Figura 10. Distribución de los puntos de muestreo. (SADA, 2018)

En relación a la toma de muestras y análisis en el laboratorio, se tomaron un total de 34 muestras de suelo, 3 por cada calicata (con la excepción de la cata C2 que se tomaron 4 muestras) y 12 del material de escombros existente en la parcela. La muestra superficial de las calicatas se tomó entre 0.2 y 1.00 m de profundidad. Los restantes, aproximadamente a uno y dos metros respectivamente por debajo de la primera.

Los metales pesados que se analizaron son el cromo, el cobre, el níquel, el zinc, el arsénico, el cadmio, el mercurio y el plomo.

En el apartado 5.6 de resultados se observa las profundidades exactas de cada cata y los resultados de las concentraciones de cada metal pesado (tabla 6).

5.5. Niveles genéricos de referencia

Como se ha definido en el apartado 2.1.3.1. los niveles genéricos de referencia son 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. En este trabajo se tratan los metales pesados, estos elementos no pueden tener una causa-efecto entre su presencia y la existencia de un episodio de contaminación debido a actividad humana (R.D. 9/2005, artículo 2).

Cabe destacar que la presencia de los metales pesados en los suelos tiene una dependencia fuerte con el sustrato geológico, esto provoca que dependiendo de la zona geológica la presencia y concentración varíe de forma importante. Por ello, y como se ha mencionado en el apartado 2.1.3 sobre la legislación estatal, los metales pesados no están incluidos en el listado de NGR del RD 9/2005, sino que cada comunidad autónoma deberá encargarse de su cálculo en gran medida por la variedad geológica del país. Para realizar estos cálculos existen unos criterios de cálculo de los NGR en el anexo VII de esta misma ley (R.D. 9/2005, Anexo VII).

Según el Anexo VII del RD 9/2005 la primera metodología de cálculo es determinar los valores umbrales toxicológicos en función del uso del suelo. La segunda metodología consistiría en obtener los NGR mediante la obtención de los niveles de fondo (NF), estos hacen referencia a la concentración de metales pesados que se encuentran en un suelo de forma natural. Estos valores serían compartidos tanto para la salud humana como para los ecosistemas (R.D. 9/2005, Anexo VII).

Este anexo también hace referencia a la imposibilidad de las CCAA de utilizar las dos metodologías descritas por razones técnicas o de otra naturaleza. En tal caso se deben 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. Estos valores serán utilizados para ambos Análisis de riesgos tanto para la salud humana como para los ecosistemas (R.D. 9/2005, Anexo VII).

En el caso de la Comunidad Valenciana, esta no ha establecido los valores de referencia, por lo tanto, para el presente trabajo se toma como referencia los valores establecidos por la Ley de Protección de Suelos del Ministerio de Vivienda, Planificación del Territorio y Medio Ambiente de Holanda.

Los niveles genéricos de referencia aparecen en dicha legislación como MTR-humaan es decir, máximo riesgo tolerable para humanos, estos valores son establecidos por el *Van Hall Instituut* holandés.

En la siguiente tabla se recoge la información relativa a dichos valores para metales pesados.

Tabla 5. NGR de los metales pesados analizados (mg/kg).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
NGR	2.1	1	5	140	0.6	3.6	50	1000

5.6. Resultados de los análisis de metales pesados

En la siguiente tabla se muestran los resultados de las catas. Se expresa la concentración de cada uno de los metales pesados en mg/kg según las diferentes profundidades de un total de siete catas. Las catas aparecerán durante todo el trabajo con la siguiente nomenclatura C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7. Por cada una de las catas las diferentes profundidades (tabla 6).

Las profundidades de las muestras se dividen en tres capas en Z1 que corresponde a una profundidad de 0 a 1 metro, Z2 de 1 a 2 metros y Z3 de 2 a 3.5 metros.

Tabla 6. Concentraciones de los metales pesados según profundidades.

Metales Pesados (mg/kg)	C1			C2				C3		
	1.0 m	2.0 m	3.5 m	0.2 m	1.2 m	2.4 m	3.2 m	0.5 m	1.4 m	3.0 m
Arsénico (As)	28	26	28	1330	27	19	16	175	20	12
Cadmio (Cd)	<1	<1	<1	<1	<1	3	<1	7	<1	<1
Cromo (Cr)	31	29	25	38	24	25	24	18	28	18
Cobre (Cu)	15	28	7	2800	22	12	9	1800	31	5
Mercurio (Hg)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Plomo (Pb)	110	81	42	3300	130	65	65	180	110	35
Níquel (Ni)	14	13	11	24	17	11	11	20	17	8
Zinc (Zn)	100	69	22	6300	40	24	24	3300	140	13

Metales Pesados (mg/kg)	C4			C5			C6		
	0.6 m	1.7 m	2.7 m	0.5 m	2.0 m	3.3 m	0.5 m	1.4 m	3.0 m
Arsénico (As)	377	78	98	58	21	16	2500	18	14
Cadmio (Cd)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Cromo (Cr)	55	22	19	25	24	14	45	30	15
Cobre (Cu)	2100	23	14	2800	14	15	410	30	8
Mercurio (Hg)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Plomo (Pb)	9400	110	83	4500	100	60	9600	130	46
Níquel (Ni)	55	18	14	31	18	12	50	14	12
Zinc (Zn)	2200	490	29	4900	30	28	2300	270	18

Metales Pesados (mg/kg)	C7		
	1.0 m	2.0 m	3.5 m
Arsénico (As)	180	13	20
Cadmio (Cd)	<1	<1	<1
Cromo (Cr)	27	22	19
Cobre (Cu)	2800	7	11
Mercurio (Hg)	<0.5	<0.5	<0.5
Plomo (Pb)	4100	38	56
Níquel (Ni)	45	8	16
Zinc (Zn)	7900	18	25

Como se puede observar en la tabla 6 los valores pintados de color gris corresponde a concentraciones de metales pesados que superan los valores genéricos de referencia mencionados en la tabla 5. Estos metales son el arsénico, cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel y zinc.

Cabe destacar que el arsénico se encuentra dentro de la lista de la IARC (Internacional Agency for Research on Cancer) de evaluación de riesgos cancerígenos para el hombre, dentro del grupo 1 (carcinogénico para el hombre), este elemento produce cáncer de piel, de pulmón, entre otros. También presentan altas concentraciones el cadmio que ocasiona daños en los riñones y en las enzimas e interfiere en el sistema hormonal. Por otro lado, el plomo afecta al sistema nervioso y cardiovascular. En cuando al zinc, provoca úlceras de estómago, anemia, daños al páncreas y arterioesclerosis. Todos estos elementos y sus efectos para la salud aparecen descritos con detalle en las fichas toxicológicas de cada metal pesado del anexo II.

Como estas concentraciones de los metales pesados se encuentran por encima de los valores de MTR-*humana*, indicativo de la presencia de contaminación, existe la posibilidad de haber afección sobre la salud humano, por ello se llevará a cabo, en el siguiente apartado, el análisis sobre la salud humana con el software SADA.

5.7. Análisis de riesgo para la salud humana

Como se ha mencionado en el apartado 3.1 el análisis de riesgo se llevará a cabo siguiendo la metodología desarrollada por la guía de análisis de riesgos de la comunidad de Madrid (Instrucciones técnicas para el análisis de riesgos para la salud humana en el ámbito del Real Decreto 9/2005 del 14 de enero en la Comunidad de Madrid, 2011).

5.7.1. Modelo conceptual

Tras el análisis de las muestras obtenidas en la parcela se determina que existen valores que superan los niveles genéricos de referencia, esto es indicativo de que la parcela podría estar contaminada debido a sus pasadas actividades relacionadas con las industrias de chapado y laminado, fábricas de pinturas, y agricultura como actividades más contaminantes. Estas actividades en la parcela cesaron dejando restos de metales pesados provocando su posible contaminación. Los elementos que se encontraron fueron arsénico, cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo, níquel y zinc.

Debido a que las actividades que tuvieron lugar en la parcela están desmanteladas y no se conoce exactamente el emplazamiento de cada residuo en esta parcela al igual que las

materias primas utilizadas en sus procesos, no se puede localizar los focos de contaminación de manera preciso. Por ello, en el presente análisis se va a considerar que la totalidad de la parcela constituye el foco de contaminación (Kaifer *et al.* 2004).

El uso futuro de esta parcela es la construcción de un gran centro comercial, con aparcamiento subterráneo, zonas de ocio y establecimientos de varios tipos. Esta construcción supone una obra de gran envergadura donde los trabajadores estarán en contacto directo con el suelo de la parcela en la primera fase de la construcción, esto puede significar un riesgo para la salud de estos debido a las concentraciones de metales pesados encontrados en la zona de estudio. Además, el proyecto incluye un parque/jardín dentro del centro comercial donde los niños podrían estar expuestos a la tierra contaminada. Así pues, se establecerá un uso de excavación de la parcela, es decir, laboral, durante la primera fase de construcción del centro comercial y posteriormente el uso recreativo tras su construcción.

En esta parcela no existe captación de agua subterránea ni tampoco masas superficiales de agua en el área alunizada, por ello, se descarta la ingestión de agua contaminada como vía de acceso de metales al organismo.

En la siguiente figura (figura 11) se muestra el diagrama de flujo, donde se puede observar las vías de exposición, el foco de la contaminación, y los receptores a los que puede afectar.

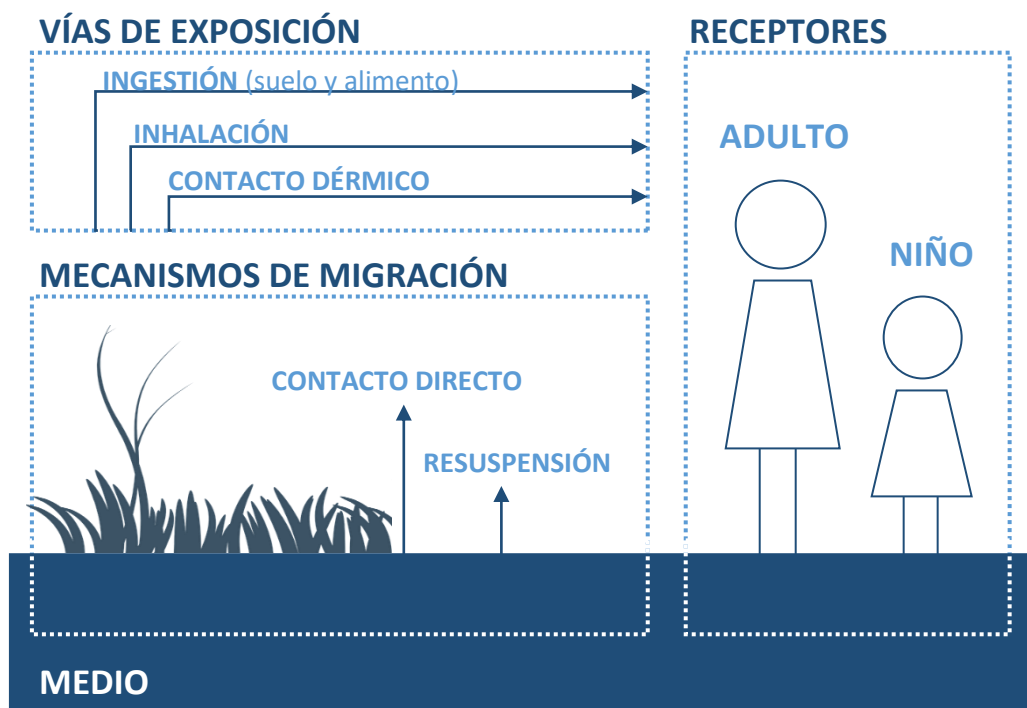


Figura 11. Diagrama de flujo del modelo conceptual.

A continuación, se plantean varios escenarios posibles para llevar a cabo el análisis y determinar si con las concentraciones de metales pesados obtenidos se puede llevar a cabo la construcción segura del centro comercial.

Escenario 1

El receptor expuesto a la contaminación es un adulto, trabajador de la parcela en la fase de construcción, este al desarrollar sus labores se expone a metales pesados mediante la inhalación de partículas debido al polvo y el movimiento de tierra. Estas partículas de tierra también quedan adheridas a la piel y se absorben a través de esta membrana, por ello, existe además un contacto dérmico.

Escenario 2

Tras la construcción del centro comercial, como se ha mencionado, este presenta un espacio de parque/jardín, donde un niño juega con la tierra y se produce la ingesta accidental de esta junto con las partículas de suelo y polvo que son inhaladas. También, al estar el niño jugando en contacto con la tierra directa produce la exposición de estos metales mediante la vía del contacto dérmico.

Escenarios 3

El parque/jardín del centro comercial tiene como trabajador un jardinero y cuidador de este espacio que durante su labora está en contacto dérmico con el suelo además de inhalación debido a la suspensión de las partículas de suelo. Este trabajador también presenta exposición por ingestión debido a la ingesta accidental de suelo durante su trabajo de mantenimiento del jardín.

En la siguiente tabla se muestra los escenarios de forma sintética.

Tabla 7. Definición de los escenarios para el análisis de riesgo para la salud humana.

Escenario	Receptores	Punto de exposición	Uso del suelo	Vía de exposición	Medio de contacto	
					Suelo	Aire
1	Adulto	Parcela	Laboral	Contacto dérmico Inhalación	x	x
2	Niño	Parcela	Recreativo	Ingestión Contacto dérmico Inhalación	x	x
3	Adulto	Parcelo	Laboral	Ingestión Contacto dérmico Inhalación	x	x

5.7.2. Análisis de la toxicidad

El anexo II contiene las fichas de cada uno de los metales pesados que se analizan en este estudio, donde se muestran los parámetros toxicológicos necesarios para caracterizar el riesgo y también una pequeña descripción de los efectos en la salud humana que conllevan.

Estos parámetros toxicológicos se han consultado en la base de datos del RAIS (The Risk Assessment Information System) desarrollada por el Departamento de Energía de Estados Unidos (DOE), también en el IRIS (Integrated Risk Information System) y HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables), ambas desarrolladas por la Agencia medioambiental (USEPA). Otra base de datos consultada fue WHO, la Organización mundial de la salud y la IARC (International Agency for Research on Cancer).

Las fichas contienen los siguientes datos toxicológicos (anexo II):

- RfD: Dosis de referencia crónica. Este índice de toxicidad hace referencia al nivel de exposición diaria a la sustancia por parte de una población para el que no existe riesgo apreciable de efectos adversos durante toda la vida. En las fichas este índice está incluido para las tres vías de exposición, la inhalación, ingestión y contacto dérmico.
- SF: Valor del factor pendiente. Este valor hace referencia al límite superior del intervalo de confianza de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición durante todo el periodo de vida y cuantifica el incremento de probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de la exposición a cada sustancia.

5.7.3. Análisis de exposición

Debido a la dificultad para disponer de datos específicos de los receptores potencialmente expuestos se recurre a datos estadísticos. Para el estudio se tienen en cuenta los valores establecidos en la guía metodológica para la elaboración de análisis de riesgo para la salud humana en suelos contaminados de la Comunidad Autónoma de Madrid (Kaifer *et al.* 2004) y también de la metodología publicada por la agencia de medio ambiente de Estados Unidos.

A continuación, se caracteriza mejor los receptores para el óptimo análisis de exposición.

Parámetros biométricos

Los parámetros biométricos son necesarios para caracterizar los escenarios establecidos. Como se ha explicado los receptores potenciales son un niño y un adulto. Según los modelos analizados este receptor queda definido como un niño de 6 años y 15 kg de peso corporal. Por otro lado, el adulto presenta un peso medio de 70 kg. Para este estudio se considera que los valores que se han establecido son aplicables a ambos sexos.

También hay que tener en cuenta la superficie corporal expuesta, es decir, las manos, antebrazos y pies de cada receptor. Estos datos son necesarios para estimar la dosis por contacto dérmico con el suelo o el polvo suspendido. Así pues, se considera para el niño una superficie de 0.182 m² y 0.5 m² para el receptor adulto.

