

RELACIONES SUELO-VEGETACIÓN-CONTAMINACIÓN EN ENTORNOS CONTAMINADOS POR HEXACLOROCICLOHEXANO (VERTEDERO DE BAILÍN, SABIÑÁNIGO, HUESCA)

Delmer Mauricio Hernández Espinal

**TRABAJO FIN DE MÁSTER
MÁSTER EN GEOLOGÍA: TÉCNICAS Y APLICACIONES
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA**

SEPTIEMBRE DE 2017

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA



TRABAJO FIN DE MÁSTER

RELACIONES SUELO-VEGETACIÓN-CONTAMINACIÓN EN ENTORNOS
CONTAMINADOS POR HEXACLOROCICLOHEXANO (VERTEDERO DE BAILÍN,
SABIÑÁNIGO, HUESCA)

AÑO 2017

PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE:
MASTER EN GEOLOGÍA: TÉCNICAS Y APLICACIONES

AUTOR:
DELMER MAURICIO HERNÁNDEZ ESPINAL

DIRECTOR:
JESÚS FERNÁNDEZ CASCÁN
(DEPARTAMENTO DE DESARROLLO RURAL Y SOSTENIBILIDAD, GOBIERNO DE
ARAGÓN)

PONENTE:
JAVIER GÓMEZ JIMÉNEZ
(DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA, UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA)

ZARAGOZA, ESPAÑA, SEPTIEMBRE DE 2017

A mi querida madre

A mi padre y mi hermana que en paz descansen

Agradecimientos

A Dios

Por haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

Primeramente quiero dar gracias a mi familia por el gran apoyo moral y económico que me han brindado, en especial a mis padres y mi hermana Erica por ser personas fundamentales e incondicionales en el desarrollo de mis estudios, por haberme apoyado en todo momento, por todos y cada uno de los sacrificios que han hecho por mí. También a ti mi Flor por estar en cada una de tus oraciones y confiar en mí.

Ante todo quiero agradecer a mi director Jesús Fernández, del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón, por brindarme la oportunidad de realizar mi TFM en dicha zona, cuyos aportes en este trabajo han sido esenciales e inestimables. Mi mayor reconocimiento y gratitud por tu ayuda y cooperación.

Mi más amplio y profundo agradecimiento al Dr. Javier Gómez por su enorme apoyo, por su adecuada y constante orientación durante todo el desarrollo de este trabajo de investigación, su apoyo ha sido determinante desde el inicio hasta el final de dicho proyecto.

También quiero expresar mi agradecimiento al personal de Sarga en el laboratorio de Bailín por toda la ayuda prestada y la gran profesionalidad que han demostrado; a Enrique Oliver, técnico del laboratorio de Geoquímica “Juan Tena” del Departamento de Ciencias de la Tierra, por todo el tiempo que ha dedicado a los análisis físicos y químicos de los suelos; al Dr. David Badía, profesor titular del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Escuela Politécnica Superior de Huesca, por su ayuda en la caracterización macromorfológico de los suelos en el campo; y al Dr. Daniel Gómez, investigador del Instituto Pirenaico de Ecología, por su ayuda a la hora de clasificar la vegetación de mi zona de estudio. Gracias por sus comentarios y sugerencias, que han sido de gran utilidad para elaborar este trabajo.

Gracias a todos

Índice

AGRADECIMIENTOS	V
ÍNDICE	VII
RESUMEN	IX
ABSTRACT.....	X
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 PLANTEAMIENTO Y FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	1
1.2 JUSTIFICACIÓN	4
1.3 OBJETIVOS, TAREAS Y LIMITACIONES.....	5
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	5
1.3.2 <i>Tareas</i>	5
1.3.3 <i>Limitaciones</i>	6
CAPÍTULO 2. CONTEXTO REGIONAL DEL VERTEDERO DE BAILÍN.....	7
2.1 CLIMA	7
2.2 GEOLOGÍA	8
2.3 SUELOS.....	12
2.4 VEGETACIÓN.....	13
2.5 EL HEXACLOROCICLOHEXANO (HCH)	14
CAPÍTULO 3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	16
3.1 DISEÑO DE LA CAMPAÑA DE PROSPECCIÓN	16
3.2 MUESTREO Y DESCRIPCIÓN DE SUELOS Y VEGETACIÓN.....	17
3.2.1 <i>Muestreo de suelos</i>	17
3.2.2 <i>Descripción macromorfológica de suelos</i>	17
3.3 MUESTREO, IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA Y ABUNDANCIA DE PLANTAS	18
3.4 ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS SUELOS.....	19
3.5 ANÁLISIS DE LOS ISÓMEROS DE HCH EN LOS SUELOS.....	20
3.6 ANÁLISIS DE LOS ISÓMEROS DE HCH EN LAS PLANTAS	20