Patrones de actividad

La duración de la exposición para el escenario 1 para los contaminantes no cancerígenos (Co, Pb, Zn, Ni, Hg) y también para los cancerígenos (As, Cr, Cd) se establece en 2 años. En el escenario 2 la exposición será de 6 años, correspondiendo al periodo de tiempo de vida como niño en el que está expuesto a un contaminante no cancerígeno. En el caso de los contaminantes cancerígenos, cuando el receptor sea un niño la duración de exposición considerada será de 30 años, asumiendo que el individuo está expuesto 6 años como niño y 24 como adulto. En el escenario 3 se establece la duración para ambos tipos de contaminantes en 30 años.

La frecuencia de exposición para el escenario 1, es decir el trabajador que estará expuesto dos años, asumiendo que acude a trabajar 5 días a la semana durante 2 años, menos 1 mes de vacaciones por año, será de 230 días/año, durante 2 años. Para el escenario 2, el niño que va a jugar al parque/jardín la frecuencia de exposición se estimará en 3 veces por semana ya que se

trata de un uso recreativo, por lo tanto, esta será de 156 días/año. Por último, para el escenario 3 con 30 años de exposición, se asume que el trabajador estará expuesto 5 días a la semana durante 30 años con un mes de vacaciones al año es decir 230 días/año, durante los 30 años.

El tiempo sobre el que se promedia la exposición será equivalente en días del tiempo de duración de la exposición prevista. Para los contaminantes cancerígenos, el tiempo sobre el que se promedia la exposición coincide con la duración de toda la vida del individuo que se establece en 70 años (25550 días) (Kaifer *et al.* 2004).

En cuanto a la tasa de ingestión accidental de suelo se considera que el uso recreativo será de 200 mg/día para un niño menos de 6 años y 100 mg/día para un adulto. Por otro lado, la tasa de inhalación de aire se asigna un valor de 20 m³/h para el escenario uno, ya que en la obra se producirá un gran movimiento de tierra. Para el escenario 2, el niño presentara una tasa de inhalación de 3m³/h y para el escenario 3, es decir, un individuo adulto que realiza actividad moderada se establece 5 m³/h.

Respeto al factor de adherencia del suelo a la piel se ha asignado el valor establecido en la Guía de Suelos Contaminados de la Comunidad de Madrid de 10 mg/cm² para un suelo sin cobertura vegetal como es el del escenario uno y para un suelo con cubierta vegetal un valor de 1.45mg/cm² para el escenario 2 y 3.

A continuación, se expone el perdido de exposición según cada escenario y vía de exposición.

Tabla 8. Parámetros biométricos y patrones de actividad para cada escenario.

Parámetros		Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Peso medio del receptor (kg)	BW	70	15	70
Duración De la exposición (año)	ED _{no cancerígeno}	2	6	30
	ED _{cancerígeno}	2	6+24	30
Frecuencia de la exposición (d/año)	EF	230	156	230
Tiempo promedio exposición (d)	AT _{no cancerígeno}	730	2190	10950
	AT _{cancerígeno}	25550	25550	25550
Ingestión de suelo (mg/d)	TI _s	100	200	100
Tasa de inhalación (m ³ /h)	Fi	20	3	5
Superficie de piel expuesta (cm ²)	SA	5000	1820	5000
Factor de adherencia del suelo a la piel (mg/cm ² ·d)	FA	10	1.45	1.45

5.7.4. Modelo de exposición

Tras establecer el modelo conceptual que se procederá a seguir y analizar la exposición de estos metales pesados, en esta etapa de aplicación del modelo para la parcela se utilizarán las ecuaciones explicadas en el apartado 4.2.1, cada vía de exposición presenta su ecuación particular, teniendo así tres rutas de exposición que hacen referencia a la ingesta de suelo, la inhalación de partículas en suspensión que se dependen del suelo y el contacto dérmico. Todos los datos necesarios para que SADA pueda ejecutar sus modelos de exposición aparecen en las fichas toxicológicas que se encuentran en el anexo III.

5.7.5. Caracterización del riesgo

En esta etapa del análisis se utilizarán las ecuaciones del modelo explicadas en el apartado 4.2.2. para obtener así resultados del análisis de toxicidad y de exposición. Tras realizar los cálculos se obtendrán los índices de riesgo de cada contaminante y vía de exposición y también del conjunto de ellos tanto de los elementos cancerígenos, donde su riesgo se expresa mediante la probabilidad de desarrollar cáncer (R) y también para los elementos sistémicos, expresados con un índice de peligro (HI). Una vez obtenidos los índices de riesgo se aplicarán los criterios establecidos para determinar si el riesgo es aceptable o no para la parcela de estudio y si posibilita la realización de los tres escenarios establecidos. Estos criterios de HI y R aparecen remarcados en las tablas 2 y tabla 3 respectivamente.

5.8. Resultados y discusiones

Resultados del análisis de los metales pesados.

Los resultados de la concentración de contaminantes aparece en el apartado 5.6 en la tabla 6. Se puede observar en esta, los valores marcados en gris que corresponden a la superación del nivel genérico de referencia de cada contaminante.

Así pues, en la siguiente tabla (tabla 9) se pueden observar los resultados obtenidos para los diferentes básicos de estadística de todas las muestras de suelo analizado para así caracterizar la contaminación presente en el suelo. Como se puede ver el coeficiente de variación muestra la heterogeneidad de las muestras que se han analizado.

Tabla 9. Resumen de estadística de cada concentración de contaminante en relación con la profundidad.

		As	Cs	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Z1	x	664.00	1.00	34.14	1817.86	0.00	4455.71	34.14	3857.14
	m	180.00	0.00	31.00	2100.00	0.00	4100.00	31.00	3300.00
	ds	925.74	2.65	12.73	1169.48	0.00	3863.09	15.93	2676.97
	CV	1.39	2.65	0.37	0.64	0.00	0.87	0.47	0.69
	Min	28.00	0.00	18.00	15.00	0.00	110.00	14.00	100.00
	Max	2500.00	7.00	55.00	2800.00	0.00	9600.00	55.00	7900.00
Z2	x	29.00	0.00	25.57	22.14	0.00	99.86	15.00	151.00
	m	21.00	0.00	24.00	23.00	0.00	110.00	17.00	69.00
	ds	22.12	0.00	3.36	8.86	0.00	32.16	3.65	173.48
	CV	0.76	0.00	0.13	0.40	0.00	0.32	0.24	1.15
	Min	13.00	0.00	22.00	7.00	0.00	38.00	8.00	18.00
	Max	78.00	0.00	30.00	31.00	0.00	130.00	18.00	490.00
Z3	x	29.57	0.43	19.29	10.29	0.00	55.29	12.00	22.71
	m	19.00	0.00	19.00	11.00	0.00	56.00	12.00	24.00
	ds	30.62	1.13	4.35	3.73	0.00	16.12	2.52	5.65
	CV	1.04	2.65	0.23	0.36	0.00	0.29	0.21	0.25
	Min	12.00	0.00	14.00	5.00	0.00	35.00	8.00	13.00
	Max	98.00	3.00	25.00	15.00	0.00	83.00	16.00	29.00

Donde:

- x: Media aritmética.
- m: Mediana
- ds: Desviación estándar.
- CV: Coeficiente de variación.
- Min: Valor mínimo.
- Max: Valor máximo.

Como se puede observar en la tabla 6 al igual que en el anexo III los valores de concentración de todos los metales pesados se concentran en la primera capa de la parcela (Z1), es decir entre 0 y 1 metro de profundidad. Así pues, en la primera capa se encuentra la mayor concentración de contaminante y van descendiendo los valores conforme aumenta la profundidad en el suelo. Además, se puede observar que el valor mínimo y máximo de concentración varía mucho como es el caso del Arsénico donde su valor mínimo es de 28 mg/kg en la primera capa mientras que su máximo alcanza una concentración de 2500 mg/kg, esto denota la heterogeneidad de la contaminación.

Considerando los siguientes niveles genéricos de referencia mencionados en el apartado 5.5 en la tabla 5 y las gráficas que se muestran a continuación, se procede a comentar los resultados de cada metal pesado.

En relación al Arsénico, supera todas las concentraciones en todas las capas el NGR establecido en 2.1 con un valor máximo de concentración de 2500 mg/kg y un mínimo en toda la parcela de 12 mg/kg, por lo tanto, es posible que haya riesgo con respecto a este elemento. A continuación, se expone un ejemplo visual de la concentración del Arsénico en la primera capa de la parcela, entre 0 y un metro de profundidad (figura 12). En el anexo III se muestran todos los contaminantes y todas las capas de manera visual, estas figuras están realizadas mediante SADA.



Figura 12. Concentración de Arsénico en los 7 puntos de muestreo de la primera capa de profundidad de la parcela entre 0 y 1 metro (SADA, 2018).

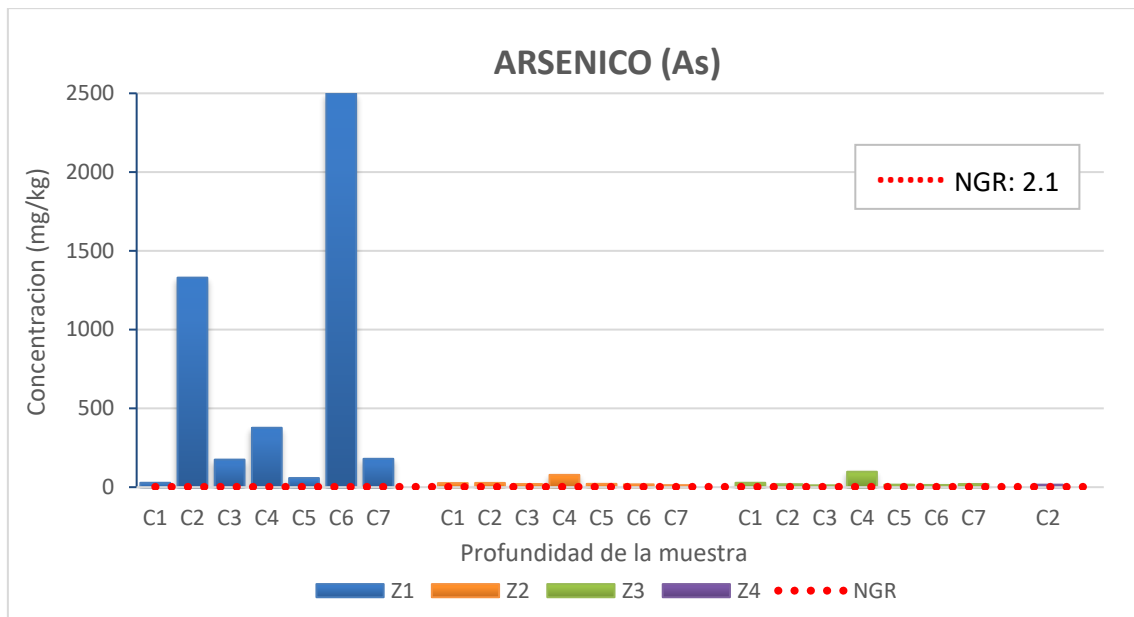


Figura 13. Comparación de las concentraciones de Arsénico analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

El Cadmio presenta muchas muestras por debajo del límite de detección, en concreto solo tiene concentración detectable dos de las muestras, la C2 con 3 mg/kg de concentración y C3 con 7 mg/kg. Ambas muestras superan el NGR de 1 (figura 14).

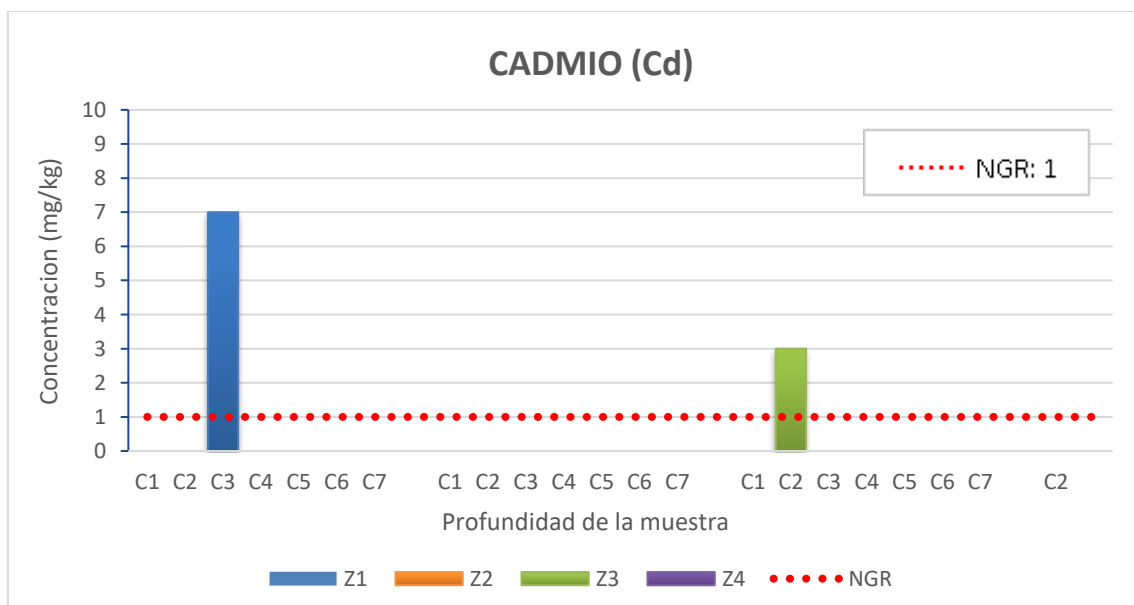


Figura 14. Comparación de las concentraciones de Cadmio analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

El Cromo al igual que el Arsénico supero el NGR en todas las muestras y en todas las capas. Con un máximo de 55 mg/kg y un mínimo de 14 mg/kg. Y como se observa los valores de Cromo disminuyen con la profundidad menos en la muestra C3 donde a 0.5 m de profundidad se da una concentración de 15 mg/kg y a 1.4 m esta concentración aumenta en 28 mg/kg (figura 15).

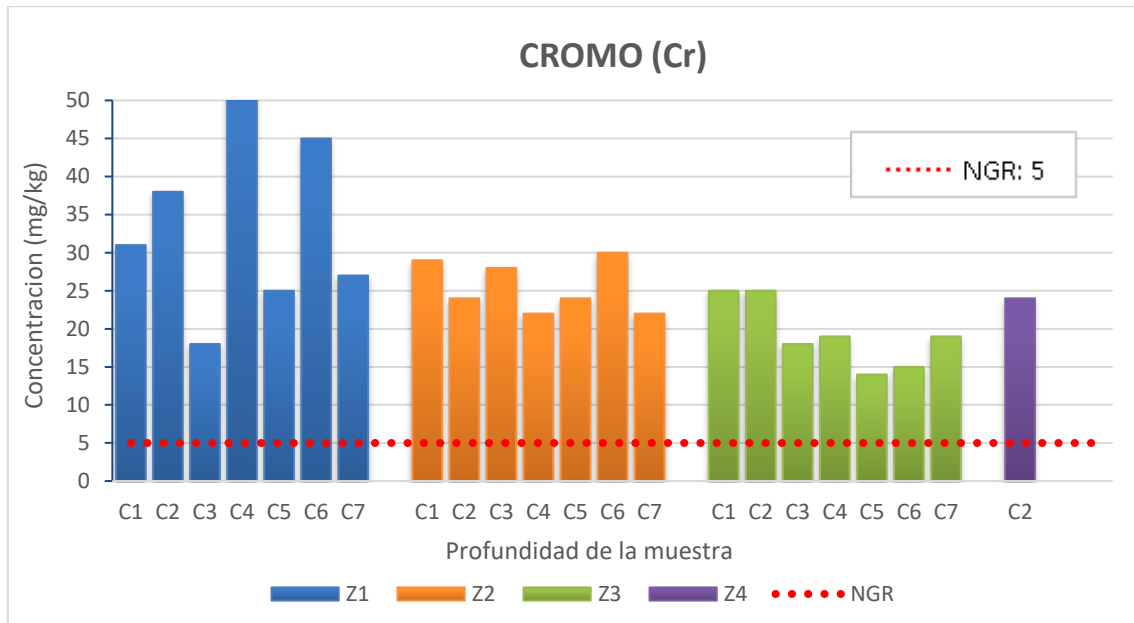


Figura 15. Comparación de las concentraciones de Cromo analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

En relación al Cobre con un NGR de 140, solo hay 6 muestras (C2, C3, C4, C5, C6, C7) que superan este nivel y todos los valores se encuentran en la primera capa de profundidad entre 0 y 1 metro. Solo en la C1 al igual que el Cromo la concentración es mayor en la profundidad Z2 que en la Z1 (figura 16).