3.7 ANÁLISIS Y PROCESADO DE LOS DATOS	21
CAPÍTULO 4. RESULTADOS	22
4.1 SUELOS	22
4.1.1 Descripción, clasificación y cartografía de los suelos de Bailín	22
4.1.2 Contenidos de HCH en los suelos de Bailín	26
4.1.3 Conclusiones sobre la contaminación por HCH en los suelos de Bailín	33
4.2 VEGETACIÓN	34
4.2.1 Descripción, clasificación y abundancia de las especies vegetales	34
4.2.2 HCH en la vegetación de Bailín y su relación con los suelos	38
4.2.3 Conclusiones sobre la contaminación por HCH en la vegetación de Bailín y su relación con los suelos	41
CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN: ORIGEN Y ALCANCE DE LA CONTAMINACIÓN SUPERFICIAL POR HCH EN BAILÍN	43
5.1 ESTIMACIÓN DE LA MASA DE HCH EN LOS SUELOS Y SU EVOLUCIÓN TEMPORAL	44
5.2 ESTIMACIÓN DE LA MASA DE HCH EN LA VEGETACIÓN	48
5.3 ¿DÓNDE ESTÁ EL HCH PERDIDO?	52
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO	57
6.1 CONCLUSIONES	57
6.2 TRABAJO FUTURO	58
CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA.....	59
APÉNDICE A. EL LINDANO.....	63
APÉNDICE B. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES VEGETALES EN LAS PARCELAS DE MUESTREO	73
APÉNDICE C. PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS PARA SUELOS Y VEGETACIÓN.....	81
APÉNDICE D. DESCRIPCIÓN DE LOS PERFILES DE SUELOS DE BAILÍN.....	87
APÉNDICE E. TABLAS DE DATOS ANALÍTICOS DE SUELOS Y VEGETACIÓN.....	97

Resumen

El hexaclorociclohexano (HCH) es una sustancia sintética organoclorada compuesta por diferentes isómeros (α -, β -, γ -, δ -, ϵ -, η -m y θ -HCH), siendo el isómero γ -HCH o lindano el único con propiedades insecticidas. A partir de 1975 y hasta 1994 INQUINOSA vertió una gran cantidad de residuos de HCH en los vertederos de Sardas y Bailín, Sabiñánigo (Huesca), generando un enorme impacto ambiental. El objetivo de este trabajo es realizar un estudio de la contaminación por HCH en el sistema suelo-vegetación en el vertedero de Bailín que permita estimar su alcance y evolución temporal. Para ello se han caracterizado los suelos y la flora de la zona, se ha medido la concentración de los distintos isómeros de HCH en los suelos (0-15 cm y 15-30 cm de profundidad) como en la vegetación (raíz, tallo y hojas). La concentración actual de HCH en los suelos es muy heterogénea (<1 ppb a 550 ppb), con β -HCH > γ -HCH. Todas las especies vegetales han acumulado HCH (β -HCH > α -HCH), con grandes variaciones entre especies y órganos vegetales, siendo las acículas de pino las que más HCH retienen. La distribución espacial de la contaminación en los suelos de Bailín está fuertemente concentrada en las zonas próximas al nuevo vertedero. Dicha concentración ha ido disminuyendo con el paso del tiempo, de 84.3 ppb (media geométrica) en 2014 a 5.3 ppb en 2017. La estrecha relación entre la masa de HCH en el suelo y la vegetación, favorece la hipótesis de una transferencia vía suelo-raíces o suelo-aire-hojas. Como se trata de compuestos altamente hidrofóbicos y quedan atrapados en la materia orgánica, no se produce su lixiviado hacia el nivel freático, por lo que los sumideros principales del HCH de la capa superficial del suelo son la escorrentía superficial y la dispersión aérea fuera de la zona de estudio (previa volatilización), además del que se descompone por acción bacteriana.