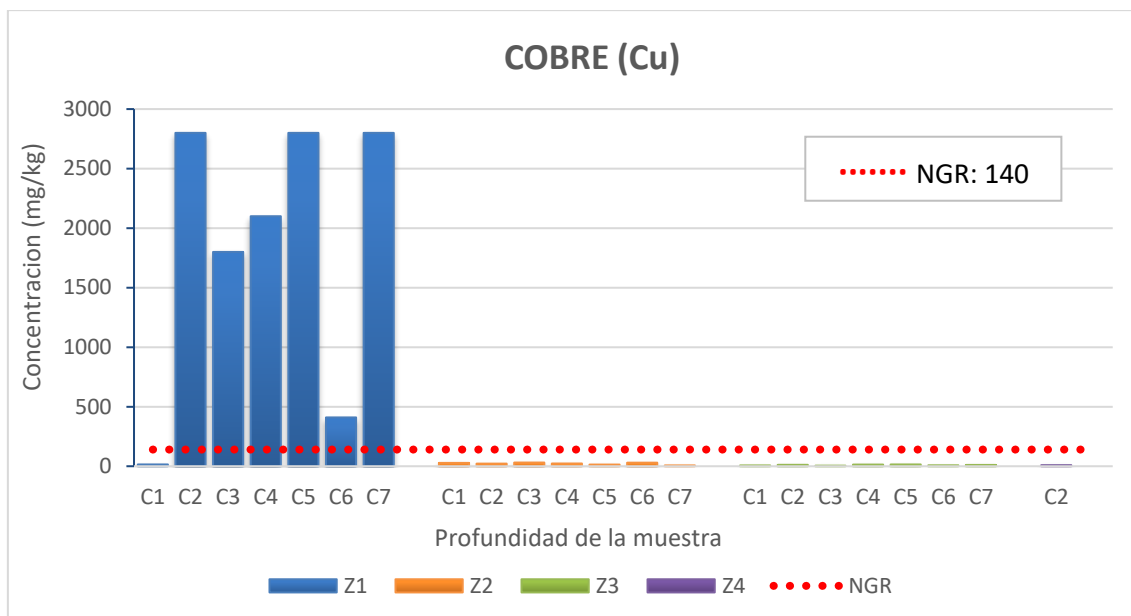


Figura 16. Comparación de las concentraciones de Cobre analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

Con respecto al Mercurio ninguno de los sus valores en ninguna profundidad supero el NGR ya que todas las muestras presentan un valor inferior al límite de detección del método analítico empleado (figura 17).

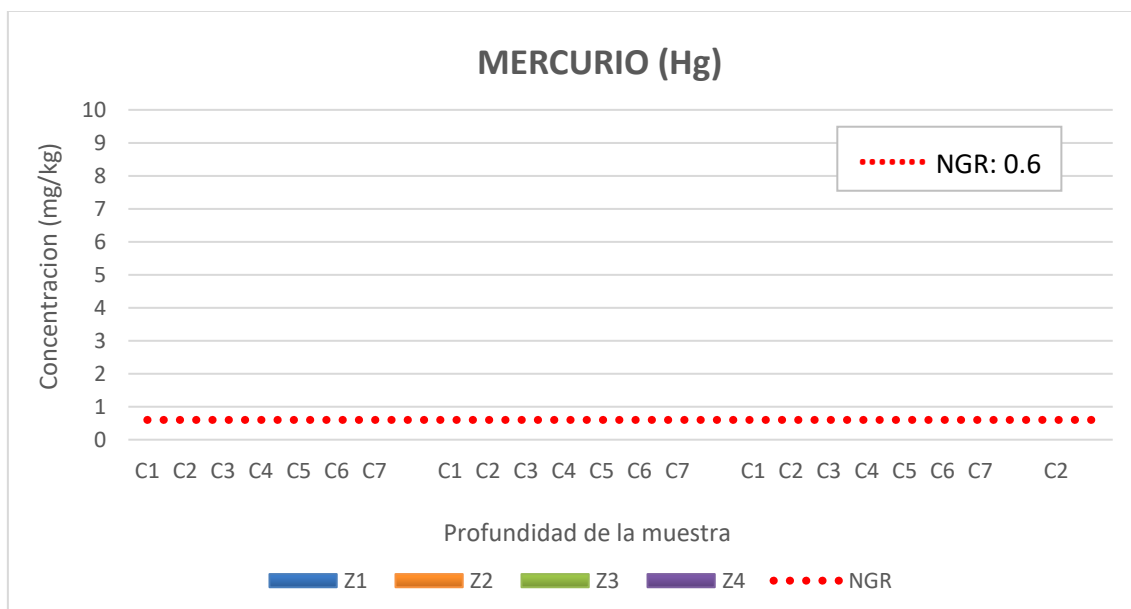


Figura 17. Comparación de las concentraciones de Mercurio analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

El Plomo también supera todas las muestras el NGR establecido en 3.6 del mismo modo que el Arsénico. Y como se observa todos los máximos de concentración se encuentran en la primera capa de profundidad del suelo, con una concentración máxima de 9600 mg/kg en la muestra C4 y un mínimo de 34 mg/kg en la muestra C3 en la capa más profunda (figura 18).

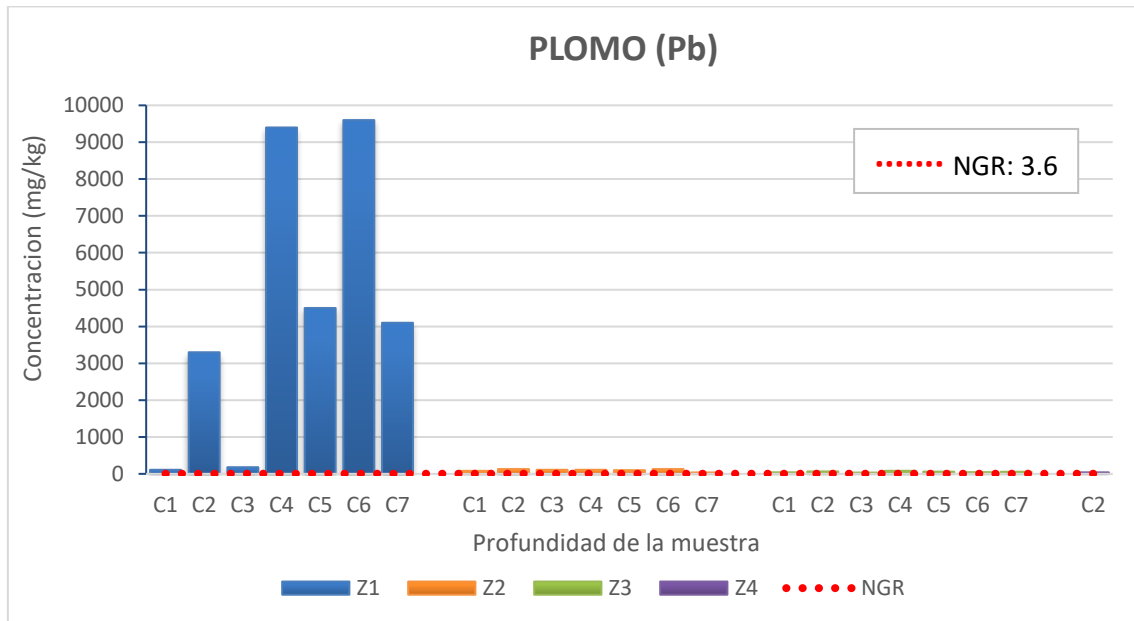


Figura 18. Comparación de las concentraciones de Plomo analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

En relación al Níquel, solo una muestra superan el NGR de 50, además lo hace por muy poco, es decir, la muestra C4 con una concentración de 55 mg/kg a la primera capa de profundidad. Por otro lado, la muestra C6 presenta una concentración igual al NGR de 50 mg/kg tal y como se observa en la figura 19.

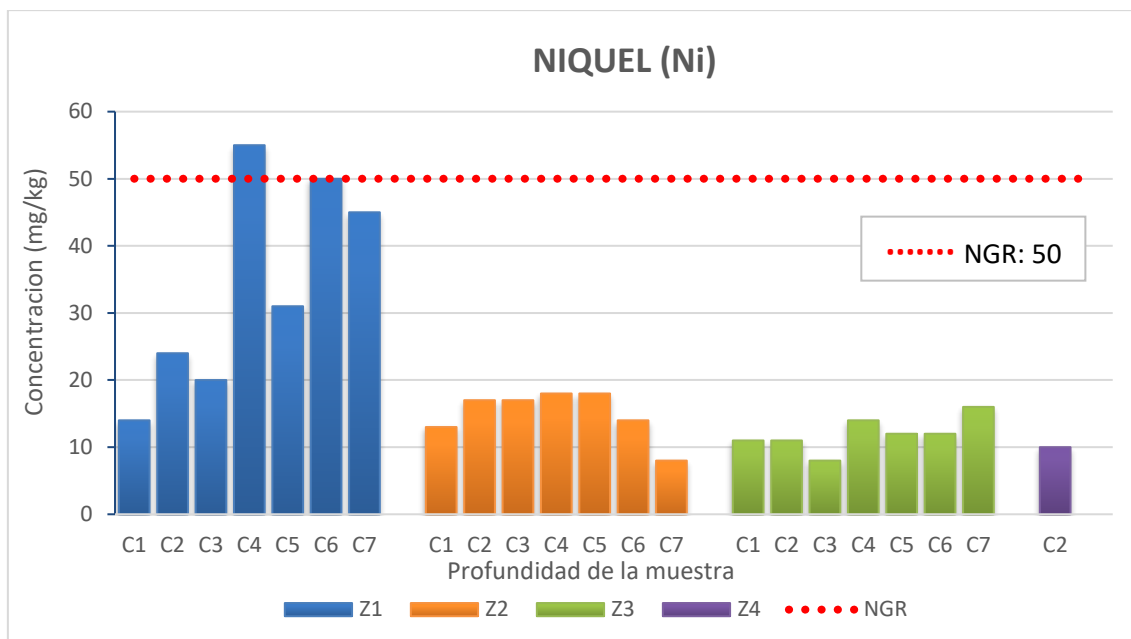


Figura 19. Comparación de las concentraciones de Níquel analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

Y por último el Zinc, al igual que el Cobre solo supera el NGR de 1000, seis muestras (C2, C3, C4, C5, C6, C7) todas en la primera capa de profundidad de suelo, entre 0 y 1 metro (figura 20).

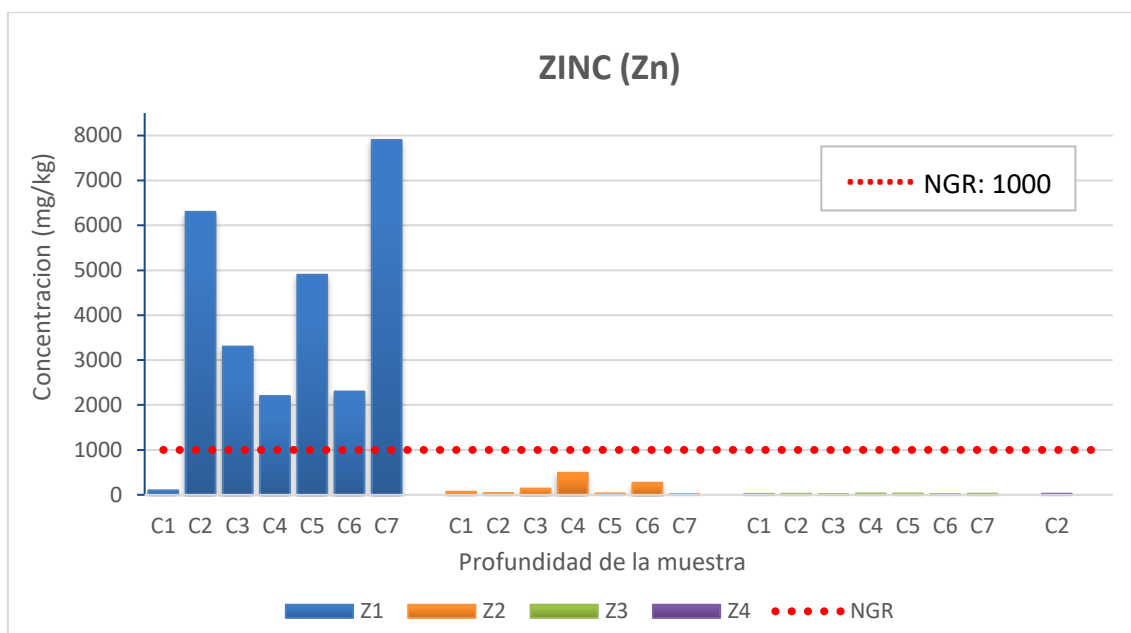


Figura 20. Comparación de las concentraciones de Zinc analizado en cada punto de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7) a diferentes profundidades (Z1, Z2, Z3, Z4) frente al NGR establecido por la ley holandesa.

Resultados del análisis de riesgo para la salud humana.

A continuación, se muestran los valores obtenidos tras el análisis de riesgos, estos valores corresponden al índice de riesgo de los contaminantes cancerígenos y los sistémicos. Los índices están calculados para los tres escenarios establecidos anteriormente y se han determinado a partir de las dosis dadas en mg de contaminante/kg de peso corporal que son estimadas a partir de los modelos de exposición. Estos modelos contienen las concentraciones de metales pesados presentes en el suelo que han sido obtenidas a partir de métodos analíticos para cada punto de muestreo y a diferente profundidad.

Este análisis de resultados se basa en los índices de riesgo obtenidos a partir de la concentración media, se asume que este valor se aproxima a la estimación más probable de la concentración a la que está expuesto un receptor durante un periodo prolongado de tiempo.

Teniendo en cuenta los criterios establecidos en el apartado de caracterización del riesgo (apartado 5.7.5) el índice de peligrosidad (HI) para contaminantes sistémicos es mayor a 1 existe un riesgo para la salud humana y si es menor a 1 el riesgo es aceptable, además de la probabilidad de desarrollar cáncer (R) para contaminantes cancerígenos, donde si R es mayor a 10^{-5} el riesgo es inaceptable y si es menor o igual a 10^{-5} el riesgo es aceptable, se explicará a continuación los resultados obtenidos de todos los escenarios.

Escenario 1.

- Uso: Laboral, concretamente de excavación.
- Receptor: Un adulto.
- Vías de exposición: Contacto dérmico e inhalación de partículas en suspensión del suelo.

Tabla 10. Índices de riesgo para contaminantes sistémicos (HI) y cancerígenos (R) en el escenario 1.