Abstract

Hexachlorocyclohexane (HCH) is an organochlorine synthetic substance composed of different isomers (α -, β -, γ -, δ -, ϵ -, η -m y θ -HCH), being the γ -HCH isomer –or lindane– the only one with insecticide properties. From 1975 until 1994 INQUINOSA dumped a large amount of HCH wastes in the Sardas and Bailín landfill sites in Sabiñánigo (Huesca). The aim of this work is to carry out a study of HCH contamination in the soil-vegetation system in the landfill site of Bailín in order to assess its magnitude and temporal evolution. For this purpose the soil and the vegetation of the area have been characterized, and the concentration of the different HCH isomers measured in soils (at 0-15 cm and 15-30 cm depth) and in the vegetation (root, stem and leaves). The present concentration of HCH in the surficial soil layer is very heterogeneous (<1 ppb to 550 ppb), with β -HCH > γ -HCH. All plant species have accumulated HCH (β -HCH > α -HCH), with large variations between species and plant tissues, being the needles of *Pinus sylvestris* the ones that more HCH accumulate. The spatial distribution of contamination in the Bailín soils is heavily centered on an area close to the new landfill site. The concentration of HCH has been decreasing with time since the end of the relocation of the wastes, from 84.3 ppb (geometric mean) in 2014 to 5.3 ppb in 2017. The close relationship between the mass of HCH in the soil and in the vegetation favors the hypothesis of a transfer of HCH via the soil-root and/or the soil-air-leave pathways. As all HCH isomers are highly hydrophobic compounds that tend to be adsorbed in matter organic, HCH in soils does not leach downwards to the water table, so that the main sinks for topsoil HCH are surface runoff and aerial dispersion outside the study area (after volatilization from soil), apart from a fraction that is biodegraded by bacterial action.

Capítulo 1. Introducción

1.1 Planteamiento y formulación del problema

El incremento de las actividades antropogénicas a nivel mundial en las últimas décadas ha estado muy vinculado con la degradación del medio ambiente, vertiendo sustancias químicas de difícil descomposición que permanecen por largos periodos de tiempo, afectando los diferentes recursos naturales de manera insostenible. Entre estas sustancias se encuentran productos químicos utilizados para la agricultura, ganadería y uso humano persistentes en el medio.

En Sabiñánigo la fábrica Industrias Químicas del Noroeste S.A. (INQUINOSA) situada a unos pocos metros del río Gállego, fabricó entre 1975 y 1988 un producto químico conocido como **lindano** o γ -**hexaclorociclohexano** (HCH) para diferentes aplicaciones (insecticida en el sector agrícola, protección de semillas, tratamiento de parásitos cutáneos en humanos y animales, agente antifúngico para el tratamiento de maderas, etc.). Los residuos tóxicos que se producían al elaborar el lindano eran liberados sin ningún tipo de control medioambiental en dos vertederos cercanos a la población (Figura 1.1): Sardas (muy cercano a Sabiñánigo) y Bailín (algo más al sur, en el barranco de Bailín), provocando un impacto ambiental de gran magnitud, cuyo alcance podría incluso superar la cuenca del Ebro.

INQUINOSA inició su actividad de producción de lindano en 1975, manteniéndola hasta 1988, e importando y comercializando formulaciones de este producto hasta 1992. Su actividad cesó totalmente en el año de 1994, quedando las instalaciones cerradas y abandonadas a partir de ese momento ([Gobierno de Aragón, 2016](#)). Debido a que este vertido se realizó sin ningún tipo de aislamiento que evitara la infiltración o la dispersión aérea, ha causado diversos impactos ecológicos y riesgos para la salud humana.

No se cuenta con datos fiables de la cantidad de lindano que produjo INQUINOSA durante su operación, pero se estima, como se ha comentado anteriormente, que generaba anualmente unas 7,000 toneladas de residuos sólidos y entre 300-500 toneladas de residuos líquidos. Durante su funcionamiento generó diversos isómeros de HCH, organoclorados sólidos y líquidos, carbón activo agotado, líquidos de depuración y otros productos agroquímicos ([Gobierno de Aragón, 2016](#)), que se depositaron principalmente en dos vertederos Sardas y Bailín, en los alrededores

de Sabiñanigo. En el caso de la zona donde se ha realizado el estudio, el vertedero de Bailín, se conoce, por los posteriores trabajos de desmantelamiento y traslado del vertedero, que se vertieron 64.914 toneladas de residuos de HCH sólido.