Escenario 1	INHALACION		C. DÉRMICO		TOTAL elemento	
	HI	R	HI	R	ΣHI	ΣR
As	1.40E-02	2.60E-08	9.70E-02	2.10E-05	1.10E-01	2.10E-05
Cd	5.50E-07	2.60E-11	4.70E-01	0.00E+00	4.70E-01	2.60E-11
Cr	4.70E-05	4.90E-09	3.30E-02	7.70E-07	3.40E-02	7.70E-07
Cu	0.00E+00	0.00E+00	3.70E-02	0.00E+00	3.70E-02	0.00E+00
Hg	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Pb	0.00E+00	2.50E-10	5.60E-05	0.00E+00	5.60E-05	2.50E-10
Ni	3.00E-05	0.00E+00	2.10E-03	0.00E+00	2.10E-03	0.00E+00
Zn	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-02	0.00E+00	1.60E-02	0.00E+00
TOTAL vía	1.41E-02	3.12E-08	6.55E-01	2.18E-05	6.69E-01	2.18E-05

En la tabla 10 aparecen en color amarillo los valores que superan los criterios mencionados, en la primera vía, la inhalación, ningún elemento supera el criterio de HI ni de R. Es decir, no existe riesgo por parte de los elementos cancerígenos (R) ni sistémicos (HI), considerándose así el riesgo como aceptable. En cuanto a la vía de contacto dérmico donde las partículas entran en contacto con el receptor adulto durante sus labores en la parcela existe un riesgo de padecer cáncer debido a la concentración de Arsénico, ya que su valor (2.10E-05), es mayor a 1E-05, produciéndose un riesgo inaceptable, aunque cabe decir que el riesgo supera por muy poco el valor criterio (R). Así pues, el riesgo total es inaceptable debido principalmente a la concentración de Arsénico.

Por lo tanto, visto los resultados se puede concluir en relación al primer escenario que existe un riesgo de producirse cáncer con respecto al metal pesado, Arsénico siendo este un contaminante cancerígeno.

En vista de los resultados se puede concluir que debido al riesgo de cáncer por Arsénico el uso del suelo para labores de excavación para la construcción del centro comercial se podría llevar a cabo solo si se elimina dicho riesgo, en caso contrario no se podría llevar a cabo ya que existe un riesgo inaceptable para la salud de la población adulta expuesta al contacto directo con el suelo durante las labores de excavación.

Escenario 2.

- Uso: Recreacional...
- Receptor: Un niño.
- Vías de exposición: Ingestión accidental de suelo, contacto dérmico e inhalación de partículas en suspensión del suelo.

Tabla 11. Índices de riesgo para contaminantes sistémicos (HI) y cancerígenos (R) en el escenario 1.

Escenario 2	INGESTION		INHALACION		C. DÉRMICO		TOTAL elemento	
	HI	R	HI	R	HI	R	ΣHI	ΣR
As	8.40E+00	1.60E-03	9.60E-03	2.60E-07	5.80E-02	1.10E-05	6.80E-02	1.60E-03
Cd	5.90E-03	0.00E+00	3.40E-05	2.60E-10	1.70E-02	0.00E+00	1.70E-02	2.60E-10
Cr	5.70E-02	3.60E-05	9.60E-05	5.00E-08	8.00E-03	4.10E-07	8.10E-03	3.70E-05
Cu	1.40E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.30E-03	0.00E+00	1.30E-03	0.00E+00
Hg	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Pb	4.28E+00	1.56E-05	0.00E+00	1.55E-09	2.10E-06	0.00E+00	4.28E+00	1.56E-05
Ni	7.10E-03	0.00E+00	8.90E-05	0.00E+00	7.40E-05	0.00E+00	1.60E-04	0.00E+00
Zn	4.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.70E-04	0.00E+00	5.70E-04	0.00E+00
TOTAL vía	1.29E+01	1.65E-03	9.82E-03	3.12E-07	8.49E-02	1.14E-05	4.38E+00	1.65E-03

En esta tabla 11 aparecen en amarillo los índices de riesgo que superan los valores de 1 y 1E-05 establecidos para la caracterización del riesgo para contaminantes sistémicos y cancerígenos respectivamente. Como se puede observar el potencial de riesgo que supone la ingestión accidental o consciente de suelo por parte de la población infantil, sería inaceptable, dado que el índice integrado de riesgo para esta vía supera el criterio de aceptabilidad para contaminantes sistémicos y cancerígenos. El receptor tipo considerado para este escenario es el más propenso a la ingestión de suelo y es más vulnerable a los efectos nocivos. Para los contaminantes sistémicos, el índice integrado para esta vía es de 1.29E+01, superando el valor establecido como aceptable. En el caso de contaminantes cancerígenos, la probabilidad de contraer un cáncer es 1.65 casos adicionales para una población expuesta de 100.000 niños, lo que supone un riesgo inaceptable.

Analizando los índices individuales de riesgo para cada contaminante a través de esta vía de exposición, el Arsénico nuevamente es el elemento que más aumenta este riesgo seguido del Plomo y el Cromo. En el Caso el Arsénico el riesgo para la salud humana se ve incrementado 8 veces el valor criterio 1. Por otro lado, el Cromo presenta una probabilidad de contraer cáncer en la población infantil de 3.60 casos adicionales para 100.000 niños expuestos a la ingesta.

Los índices de riesgo determinados para la vía de exposición por inhalación tanto para los contaminantes cancerígenos como sistémicos es inferior a los valores de 1E-05 y 1 respectivamente. Por lo que el riesgo potencial para la salud de la población infantil expuesta a la inhalación de partículas en este espacio sería aceptable de acuerdo con los criterios establecidos.

Por último, en cuando a la vía de exposición por contacto dérmico solo existe un riesgo inaceptable para el contaminante cancerígeno, Arsénico. Por otro lado, este valor supera muy poco el criterio establecido de 1E-05 con un valor de 1.10E-05.

A la vista de estos resultados, el uso recreativo del parque/jardín de la parcela quedaría descartado, dado que existe un riesgo para la salud de la población infantil por la presencia de metales pesados en el suelo.

Escenario 3.

- Uso: Laboral.
- Receptor: Un adulto.
- Vías de exposición: Ingestión accidental de suelo, contacto dérmico e inhalación de partículas en suspensión del suelo.

Tabla 12. Índices de riesgo para contaminantes sistémicos (HI) y cancerígenos (R) en el escenario 1.

Escenario 2	INGESTION		INHALACION		C. DÉRMICO		TOTAL elemento	
	HI	R	HI	R	HI	R	ΣHI	ΣR
As	1.30E+00	2.60E-04	1.40E-02	3.90E-07	2.40E-01	4.50E-05	1.60E+00	3.00E-04
Cd	9.40E-04	0.00E+00	5.00E-05	3.80E-10	6.80E-02	0.00E+00	6.90E-0	3.80E-10
Cr	8.90E-03	5.70E-06	1.40E-04	7.30E-08	3.20E-02	1.70E-06	4.10E-02	7.50E-06
Cu	2.20E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.30E-03	0.00E+00	2.70E-02	0.00E+00
Hg	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Pb	4.28E-01	1.56E-05	0.00E+00	2.70E-09	7.20E-06	0.00E+00	4.28E-01	1.56E-05
Ni	1.10E-03	0.00E+00	1.30E-04	0.00E+00	3.00E-04	0.00E+00	1.50E-03	0.00E+00
Zn	6.40E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.30E-03	0.00E+00	8.70E-03	0.00E+00
TOTAL vía	1.77E+00	2.81E-04	1.43E-02	4.66E-07	3.48E-01	4.67E-05	1.70E+00	3.10E-04

Tal como se muestra en la tabla 12 el potencial riesgo para la ingestión para un trabajador adulto en el parque/jardín durante sus labores, sería inaceptable. Para contaminantes sistémicos, el índice integrado de riesgo obtenido es de 1.77E+00 superando así el valor criterio de 1. Para contaminantes cancerígenos el índice integrado es de 2.81E-04, siendo este valor un riesgo inaceptable ya que presenta una probabilidad de contraer cáncer en la población adulta de 2.81 casos adicionales para 100.000 adultos expuestos a la ingesta. Cabe destacar que, en esta vía de exposición, el contaminante predominante es el Arsénico como en los anteriores casos seguido así por el Plomo. También hay que tener en cuenta que esta vía de exposición no es un gran problema en una población adulta que se trata de una vía poco probable en este tipo de población.

En cuanto a la vía de exposición por inhalación, todos los índices tanto para los contaminantes sistémicos como para los cancerígenos el riesgo es aceptable, por lo tanto, esta vía de exposición no produce riesgo para la salud de una población adulta en el parque/jardín.

En cuanto a la vía de exposición por contacto dérmico con el suelo el índice de riesgo para contaminantes cancerígenos supero el valor criterio de 1E-05, concretamente lo hace el Arsénico, nuevamente con un valor de índice obtenido de 4.50E-05, es decir es un riesgo inaceptable ya que presenta una probabilidad de contraer cáncer en la población adulta de 4.50 casos adicionales para 100.000 adultos expuestos a la ingesta.

A la vista de los resultados, se puede decir que para el escenario tres el riesgo total es inaceptable debido principalmente al Arsénico, y las vías de exposición que provoca este riesgo son la ingestión y el contacto dérmico, mientras que la inhalación presenta un riesgo

aceptable. Por ello el parque/jardín con un uso laboral de este espacio sería inaceptable de acuerdo con los criterios establecidos.

Consideraciones del análisis de incertidumbre.

Existen muchas fuentes de incertidumbre que puede afectar a la fiabilidad de los resultados y alterar la toma de decisión.

- La estimación del riesgo se ha realizado en base a los resultados obtenidos analíticamente en una sola campaña de muestreo. Las concentraciones determinadas permanecen constantes en el tiempo durante el periodo que se promedia la exposición.
- Se han considerado 7 puntos de muestreo que son representativos de la totalidad de la parcela, considerando la baja movilidad de los metales pesados, la elección de otros puntos de muestreo podría alterar los resultados del análisis realizado.
- Se ha considerado que el receptor solo está expuesto a la contaminación por medio del suelo. Este modelo no considera la exposición de fondo por medio de otras vías de exposición.
- Los parámetros de toxicidad no son específicos de la zona de estudio concreta del análisis, aunque se hayan tomado de mucho estudios e informes de fuentes fiables y de prestigio.
- No se ha considerado la interacción de los metales pesados entre sí, esto podría alterar los parámetros toxicológicos y dosis diarias que se han establecido de forma separada para cada elemento en concreto.
- Se ha considerado solo la exposición crónica a estos elementos y no los efectos agudos que podrían aparecer a la exposición a corto plazo.
- No se ha tenido en cuenta la bioaccesibilidad de los diferentes metales pesados, asumiendo que el organismo humano es capaz de absorber la totalidad del metal ingerido e inhalado, esto puede sobreestimar la dosis diaria recibida por el receptor.

5.9. Conclusiones

- En relación a los resultados del análisis de metales pesados, las concentraciones observadas en el suelo obtenidas analíticamente superan con creces los NGR establecidos por la ley holandesa. Debido a la contaminación antrópica sufrida por la parcela y a la baja movilidad en el suelo que caracteriza los metales pesados y el tipo de suelo presente en la zona de estudio, el suelo se encuentra en estado contaminado tanto con efectos cancerígenos como sistémicos. La distribución de esta contaminación es heterogénea y se concentra en la primera capa de suelo con una profundidad entre cero y un metro, disminuyendo así su concentración en las capas más profundas. La mayor afección a la parcela procede principalmente del Arsénico, el Cromo y el Plomo.
- Vistos los resultados del análisis de riesgo para tres escenarios realizado mediante el modelo SADA, donde en conjunto se ha analizado el riesgo tanto de adultos como de niños y mediante varias vías de exposición (ingesta de suelo, inhalación de las partículas en suspensión y contacto dérmico) y teniendo en cuenta la frecuencia a la que están expuestos los receptores, se puede concluir que la construcción de un centro comercial con un parque/jardín quedaría descartado a no ser que se realizaran labores de descontaminación, ya que el riesgo potencial para la salud humana debido a la presencia de metales pesados en el suelo resultaría inaceptable tras aplicar los criterios establecidos. Estos criterios marcan el riesgo tanto de los elementos sistémicos con un índice de peligro (HI) como los cancerígenos con una probabilidad de desarrollar cáncer (R). Estos índices se han visto superados en los tres escenarios y en los dos tipos de receptor, pero sólo por dos vías de exposición, la ingestión y contacto dérmico, mientras que la inhalación presenta un riesgo aceptable. El mayor riesgo lo crea el contaminante cancerígeno Arsénico, aumentando así el riesgo total de la parcela, siendo esta inaceptable.
- Existen muchas fuentes de incertidumbre en la modelización efectuada, ya que el análisis de riesgo se ha obtenido en base a los resultados de las concentraciones de

metales pesados obtenidos analíticamente en una sola campaña con solo 7 puntos de muestreo y las concentraciones permanecen constantes en el tiempo. Además, se ha considerado una sola vía de transmisión que es el suelo y no otras posibles vías. Por otro lado, los parámetros de toxicidad y dosis diarias se han obtenido de fuentes fiables y de prestigio, pero estos valores no son específicos de la zona de estudio. Por último, no se tiene en cuenta la bioaccesibilidad de los metales pesados en el organismo humano, asumiendo que toda la concentración de los metales pesados es absorbida por el organismo. Todas estas consideraciones pueden afectar a la fiabilidad de los resultados y alterar la toma de decisión.

6. CONCLUSIONES GENERALES

- Debido a la inexistencia de normativa propia de la Comunidad Valenciana que establezca criterios y concentraciones de referencia en materia de contaminación de suelos por metales pesados existe una dificultad en el desarrollo de estudios de evaluación de riesgos por lo que se debe obtener información de otras fuentes externas como la Ley Holandesa, lo cual introduce así una alta incertidumbre en los resultados. Además, las diferencias normativas y legislativas en el ámbito de la contaminación del suelo entre las diferentes comunidades autónomas puede provocar discrepancias al considerarse un mismo suelo contaminado en una comunidad autónoma y no contaminado en otras.
- El análisis de riesgo es una herramienta relativamente sencilla de aplicar para la toma de decisión sobre los suelos potencialmente contaminados. En su utilización hay que tener en cuenta las diferencias entre las metodologías y variables toxicológicas adoptadas en el análisis de riesgo.
- Debido a la baja movilidad de los metales pesados en el suelo, SADA resulta una herramienta adecuada para estos casos de estudio especialmente si no son necesarios modelos más complejos de transporte entre fases o modelos transitorios para el análisis de riesgo en suelos posiblemente contaminados. Además, al tratarse de un software gratuito disminuye el coste del análisis por lo que es una buena elección de uso.
- Visto los resultados analíticos de los metales pesados, en el caso analizado el suelo resulta como contaminado debido a la superación de los niveles genéricos de referencia (NGR). El análisis de riesgo realizado ha dado como resultado inaceptable para la salud humana, tanto de los elementos cancerígenos como sistémicos, obteniendo valores de índice de riesgo por encima de los criterios establecidos. Estas concentraciones se concentran en la primera capa de suelo entre 0 y 1 metro de profundidad y van disminuyendo con la profundidad.

- La existencia de riesgo para la salud en las vías de exposición de ingestión y contacto dérmico tanto para los receptores adultos como los niños, imposibilita la construcción de un centro comercial con un parque/jardín y los diferentes escenarios planteados sin la aplicación de medidas correctoras. Para que el riesgo sea aceptable y se pueda llevar a cabo el futuro uso de la parcela se debe realizar tratamientos de descontaminación. Las altas concentraciones de Arsénico, Cromo y Plomo limita el uso de técnicas de descontaminación in situ, obligando a la aplicación de técnicas en planta de tratamiento con mayores requerimientos energéticos y operacionales, por lo tanto, con un mayor coste económico.

7. FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN

- Este análisis de riesgo se ha realizado con la dosis diaria para las diferentes vías de exposición en base a la concentración media de los metales pesados. Como se ha observado, la mayor concentración de los metales pesados analizados se encuentra en la primera capa de suelo entre 0 y 1 metros de profundidad. Por ello, se podría realizar un análisis de riesgo igual al planteado, pero usando solo los valores máximos de cada contaminante, para así observar en más detalle la primera capa de contaminación y no la totalidad de la parcela. Esto podría proporcionar más información y mejorar la toma de decisión en cuando a las medidas a adoptar.
- Como se ha mencionado en este trabajo el programa más empleada en estos momentos es el RBCA (Risk-Based Corrective Action). Así pues, se podría realizar este análisis de riesgo que se ha llevado a cabo con el software SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance), con el modelo RBCA para observar si hay diferencias entre los resultados de ambos modelos. Ya que SADA es un software gratuito y el RBCA necesita de una licencia comercial, si la discrepancia es mínima o inexistente se podría utilizar el modelo SADA para los casos más sencillos o los que no necesitan la utilización de modelos externos como el transporte entre fases o modelos transitorios.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Residuos de Cataluña (2010) [Consulta: 15 mayo 2018]
http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/causes_i_efectes_de_la_contaminacio_del_sol/causes_de_la_contaminacio_del_sol/
- Anderson, M. P., & Woessner, W. W. (1992). Applied modeling of groundwater flow-Simulation of flow and advective transport.
- Asante-Duah, D. K. (2002). *Public health risk assessment for human exposure to chemicals* (Vol. 6). Kluwer Academic.
- BOE, B. O. D. E. (2011). Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *BOE*, núm. 181, de 29 de julio de 2011, páginas 85650 a 85705.
- Connor, J., Bowers, R., McHugh, T., & Spexet, A. (2007). Software guidance manual RBCA tool kit for chemical releases. *Houston, Texas, USA: GSI Environmental Inc*, 1-120.
- Comunidad de Madrid (2011). Instrucciones técnicas para el análisis de riesgos para la salud humana en el ámbito del Real Decreto 9/2005 del 14 de enero en la Comunidad de Madrid. [Consulta: 15 febrero de 2018].
http://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/it_guia_final_2011_nologo_corregida_0.pdf
- 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. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*° L 143 de 30/04/2004 p. 0056 – 0075.
- DOCV, D.O.C.V. (2000) Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. *DOCV [2000/10177]*, núm. 3898, de 15 de diciembre de 2000.
- EEA, (2007). Progress in management of contaminated sites CSI 015. Copenhagen.
- EEA, (2014). Progress in management of contaminated sites. [Consulta: 22 de agosto 2018].
<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment#tab-related-briefings>
- EEA, (2014). Soil contamination widespread in Europe. [Consulta: 22 de agosto 2018].
<https://www.eea.europa.eu/highlights/soil-contamination-widespread-in-europe#tab-related-briefings>
- EEA, (2017). Contamination from local sources. [Consulta: 22 de agosto 2018]
<https://www.eea.europa.eu/themes/soil/soil-threats>
- Electronic Code of Federal Regulations e-CFR, (2018). 40 CFR Part 423, Appendix A. [Consulta: 9 de julio de 2018]. <https://ecfr.io/>
- EPA, (2009) Solid Waste and Emergency Response, Soils Policy: Soil Contamination in Europe. [Consulta: 10 de mayo 2018].
https://archive.epa.gov/oswer/international/web/html/200906_eu_soils_contamination.html

- EPA, (2014), Toxic and Priority Pollutants Under the Clean Water Act, Priority Pollutant List. [Consulta: 20 junio 2017]
<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>
- España. Ministerio de la Presidencia. (2005). 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 contaminantes. *BOE*, núm. 15, de 18 de enero de 2005, páginas 1833 a 1843.
- 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.
- FAO, (2015). Las funciones del suelo. [Consulta: 10 de mayo 2018].
<http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/es/c/294325/>
- Galán, E., & Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla*, 10, 48-60.
- GIS Environmental, 2014. RBCA Tool Kit for Chemical Releases Versión 2.6e. [Consulta: 6 de febrero 2018].
<https://www.gsi-net.com/en/software/rbca-tool-kit-for-chemical-releases-version-2-6e.html>
- Hertzberg, R., Choudhury, H., Rice, G., Cogliano, J., Mukerjee, D., & Teuschler, L. (2000). Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures. In *Washington, DC, Risk Assessment Forum Technical Panel*.
- Huertos, E. G., & Romero-Baena, A. J. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla: revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, (10), 48-60.
- Huertos, E. G., Fernández, P. A., & Baena, A. R. (2014) El programa RBCA aplicado a suelos contaminados por elementos traza. Ventajas e inconvenientes.
- IARC, (2018). Clasificación de la IARC. [Consulta: 3 de agosto 2018]
<https://www.iarc.fr/>
- IGME, (2018). Visor cartográfico. [Consulta: 20 de agosto de 2018].
<http://visor.gva.es/visor/>
- IHOBE, S. (1998). Guía metodológica para la Investigación de la contaminación del suelo. Toma de muestras. Gobierno Vasco.
- Insbt, (2018). Fichas FISQ, del instituto nacional de seguridad, salud, y bienestar en el trabajo. [Consulta: 3 de agosto 2018]. www.insht.es
- IPCS. 1999. Organización Mundial de la Salud. International Programme on Chemical Safety. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Environmental Health Criteria 210.
- IRIS, (2018). Parámetros toxicológicos. [Consulta: 3 de agosto 2018].
<https://www.epa.gov/iris>
- Jakeman, A. J., Chen, S. H., Rizzoli, A. E., & Voinov, A. A. (2008). Chapter one modelling and software as instruments for advancing sustainability. *Developments in Integrated Environmental Assessment*, 3, 1-13.
- Kaifer, M. J., Aguilar, A., Arana, E., Baleriola, G., Torá, I., Castillo, E., ...& Aguayo, S. (2004). Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas. *Plan*

regional de actuaciones en materia de suelos contaminados de la comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 175.

- Rodrigo-Illarri J., (2018) Legislación holandesa, apuntes de contaminación de suelos y acuíferos. *Universidad Politécnica de Valencia.*
- Man, Y. B., Kang, Y., Wang, H. S., Lau, W., Li, H., Sun, X. L., ... & Wong, M. H. (2013). Cancer risk assessments of Hong Kong soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of hazardous materials*, 261, 770-776.
- Piñeiro, M. D. C. B. (2014). Concepto ambiental de suelo y normativa reguladora. *leZ: Ingurugiroa eta zuzenbidea= Ambiente y derecho*, (12), 13-45.
- Plant, J., Smith, D., Smith, B., & Williams, L. (2001). Environmental geochemistry at the global scale. *Applied Geochemistry*, 16(11-12), 1291-1308.
- RAIS, (2018). RAIS Toxicity Values and Chemical Parameters. [Consulta: 3 de agosto 2018]. https://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spef
- Rizzoli, A. E., & Young, W. J. (1997). Delivering environmental decision support systems: software tools and techniques. *Environmental Modelling & Software*, 12(2-3), 237-249.
- Stewart, R. N., & Purucker, S. T. (2006). SADA: a freeware decision support tool integrating GIS, sample design, spatial modeling, and risk assessment.
- Stewart, R. N., Purucker, S. T., & Welsh, C. (2009). An Introduction To Spatial Analysis and Decision Assistance Environmental Applications for Version 5 User Guide. *Washington, DC, United States Nuclear Regulatory Commission.*
- Theocharopoulos, S. P., Mitsios, I. K., & Arvanitoyannis, I. (2004). Traceability of environmental soil measurements. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(3), 237-251.
- 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.
- Urzelai, A., Martínez, T., Cambra, K., Vega, M. M., & Angulo, E. (1998). Guía metodológica. Análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas.
- USEPA, (2001). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Interim Review Draft for Public Comment EPA/540/R/99/005. Office of Solid Waste and Emergency Removal, Washington, DC, USA.
- USEPA, (2018). Parámetros toxicológicos. [Consulta: 3 de agosto 2018]. <https://www.epa.gov/>
- Valenciana, G. (1998). Plan integral de residuos de la Comunidad Valenciana. *Conselleria de Medio Ambiente, Valencia.*
- Vázquez García, D. (2011). Algunos apuntes sobre la nueva Ley de Residuos y Suelos Contaminados. *Actualidad Jurídica* (1578-956X).
- WHO, (2017). Herramienta De Evaluación De Riesgos Para La Salud Humana De La Oms: Peligros Químico. [Consulta: 8 de junio de 2018]. <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/255613/9789243548074-spa.pdf;jsessionid=6645D9694BF03A7F278F53DC409CDBE7?sequence=1>

- Zhang, H., Huang, G. H., & Zeng, G. M. (2009). Health risks from arsenic-contaminated soil in Flin Flon–Creighton, Canada: Integrating geostatistical simulation and dose–response model. *Environmental pollution*, 157(8-9), 2413-2420.

9. ANEXO

ANEXO I. Comparación de los niveles genéricos de referencia del Real Decreto 9/2005 con los contaminantes prioritarios establecidos por la EPA.

Contaminantes Prioritarios EPA (inglés)	Contaminantes Prioritarios EPA (español)	NGR RD9/2005 Protección de la salud humana	NGR RD9/2005 Protección de los ecosistemas
Acenaphthene	Acenafteno	✓	✓
Acrolein	Acroleína	✗	✗
Acrylonitrile	Acrilonitrilo	✗	✗
Benzene	Benceno	✓	✓
Benzidine	Bencidina	✗	✗
Carbon tetrachloride	Tetracloruro de carbono	✓	✓
Chlorobenzene	Clorobenceno	✓	✓
1,2,4-trichlorobenzene	1,2,4-triclorobenceno	✓	✓
Hexachlorobenzene	Hexaclorobenceno	✓	✓
1,2-dichloroethane	1,2-dicloroetano	✓	✓
1,1,1-trichloroethane	1,1,1-tricloroetano	✗	✗
Hexachloroethane	Hexacloroetano	✓	✓
1,1-dichloroethane	1,1-dicloroetano	✓	✓
1,1,2-trichloroethane	1,1,2-tricloroetano	✓	✓
1,1,2,2-tetrachloroethane	1,1,2,2-tetracloroetano	✓	✓
Chloroethane	Cloroetano	✗	✗
Bis(2-chloroethyl) ether	Bis (2-cloroetil) éter	✗	✗
2-chloroethyl vinyl ethers	2-cloroetil vinil éteres	✗	✗
2-chloronaphthalene	2-cloronaftaleno	✗	✗
2,4,6-trichlorophenol	2,4,6-triclorofenol	✓	✓
Parachlorometa cresol	P Cloro Meta cresol	✗	✗
Chloroform	Cloroformo	✓	✓
2-chlorophenol	2-clorofenol	✓	✓
1,2-dichlorobenzene	1,2-diclorobenceno	✓	✓
1,3-dichlorobenzene	1,3-diclorobenceno	✗	✗
1,4-dichlorobenzene	1,4-diclorobenceno	✓	✓
3,3-dichlorobenzidine	3,3-diclorobencidina	✗	✗
1,1-dichloroethylene	1,1-dicloroetileno	✓	✗

Evaluación de riesgos en suelos contaminados: Modelación matemática de la contaminación por metales pesados en una parcela del T.M. de Valencia.

1,2-trans-dichloroethylene	1,2-trans-dicloroetileno	X	X
2,4-dichlorophenol	2,4-diclorofenol	✓	✓
1,2-dichloropropane	1,2-dicloropropano	✓	✓
1,3-dichloropropylene	1,3-dicloropropileno	X	X
2,4-dimethylphenol	2,4-dimetilfenol	X	X
2,4-dinitrotoluene	dinitrotolueno	X	X
2,6-dinitrotoluene	2,6-dinitrotolueno	X	X
1,2-diphenylhydrazine	1,2-difenilhidracina	X	X
Ethylbenzene	Etilbenceno	✓	✓
Fluoranthene	Fluoranteno	✓	✓
4-chlorophenyl phenyl ether	4-clorofenil fenil éter	X	X
4-bromophenyl phenyl ether	4-bromofenil fenil éter	X	X
Bis(2-chloroisopropyl) ether	Bis(2-cloroisopropil) éter	X	X
Bis(2-chloroethoxy) methane	Bis (2-cloroetoxi) metano	X	X
Methylene chloride	Cloruro de metileno	X	X
Methyl chloride	Cloruro de metilo	X	X
Methyl bromide	Bromuro de metilo	X	X
Bromoform	Bromoformo	X	X
Dichlorobromomethane	Diclorobromometano	X	X
Chlorodibromomethane	Clorodibromometano	X	X
Hexachlorobutadiene	Hexacloro butadieno	✓	✓
Hexachlorocyclopentadiene	Hexaclorociclopentadieno	X	X
Isophorone	Isoforona	X	X
Naphthalene	Naftalina	✓	✓
Nitrobenzene	Nitrobenceno	X	X
2-nitrophenol	2-nitrofenol	X	X
4-nitrophenol	4-nitrofenol	X	X
2,4-dinitrophenol	2,4-dinitrofenol	X	X
4,6-dinitro-o-cresol	4,6-dinitro-o-cresol	X	X
N-nitrosodimethylamine	N-nitrosodimetilamina	X	X
N-nitrosodiphenylamine	N-nitrosodifenilamina	X	X
N-nitrosodi-n-propylamine	N-nitrosodi-n-propilamina	X	X
Pentachlorophenol	Pentaclorofenol	✓	✓
Phenol	Fenol	✓	✓
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	Bis (2-etilhexil) ftalato	X	X
Butyl benzyl phthalate	Butil bencil ftalato	X	X
Di-N-Butyl Phthalate	Ftalato de Di-N-Butilo	X	X
Di-n-octyl phthalate	Di-n-octil ftalato	X	X
Diethyl Phthalate	Ftalato de dietilo	X	X
Dimethyl phthalate	Dimetil ftalato	X	X
Benzo(a) anthracene	Benzo(a) antraceno	✓	✓

Evaluación de riesgos en suelos contaminados: Modelación matemática de la contaminación por metales pesados en una parcela del T.M. de Valencia.

Benzo(a) pyrene	Benzo(a) pireno	✓	✓
Benzo(b) fluoranthene	Benzo(b) fluoranteno	✓	✗
Benzo(k) fluoranthene	Benzo(k) fluoranteno	✓	✗
Chrysene	Criseno	✓	✗
Acenaphthylene	Acenaftileno	✗	✗
Anthracene	Antraceno	✓	✓
Benzo(ghi) perylene	Benzo(ghi) perileno	✗	✗
Fluorene	Fluoreno	✓	✓
Phenanthrene	Fenantreno	✗	✗
Dibenzo(h) anthracene	Dibenzo (a,h) antraceno	✓	✗
Indeno (1,2,3-cd) pyrene	Indeno (1,2,3-cd) pireno	✓	✗
Pyrene	Pireno	✓	✓
Tetrachloroethylene	Tetracloroetileno	✓	✓
Toluene	Tolueno	✓	✓
Trichloroethylene	Tricloroetileno	✓	✓
Vinyl chloride	Cloruro de vinilo	✓	✗
Aldrin	Aldrin	✓	✓
Dieldrin	Dieldrin	✓	✓
Chlordane	Clordano	✓	✓
4,4-DDT	4,4-DDT	✓	✓
4,4-DDE	4,4-DDE	✓	✓
4,4-DDD	4,4-DDD	✓	✗
Alpha-endosulfan	Alpha-endosulfan	✗	✗
Beta-endosulfan	Beta-endosulfan	✗	✗
Endosulfan sulfate	Sulfato de endosulfán	✗	✗
Endrin	Endrin	✓	✓
Endrin aldehyde	Aldehído de endrina	✗	✗
Heptachlor	Heptacloro	✗	✗
Heptachlor epoxide	Epóxido de Heptacloro	✗	✗
Alpha-BHC	Alpha-BHC	✓	✓
Beta-BHC	Beta-BHC	✓	✓
Gamma-BHC	Gamma-BHC	✓	✓
Delta-BHC	Delta-BHC	✗	✗
PCB-1242 (Arochlor 1242)	PCB-1242 (Arochlor 1242)	✗	✗
PCB-1254 (Arochlor 1254)	PCB-1254 (Arochlor 1254)	✗	✗
PCB-1221 (Arochlor 1221)	PCB-1221 (Arochlor 1221)	✗	✗
PCB-1232 (Arochlor 1232)	PCB-1232 (Arochlor 1232)	✗	✗
PCB-1248 (Arochlor 1248)	PCB-1248 (Arochlor 1248)	✗	✗
PCB-1260 (Arochlor 1260)	PCB-1260 (Arochlor 1260)	✗	✗
PCB-1016 (Arochlor 1016)	PCB-1016 (Arochlor 1016)	✗	✗
Toxaphene	Toxafeno	✗	✗

Evaluación de riesgos en suelos contaminados: Modelación matemática de la contaminación por metales pesados en una parcela del T.M. de Valencia.