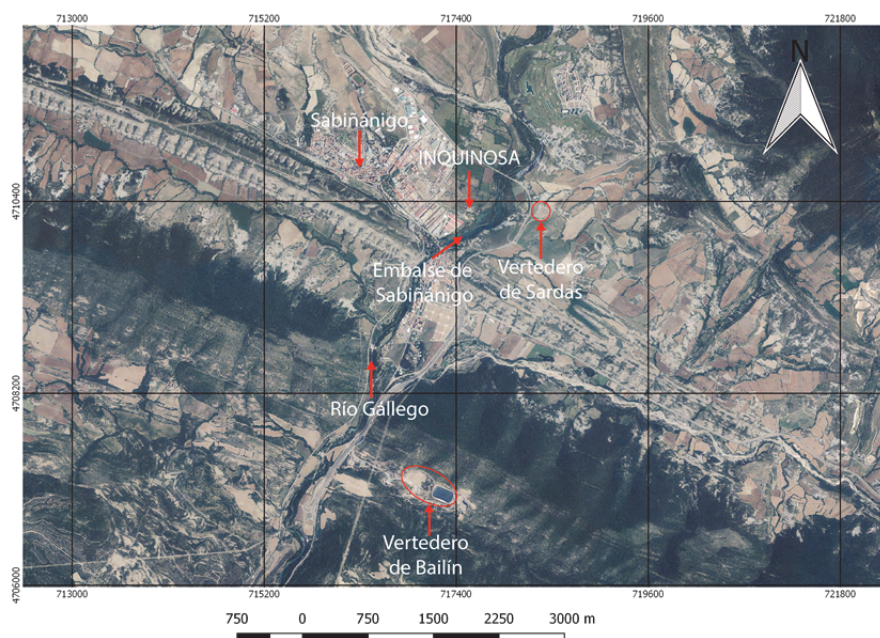


Figura 1.1. Vista aérea del entorno de Sabiñanigo con la localización de los vertederos de Sardas y Bailín y de los terrenos de la empresa INQUINOSA. El lado largo de la fotografía tiene 6.5 km.

Desde 1975 hasta 1978 los principales residuos producidos por la fabricación de lindano en INQUINOSA tenían como destino final Standard Química en Bilbao. Sin embargo, a partir de 1978 (y hasta 1983) se empezó a utilizar el vertedero municipal de Sardas como nuevo depósito de residuos tóxicos y en 1984 se comenzó a utilizar un nuevo emplazamiento para el vertido de residuos de lindano, situado en el barranco de Bailín, conocido como el vertedero de Bailín ([Gobierno de Aragón, 2011](#)), a unos 3 km al sur del casco urbano de Sabiñanigo (Figura 1.1), al que se accede por la carretera N-330.

El vertedero (etiquetado como “antiguo vertedero” en la Figura 1.2) fue utilizado entre los años 1984 y 1992 y ocupaba una extensión aproximada de 31.000 m², albergando un volumen de residuos y tierras contaminadas de unos 210.000 m³. El espacio declarado como suelo contaminado en el barranco de Bailín ocupa un área aproximada de 40 ha (0.4 km²) y se corresponde aproximadamente con la zona mostrada en la Figura 1.2.

Como parte de los trabajos de control de la contaminación abordados por el Gobierno de Aragón, entre el 19 de mayo y el 29 de octubre del 2014 se llevó a cabo el desmantelamiento del vertedero viejo para trasladar los residuos de HCH a una nueva celda de seguridad (etiquetada como “nuevo vertedero” en la Figura 1.2). El resultado final de dicha actividad consistió en

retirar, acondicionar y confinar en el nuevo vertedero de residuos un total de 429.086 toneladas de distintos tipos de materiales ([Gobierno de Aragón, 2014](#)), entre las que había 64,914 toneladas de HCH y 341,959 toneladas de tierras contaminadas.