Antimony	Antimonio	X	X
Arsenic	Arsénico	X	X
Asbestos	Amianto	X	X
Beryllium	Berilio	X	X
Cadmium	Cadmio	X	X
Chromium	Cromo	X	X
Copper	Cobre	X	X
Cyanide, Total	Cianuro, Total	X	X
Lead	Plomo	X	X
Mercury	Mercurio	X	X
Nickel	Níquel	X	X
Selenium	Selenio	X	X
Silver	Plata	X	X
Thallium	Talio	X	X
Zinc	Zinc	X	X
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDD	X	X

Como se puede observar los metales pesados que aparece en la EPA como contaminantes prioritarios en el Real Decreto 9/2005 no aparecen los valores de los niveles genéricos de referencia.

ANEXO II. Fichas toxicológicas de los metales pesados analizados.

CADMIO (Cd)		CAS RN 7440-43-9	
Parámetro físico – químicos			
ABS	Adim.		1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)		1.36E+7
Parámetros toxicológicos			
Dosis de referencia vía oral	RfD ₀ (mg/kg-d)		1.00E-03
Dosis de referencia vía inhalatoria	RfD _i (mg/m ³)		1.00E-05
Dosis de referencia vía dérmica	RfD ₅ (mg/kg-d)		1.00E-05
Factor pendiente vía inhalatoria	SF _i (mg/m ³) ⁻¹		1.80E+00
Efectos			
Salud humana			
Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.			
Se deposita en el páncreas, tiroides, pulmones, testículos y glándulas salivares.			
EFFECTOS DE EXPOSICION DE CORTA DURACION			
La sustancia irrita los ojos y el tracto respiratorio.			
La inhalación del humo puede originar edema pulmonar y fiebre de los humos metálicos.			
Los efectos pueden aparecer de forma no inmediata.			
EFFECTOS DE EXPOSICION PROLONGADA O REPETIDA			
Los pulmones pueden resultar afectados por la exposición prolongada o repetida a las partículas de polvo.			
La sustancia puede afectar al riñón, dando lugar a proteinuria y disfunción del riñón.			
Esta sustancia es probablemente carcinógena para los seres humanos.			
El cadmio se acumula principalmente en los riñones y puede inducir una disfunción renal y cambios óseos y deficiencias reproductivas.			
Clasificado por la IARC como Grupo 1 (Carcinógeno en Humanos).			

COBRE (Cu) CAS RN 7440-50-8

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD _o (mg/kg·d)	4.00E-02
Dosis de referencia vía dérmica	RfD _d (mg/kg·d)	1.20E-02

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

Provoca tos, dolor de cabeza, jadeo y olor de garganta al inhalarlo. Enrojecimiento de la piel y ojos. Y dolor abdominal, náuseas y vómitos si es ingerido.

EFFECTOS DE EXPOSICION DE CORTA DURACION

La inhalación del humo puede originar fiebre de los humos metálicos.

EFFECTOS DE EXPOSICION PROLONGADA O REPETIDA

El contacto prolongado o repetido puede producir sensibilización de la piel.

La ingesta de cantidades elevadas en forma de envenenamiento de sales de Cu por vía oral, sobre todo en forma de sulfato, puede producir la muerte. La ingesta de agua en contacto con cobre puede producir irritación de tracto gastrointestinal.

Clasificado por la IARC como Grupo 3 (No cancerígeno para el hombre).

CROMO (Cr)

CAS RN 7440-47-3

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD _o (mg/kg·d)	3.00E-03
Dosis de referencia vía inhalatoria	RfD _i (mg/m ³)	1.00E-04
Dosis de referencia vía dérmica	RfD _d (mg/kg·d)	6.00E-05
Factor pendiente vía oral	SF _o (mg/kg·d) ⁻¹	5.00E-00
Factor pendiente vía inhalatoria	SF _i (mg/m ³) ⁻¹	8.4E+01
Factor pendiente vía dérmica	SF _d (mg/kg·d) ⁻¹	2.0E+01

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

RIESGO DE INHALACION

Se puede alcanzar rápidamente una concentración nociva de partículas en el aire cuando se dispersa.

EFFECTOS DE EXPOSICION DE CORTA DURACION

Puede causar irritación mecánica en los ojos y el tracto respiratorio.

El cromo hexavalente (VI) es el más peligro y se absorbe rápidamente (cromatos y dicromatos) Es irritante y corrosivo. La toxicidad del cromo por inhalación y contacto dérmico ocasiona irritación nasal, úlceras nasales, perforación del tabique nasal y dermatitis. El cromo se localiza en el pulmón, hígado, riñón, bazo, glándulas suprarrenales, plasma, medula ósea y globos rojos.

El cromo metálico está clasificado por la IARC como Grupo 3 (No cancerígeno para el hombre).

El cromo (VI) está clasificado por la IARC como Grupo 1 (Carcinógeno en Humanos).

PLOMO (Pb)

CAS RN 7439-92-1

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Factor pendiente vía oral	SF ₀ (mg/kg·d) ⁻¹	8.5 E-03
Factor pendiente vía inhalatoria	SF _i (mg/m ³) ⁻¹	1.2 E-02
Factor pendiente vía dérmica	SF _d (mg/kg·d) ⁻¹	8.5 E-03

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA:

La sustancia puede afectar a la sangre, médula ósea, sistema nervioso central, sistema nervioso periférico y riñón, dando lugar a anemia, encefalopatía (p. ej. convulsiones), alteraciones del sistema nervioso periférico, calambres abdominales y alteración renal. Produce graves alteraciones en la reproducción humana.

Parte del plomo absorbido tras la ingesta pasa a la sangre y no se elimina en la orina, se deposita en el hígado, riñón, huesos y otros tejidos. En el sistema nervioso central provoca deterioro mental y conducta agresiva. Por otra parte, en el sistema nervioso periférico, puede producir parálisis en los músculos de las manos y los pies como consecuencia de la fatiga muscular. Además, puede ser teratogénico.

Clasificado por la IARC como Grupo 2B (Posible carcinógeno para el hombre).

ZINC (Zn)

CAS RN 7440-66-6

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD _o (mg/kg·d)	3.00E-01
Dosis de referencia vía dérmica	RfD _d (mg/kg·d)	6.00E-02

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

Provoca sabor metálico, también piel seca al contacto, y dolor abdominal, náuseas y vómitos por vía ingesta.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La inhalación del humo puede originar fiebre de los humos metálicos. Los efectos pueden aparecer de forma no inmediata.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

El contacto prolongado o repetido con la piel puede producir dermatitis.

Clasificado por la IARC como Grupo 3 (No cancerígeno para el hombre).

ARSENICO (As)

CAS RN 7440-38-2

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD _o (mg/kg·d)	3.00E-04
Dosis de referencia vía inhalatoria	RfD _i (mg/m ³)	1.50E-05
Dosis de referencia vía dérmica	RfD _d (mg/kg·d)	1.23E-04
Factor pendiente vía oral	SF _o (mg/kg·d) ⁻¹	1.50E+00
Factor pendiente vía inhalatoria	SF _i (mg/m ³) ⁻¹	4.30E+00
Factor pendiente vía dérmica	SF _d (mg/kg·d) ⁻¹	3.66E+00

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

Dolor abdominal, diarrea, náuseas, vómitos, debilidad y pérdida de conocimiento.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La sustancia puede afectar al tracto gastrointestinal, dando lugar a gastroenteritis grave, pérdida de fluidos y electrolitos, alteraciones cardíacas, "shock" y convulsiones. La exposición muy por encima del OEL puede producir la muerte. Los efectos pueden aparecer de forma no inmediata.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

La sustancia puede afectar a las membranas mucosas, piel, sistema nervioso periférico, hígado y la médula ósea, dando lugar a neuropatías, desórdenes en la pigmentación, perforación del tabique nasal, hiperqueratosis, anemia, alteraciones hepáticas. Esta sustancia es carcinógena para los seres humanos. La experimentación animal muestra que esta sustancia posiblemente cause efectos tóxicos en la reproducción humana.

La exposición por inhalación ha sido relacionada con el cáncer de piel, vejiga, hígado y pulmón. Los síntomas del envenenamiento crónico incluyen debilidad, pérdida de cabello, ronquera y pérdida de peso.

Clasificado por la IARC como Grupo 1 (Carcinógeno en Humanos).

NIQUE (Ni)

CAS RN 7440-02-0

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD _o (mg/kg·d)	2.00E-02
Dosis de referencia vía inhalatoria	RfD _i (mg/m ³)	9.00E-05
Dosis de referencia vía dérmica	RfD _s (mg/kg·d)	5.40E-03
Factor pendiente vía inhalatoria	SF _i (mg/m ³) ⁻¹	2.60-E01

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN:

Puede causar irritación mecánica. La inhalación del humo puede originar neumonitis.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA:

El contacto prolongado o repetido puede producir sensibilización de la piel. La exposición a inhalación prolongada o repetida puede originar asma. Los pulmones pueden resultar afectados por la exposición prolongada o repetida.

Afecta al sistema respiratorio, provocando asma y pneumoconiosis. También puede ocasionar con una larga exposición rinitis hipertrófica, sinusitis, poliposis nasal y perforación del tabique nasal. La exposición crónica afecta al sistema cardiovascular y al riñón.

Clasificado por la IARC como Grupo 2B (Posible carcinógeno para el hombre). Sus compuestos se incluyen en el Grupo 1 como carcinógeno para el hombre.

MERCURIO (Hg)

CAS RN 7439-97-6

Parámetro físico – químicos

ABS	Adim.	1.00E-3
PEF	(m ³ /kg)	1.36E+7

Parámetros toxicológicos

Dosis de referencia vía oral	RfD ₀ (mg/kg·d)	3.00E-04
Dosis de referencia vía dérmica	RfD ₅ (mg/kg·d)	2.10E-05

Efectos

Salud humana

Vías de exposición: inhalación, ingestión y penetración cutánea.

Dolor abdominal, tos, diarrea, jadeo, vómitos, fiebre o temperatura corporal elevada si se inhala.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La sustancia irrita la piel. La inhalación del vapor puede originar neumonitis. La sustancia puede afectar al sistema nervioso central y al riñón. Los efectos pueden aparecer de forma no inmediata.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

La sustancia puede afectar al sistema nervioso central y al riñón, dando lugar a irritabilidad, inestabilidad emocional, temblores, alteraciones mentales, de la memoria y del habla. Puede producir inflamación y decoloración de las encías. Peligro de efectos acumulativos. La experimentación animal muestra que esta sustancia posiblemente cause efectos tóxicos en la reproducción humana.

El mercurio tiene carácter neurotóxico por ello puede afectar muchas áreas del cerebro

El metil-mercurio es la forma más toxica del mercurio que puede afectar al ser humano si consume alimentos marinos de gran envergadura ya que es un compuesto que se biomagnifica. Además, este compuesto en el torrente sanguíneo de embriones o niños puede afectar al desarrollo de su sistema nervioso.

Clasificado por la IARC como Grupo 3 (No cancerígeno para el hombre).

ANEXO III. Concentración de metales en relación con la profundidad.

Concentración de Arsénico de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

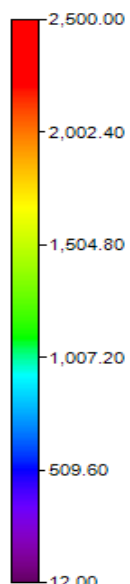
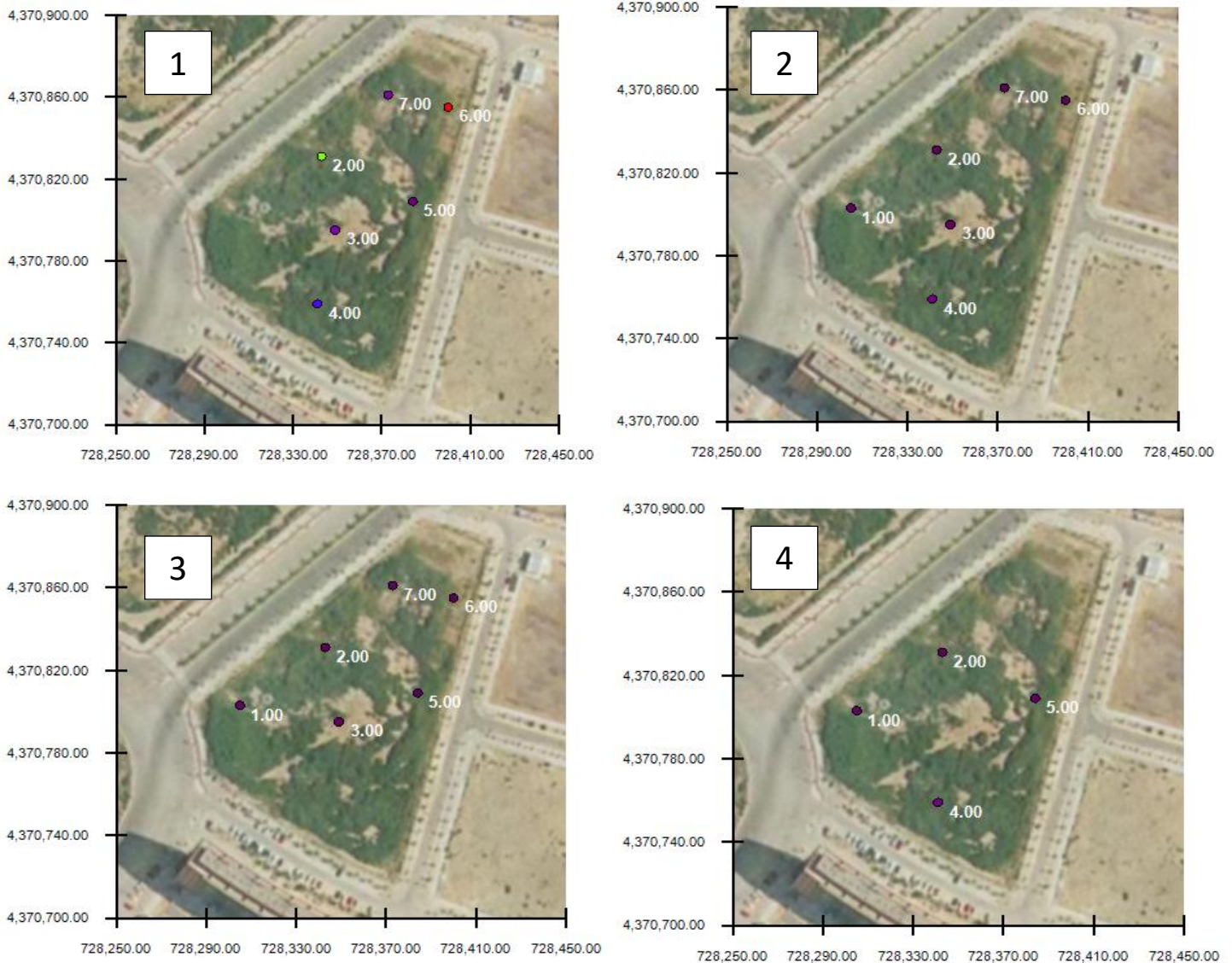
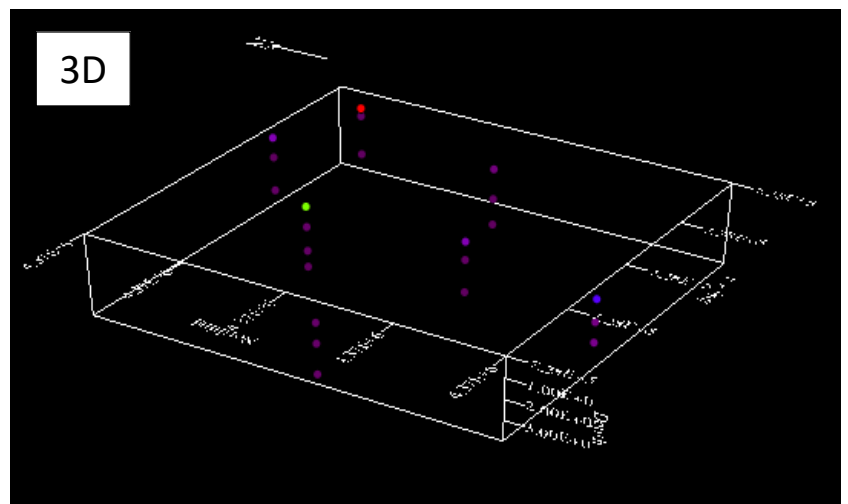