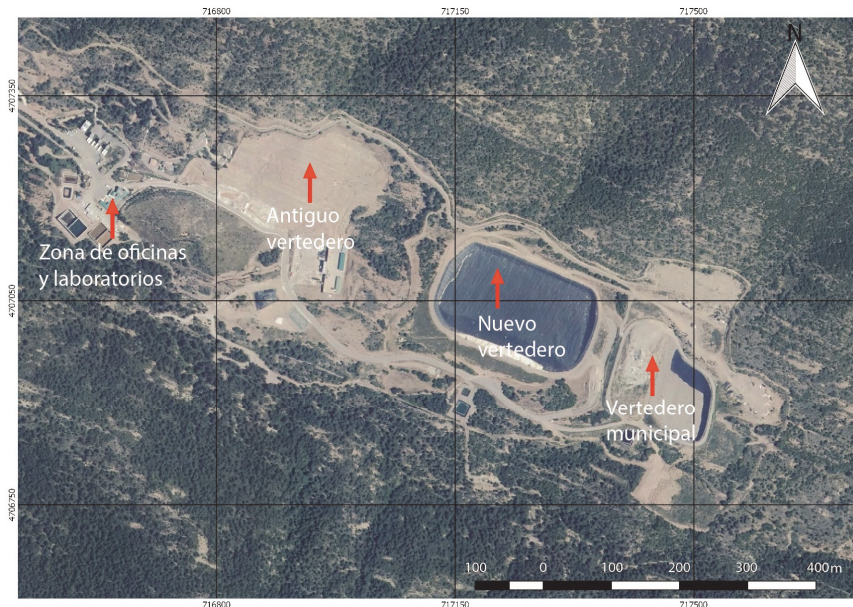


Figura 1.2. El vertedero de Bailín, situado en el barranco de Bailín, unos 3 km al sur de Sabiñánigo. Más que de un vertedero habría que hablar de un complejo de vertederos y zonas de oficinas y laboratorios.

Los trabajos de desmantelamiento y traslado de los residuos comprendieron una serie de actividades destinadas al control y la vigilancia de problemas medioambientales, centrados en la meteorología, las aguas superficiales y subterráneas, los lixiviados, los suelos, el polvo y los gases en aire ([Gobierno de Aragón, 2014](#)).

Debido a este largo historial de vertido y movilización de residuos de HCH, los dos vertederos y la antigua planta de producción son focos de contaminación ambiental que están afectando al acuífero subyacente, a la zona vadosa y a los suelos del entorno ([Fernández et al., 2012](#)). *De los tres focos de contaminación es en el vertedero de Bailín donde se centran los estudios realizados para este Trabajo fin de Máster.*

Es importante destacar que todavía no se ha realizado ningún estudio que demuestre el impacto que se ha generado en la vegetación del entorno inmediato por el vertido de residuos en Bailín, y el traslado posterior de dichos residuos a la nueva celda de confinamiento situada 500 metros hacia el este en la misma ladera del barranco de Bailín. Los trabajos realizados por el Gobierno de Aragón han puesto ya de manifiesto la afección a los suelos del entorno ([Sodemasa, 2010](#)) pero no se ha realizado un estudio específico de la evolución temporal de la contaminación en los suelos. La hipótesis de la que partimos en este trabajo es que el vertido incontrolado de residuos de HCH en el vertedero de Bailín y su posterior traslado han tenido que afectar también, en mayor o menor grado, a la vegetación asociada a estos suelos.

El problema se complica porque existen diferentes vías por las que el HCH puede alcanzar los receptores sensibles, como la escorrentía superficial, la infiltración hacia las aguas subterráneas y el viento, afectando a los suelos y a los ecosistemas del entorno inmediato y pudiendo llegar al receptor principal, el río Gállego ([Gobierno de Aragón, 2014b](#)). Como se trata de un compuesto con carácter volátil tiene la capacidad de propagarse fácilmente a largas distancias a través de la atmósfera y ser depositado nuevamente en ciclos sucesivos, lo que se conoce como “efecto saltamontes”, lo que hace que la contaminación resultante tenga un alcance global ([Walker et al., 1999](#) y [Misra et al., 2007](#)).

1.2 Justificación

El uso de pesticidas orgánicos a lo largo de la historia en la agricultura ha generado enormes beneficios, contrarrestando las diferentes plagas que atacan los cultivos e incrementando las ganancias económicas ([Rodríguez Garrido, 2009](#)).

Sin embargo, la constatación de las repercusiones negativas sobre el medio ambiente y la salud de las personas por la utilización de estos compuestos llevó a la comunidad internacional a prohibir el uso de los Contaminantes Orgánicos Persistentes “COPs”, mediante el Convenio de Estocolmo que entró en vigor en 2004. Los COPs son sustancias químicas que perduran por largos periodos de tiempo en el ambiente, difíciles de degradar en condiciones naturales y con elevada toxicidad y bioacumulación. Los pesticidas organoclorados forman parte de este grupo de contaminantes considerados como prioritarios en el convenio de Estocolmo, y dentro de todos estos compuestos figuran los isómeros α y β del hexaclorociclohexano, HCH ([PNUMA, 2005](#)) presentes en los vertederos de Sabiñánigo.

El vertido incontrolado en Bailín de los residuos de la fabricación de lindano ha generado un riesgo inaceptable para el medio ambiente y la salud humana. La dispersión de los mismos a través de distintos vectores ha alcanzado los suelos y las aguas, y sin duda también a la flora y fauna soportados por estos medios abióticos.

Habiéndose priorizado desde el Gobierno de Aragón los trabajos de gestión de los residuos y de control de las aguas superficiales y subterráneas, aspectos eminentemente críticos que constituyen el mayor problema ambiental de Aragón y uno de los más importantes de España ([Gobierno de Aragón, 2016](#)), surge la necesidad de realizar un estudio de línea base en esta zona que permita conocer el alcance de la contaminación por HCH en la vegetación circundante, su relación con el suelo y otros vectores de contaminación (agua y viento principalmente), y que sirva como base a trabajos de detalle posteriores, incluyendo los encaminados a la biorremediación del entorno.

1.3 Objetivos, tareas y limitaciones

1.3.1 Objetivo general

El objetivo general de este TFM es realizar un primer estudio de reconocimiento de la contaminación por HCH en el sistema suelo-vegetación producida por el vertido incontrolado de los residuos de la fabricación de lindano por parte de INQUINOSA durante sus 28 años de funcionamiento, así como la magnitud de la contaminación adicional provocada por la movilización de 64.914 toneladas de residuos de HCH del vertedero viejo al vertedero nuevo durante los meses de junio, julio y agosto de 2014.

1.3.2 Tareas

Para la consecución de este objetivo general se han planteado las siguientes tareas:

1. Revisión bibliográfica de carácter general sobre este compuesto, sobre suelos y vegetación afectados por lindano, y la información suministrada por el Gobierno de Aragón sobre el vertedero de Bailín.
2. Delimitar una serie de zonas y, dentro de cada zona, una serie de parcelas para realizar el estudio de la contaminación por HCH en los suelos y la vegetación cercano al vertedero de Bailín.
3. Realizar calicatas en cada una de las parcelas, describir macromorfológicamente cada uno de los suelos y clasificarlos taxonómicamente según el sistema de la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (WRB) ([FAO, 2006](#)).
4. Tomar muestras de los suelos en dos niveles: entre 0 y 15 cm (muestra superficial) y entre 15 y 30 cm (muestra subsuperficial) para estimar la profundidad de penetración del HCH en el suelo. Dichas muestras servirán también para conocer las características físicas y químicas más importantes de los suelos (granulometría, pH, conductividad, capacidad de intercambio catiónico, composición del complejo de cambio, contenido en carbonato cálcico equivalente).
5. Identificar, a nivel de especie la vegetación de cada parcela, incluyendo el índice de abundancia-dominancia mediante el método fitosociológico sigmatista de Braun-Blanquet ([Braun-Blanquet, 1979](#)).
6. Tomar muestras de cada especie vegetal y separar las tres fracciones de raíces, tallos y hojas para el análisis de la concentración de HCH.
7. Realizar un análisis exploratorio de los datos para estimar la importancia y el alcance de la contaminación en los suelos.
8. Analizar las correlaciones entre las concentraciones de HCH total y de cada uno de los isómeros en el suelo y en las diferentes fracciones vegetales y relacionarlas con el tipo de especie vegetal y las características físicas y químicas de los suelos.

9. Analizar la correlación de la contaminación en las especies vegetales con los principales vectores de dispersión, el agua y el viento.