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración de Arsénico (mg/kg)



Concentración de Cadmio de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

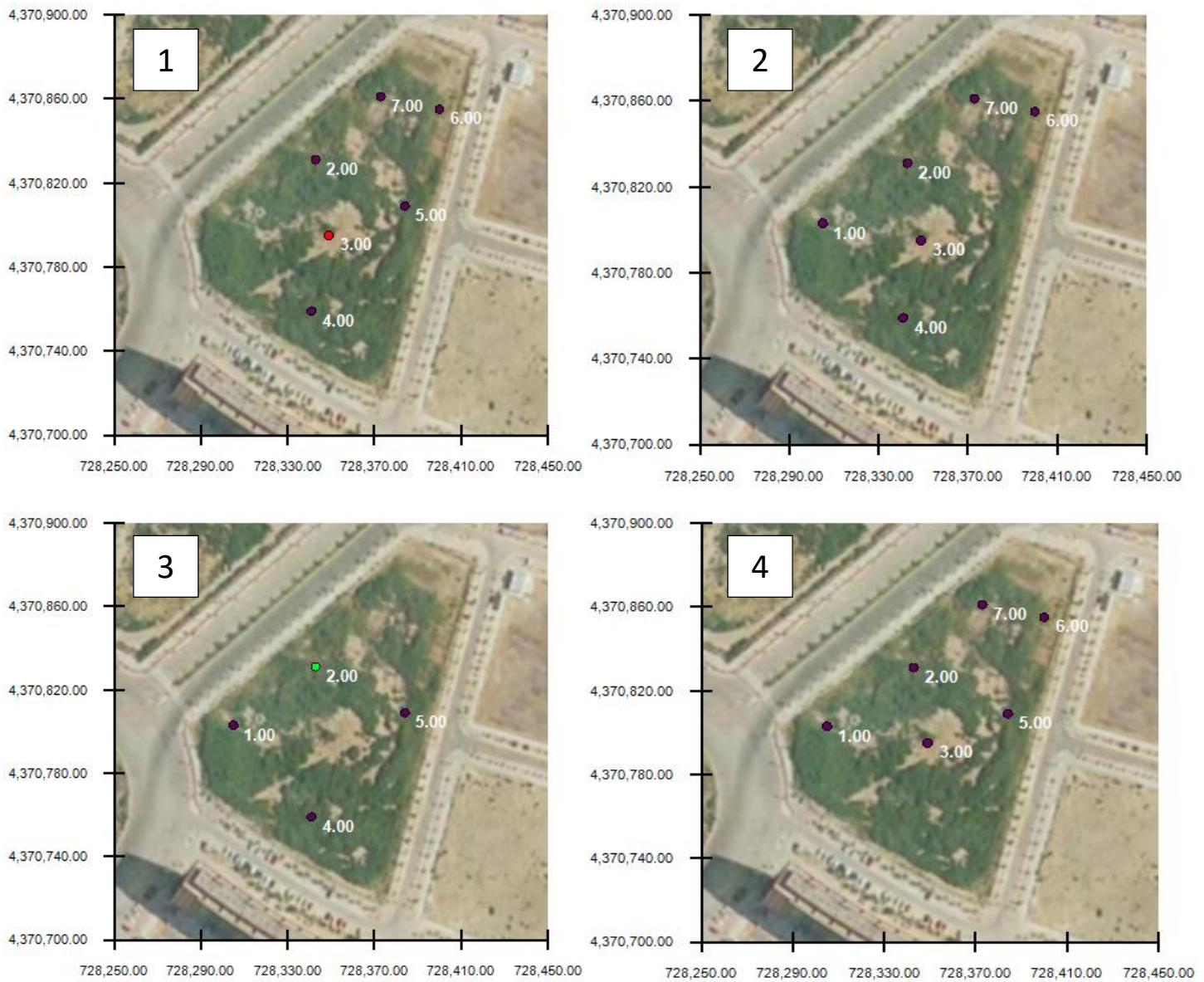
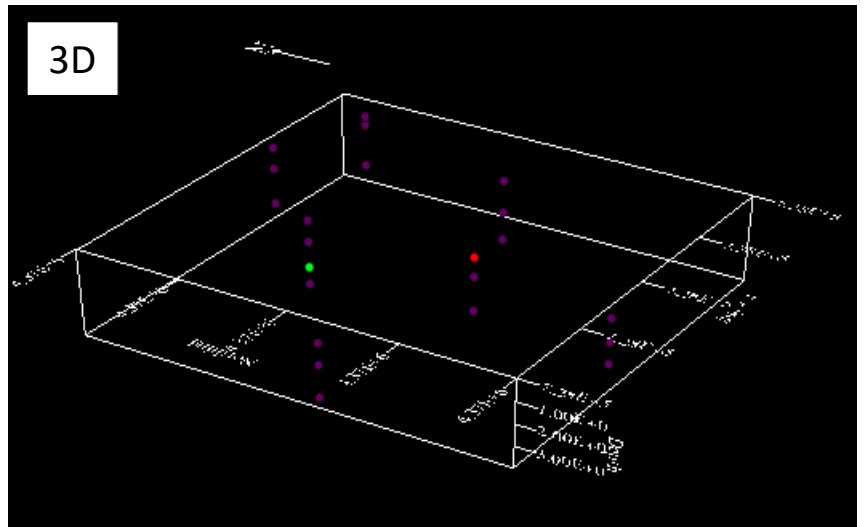


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración
 de Cadmio
 (mg/kg)



Concentración de Cromo de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

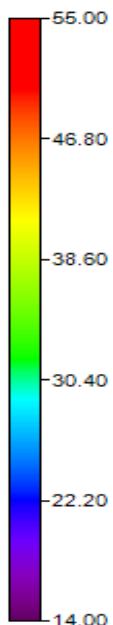
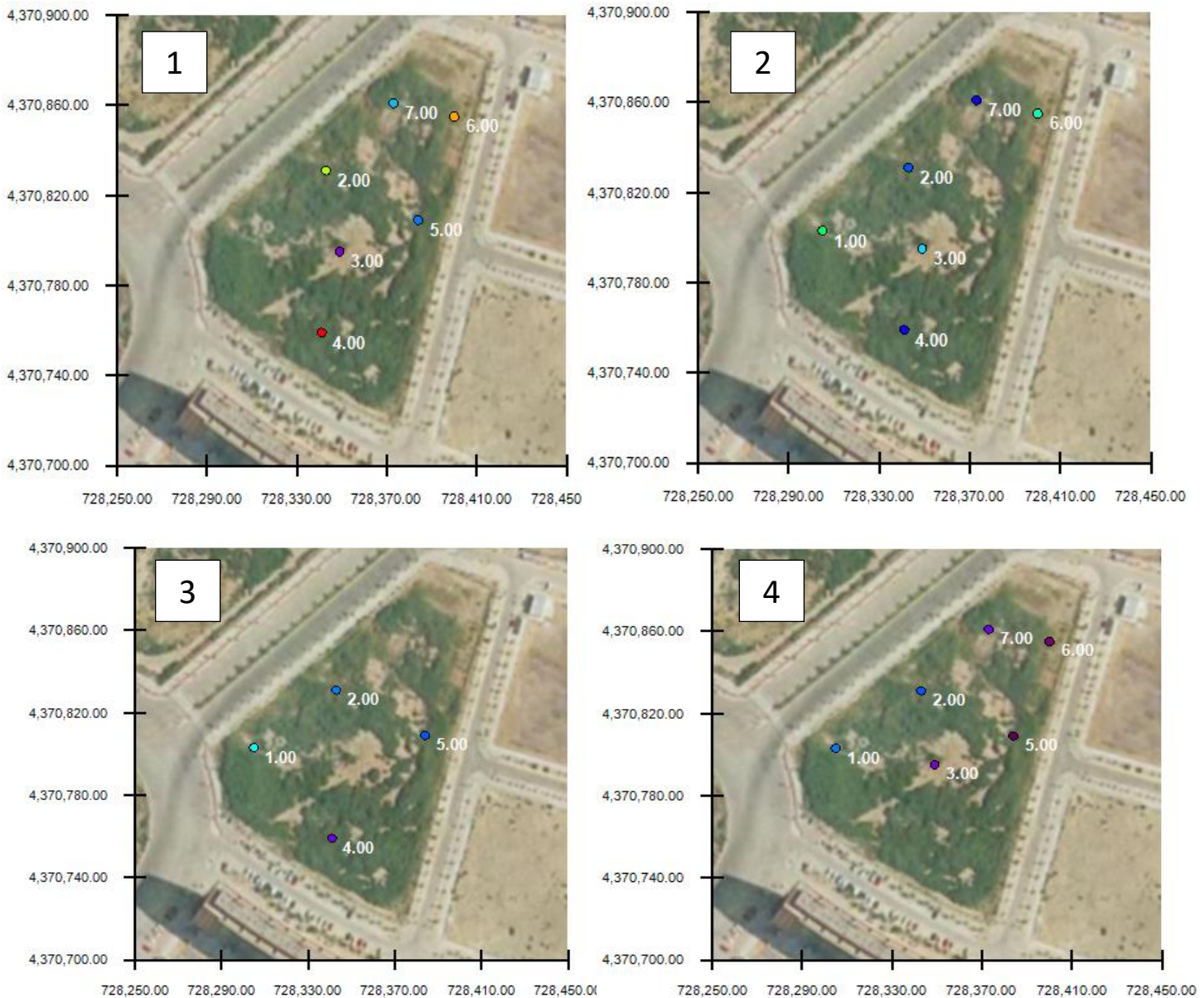


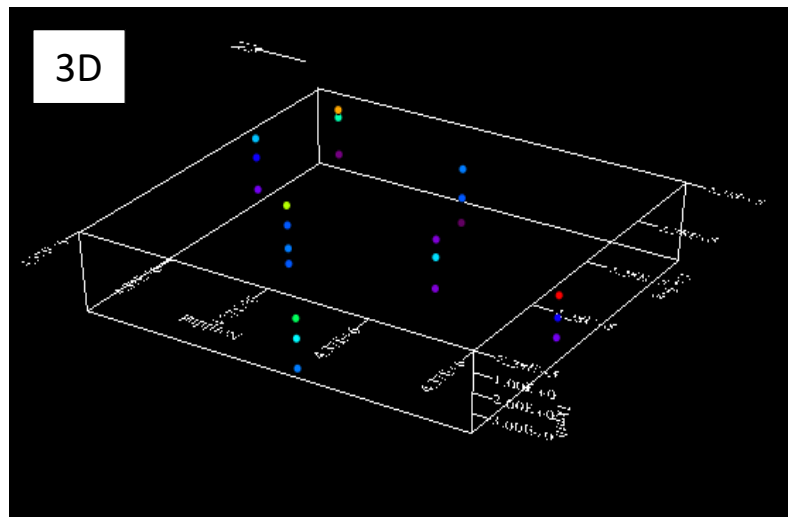
Figura 1:
0<=Z<1

Figura 2:
0<=Z<1

Figura 3:
0<=Z<1

Figura 4:
0<=Z<1

Concentración de Cromo (mg/kg)



Concentración de Cobre de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

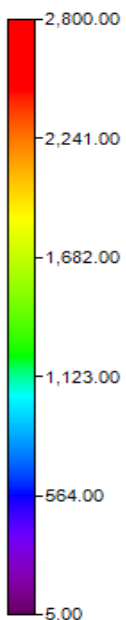
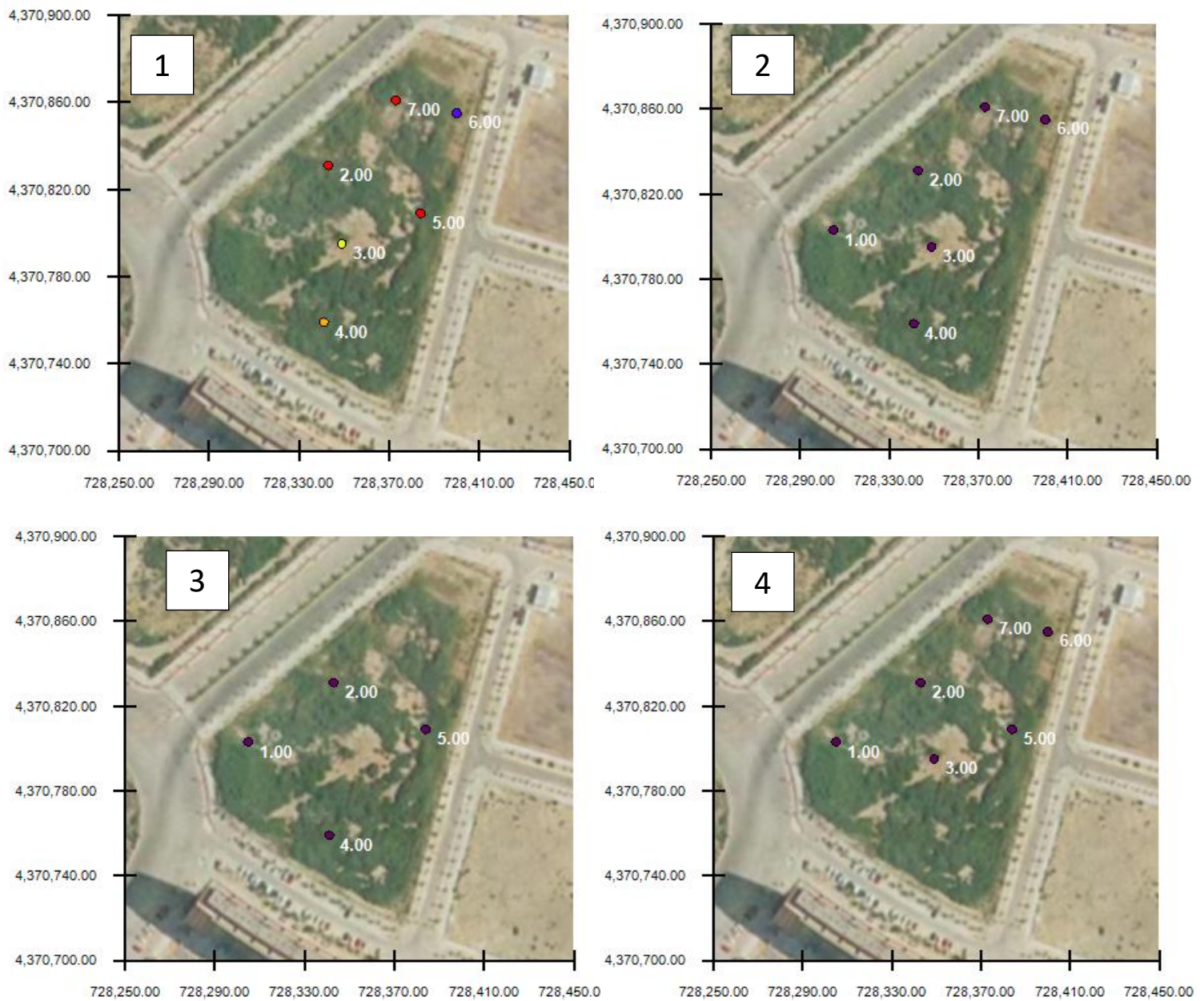
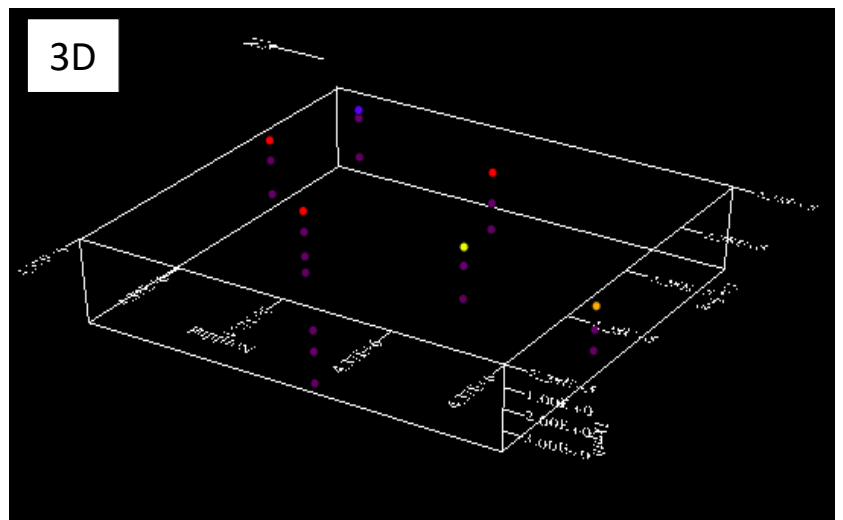


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración de Cobre (mg/kg)



Concentración de Níquel de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

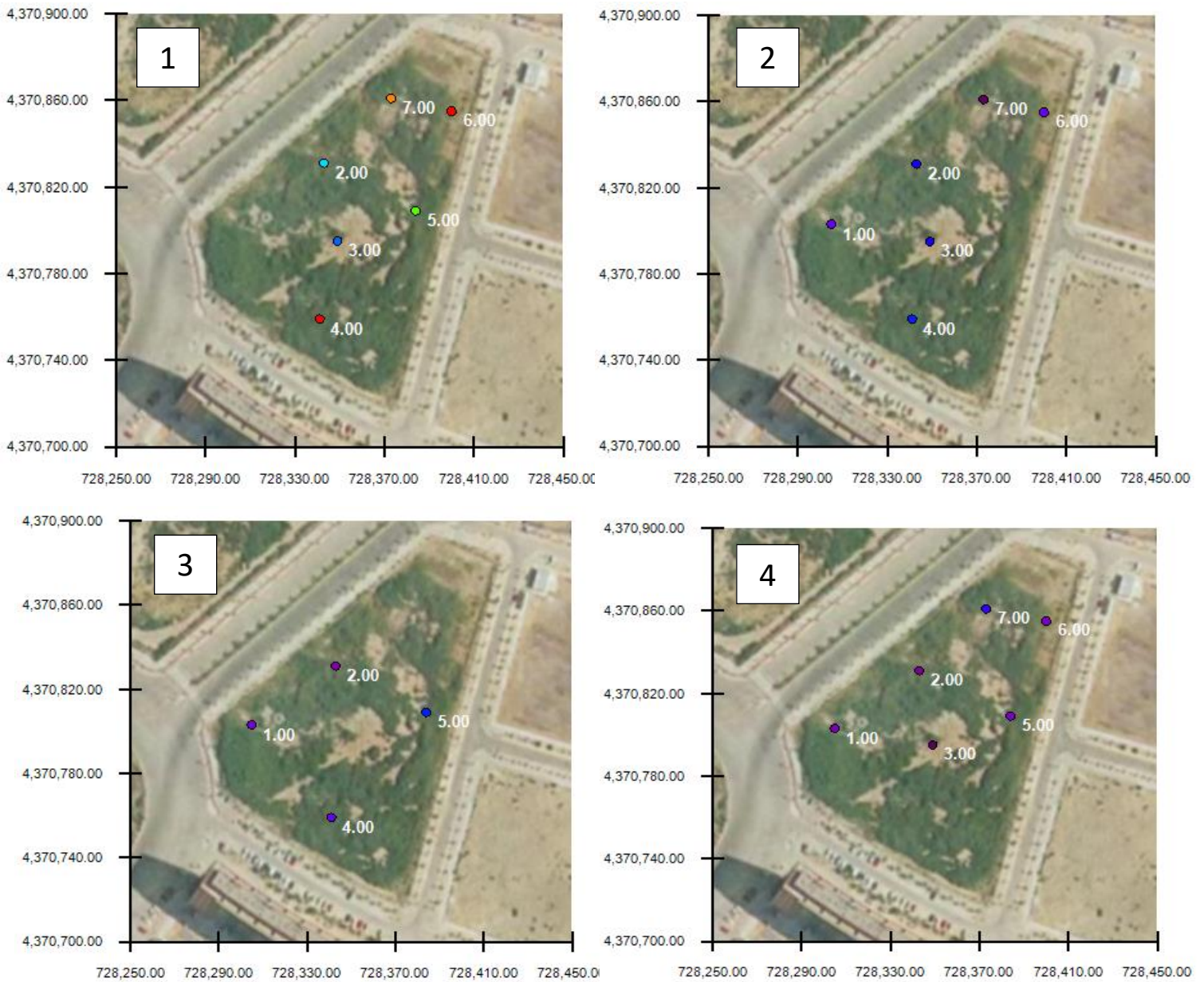
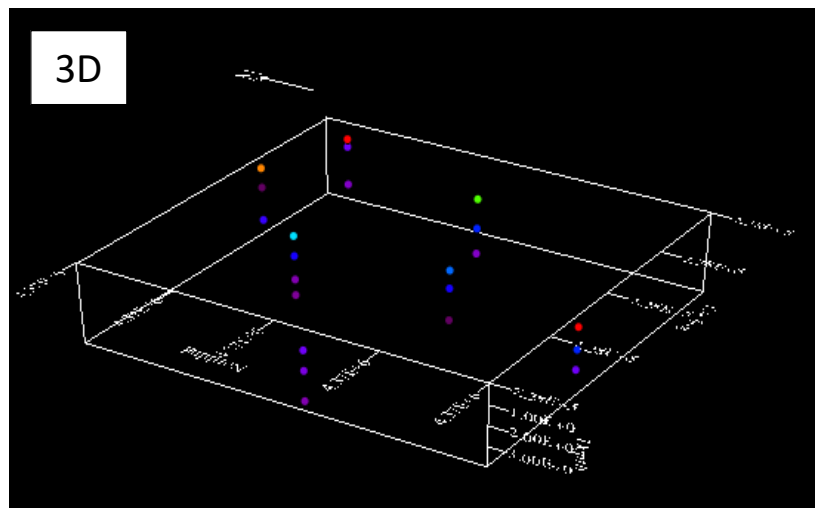


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración de Níquel (mg/kg)



Concentración de Plomo de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

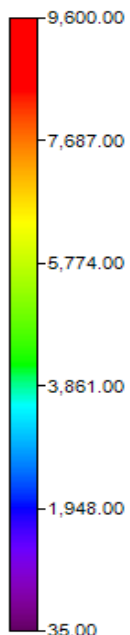
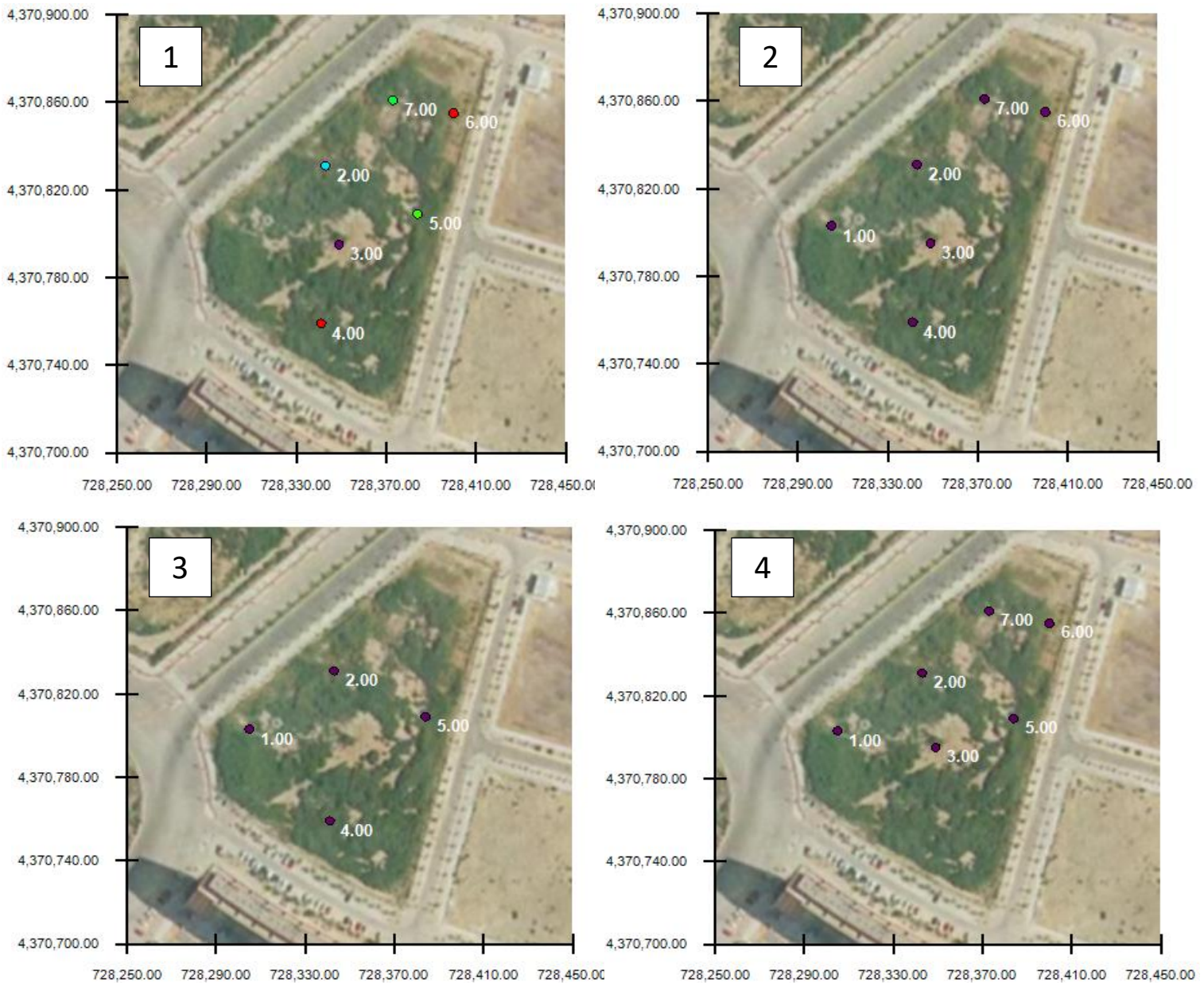
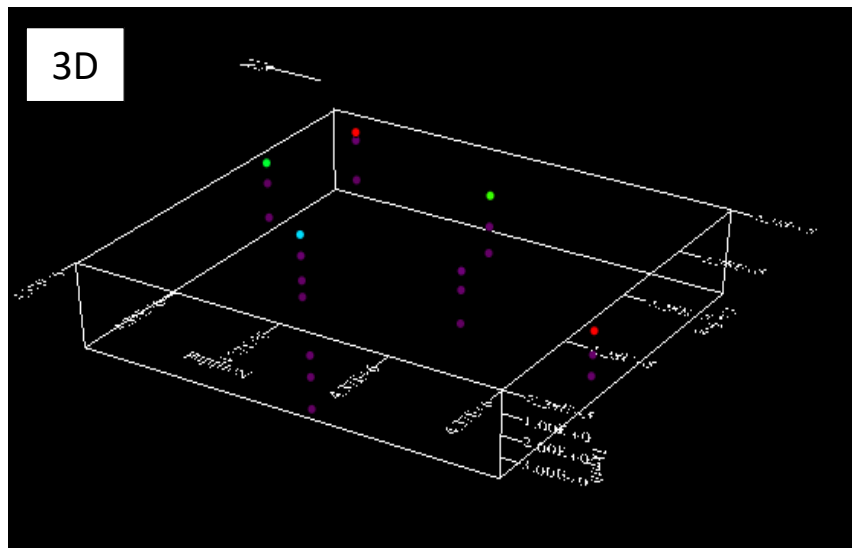


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración de Plomo (mg/kg)



Concentración de Zinc de los 7 puntos de muestreo (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7).

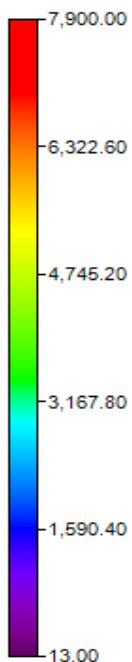
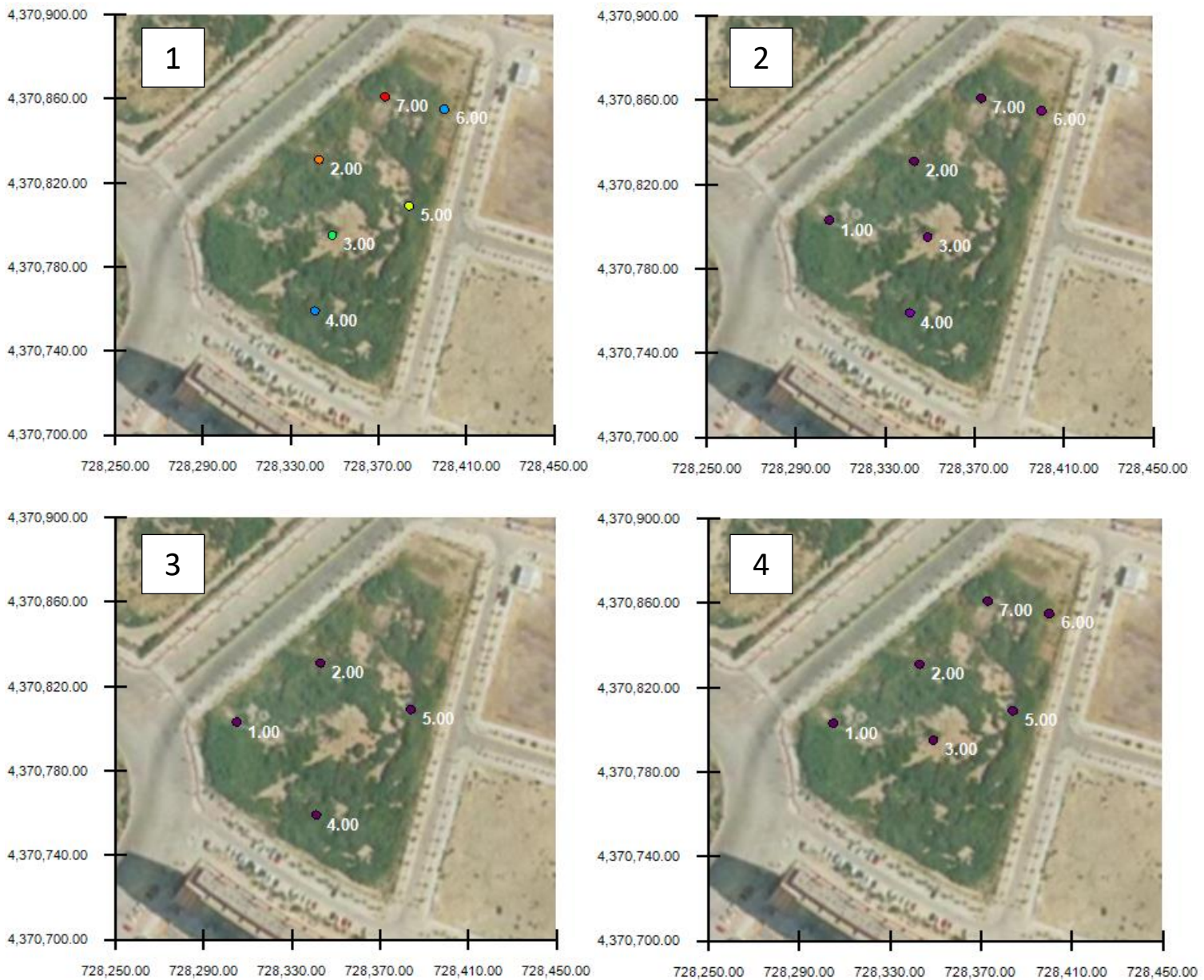


Figura 1:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 2:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 3:
 $0 \leq Z < 1$
Figura 4:
 $0 \leq Z < 1$

Concentración de Zinc (mg/kg)