1.3.3 Limitaciones

Es importante señalar que el alcance del estudio está limitado temporalmente y que los medios económicos son reducidos, por lo cual el muestreo de suelos y vegetación se ha limitado a zonas representativas en las que era previsible cambios en la afección y estaban representados los tipos de suelos y vegetación de la zona. También la analítica de los compuestos clorados en suelos y vegetación es costosa, y a pesar del gran interés del laboratorio de Bailín y de la DGA, que ha asumido esta parte del trabajo, el número de muestras ha sido necesariamente limitado. Sin embargo, desde el punto de vista científico estas limitaciones no restan interés al trabajo y nos permitirán poner de manifiesto la necesidad de llevar a cabo futuras investigaciones y, más importante, en la dirección que dichas investigaciones deben realizarse. Todo ello se detalla en la sección “Trabajo futuro” del último capítulo.

Capítulo 2. Contexto regional del vertedero de Bailín

2.1 Clima

El término municipal de Sabiñánigo se encuentra ubicado a una altitud media de 780 msnm, con influencias climáticas de tipo mediterráneo y atlántico. La climatología de la Península Ibérica adquiere una peculiaridad en el Pirineo, con el dominio de dos anticiclones: el **Siberiano** (invierno), caracterizado por la ausencia de precipitaciones, temperaturas moderadas durante el día, que descienden por la noche generando frecuentes heladas; y el anticiclón de las **Azores** (verano), que genera tiempo estable, soleado y caluroso. Dicha estabilidad se rompe por las bajas presiones, lo que favorece la formación de tormentas. El paso de frentes desde el Atlántico también influye en las estaciones intermedias de primavera y otoño en el Pirineo ([Diputación Provincial de Huesca, 2008](#)).

El Gobierno de Aragón cuenta con una estación meteorológica en el barranco de Bailín, lo que permite conocer con precisión las características climáticas locales en el entorno del vertedero en la zona del TFM. De los datos tomados por de dicha estación cabe destacar que la precipitación media acumulada es de 688 mm, la humedad relativa media es del 45%, la temperatura media del aire de 12°C, con una máxima de 36°C y una mínima de -12°C (Figura 2.1).

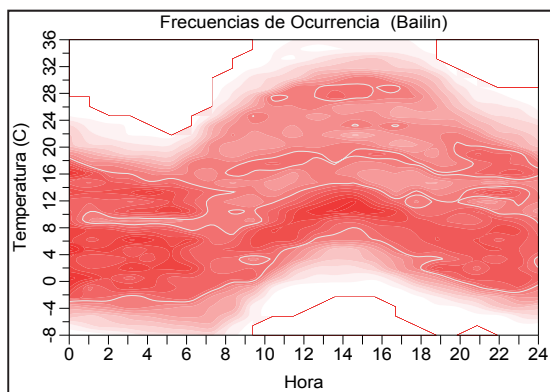


Figura 2.1. Estructura térmica del barranco de Bailín a lo largo del día, para todo el año (tomada de CEAM, 2014).

Sabiñánigo es una zona que presenta un entorno muy complejo con un fuerte contraste atmosférico, representado por los dos valles que se ubican transversalmente, el del Gállego con penetración hacia el Pirineo, y el del Basa en deposición zonal influenciado por la barrera meridional

de la Sierra de S. Pedro, esta singularidad posicionan a Sabiánigo en el eje de fuertes flujos entre ambas cuencas. En el caso del valle de Bailín, la circulación del viento discurre simultáneo en dirección sur de la sierra de Basa, exhibiendo una circulación de brisa de valle, siendo canalizada a lo largo del eje con dirección WNW-ESE. La rosa de vientos para la estación de Bailín evidencia la marcada canalización de los vientos superficiales en el emplazamiento, siguiendo perfectamente el cauce del arroyo con una circulación de brisa alternante valle-arriba/valle-abajo ligado a una mayor velocidad durante las horas del día y con bajas frecuencias durante la noche (Figura 2.2) (CEAM, 2014).

Resalta el hecho de que en verano las calmas (vientos < 0.5 m/s) representan periodos de elevadas frecuencias, por encima de lo normal, coincidiendo precisamente con la transición noche-día. Durante las horas diarias los vientos de valle-ladera ventilan eficientemente el entorno. Es decir, que durante el periodo estival los valores moderados se presentan en las horas del día (vientos suaves), incrementándose por la noche (CEAM, 2014).

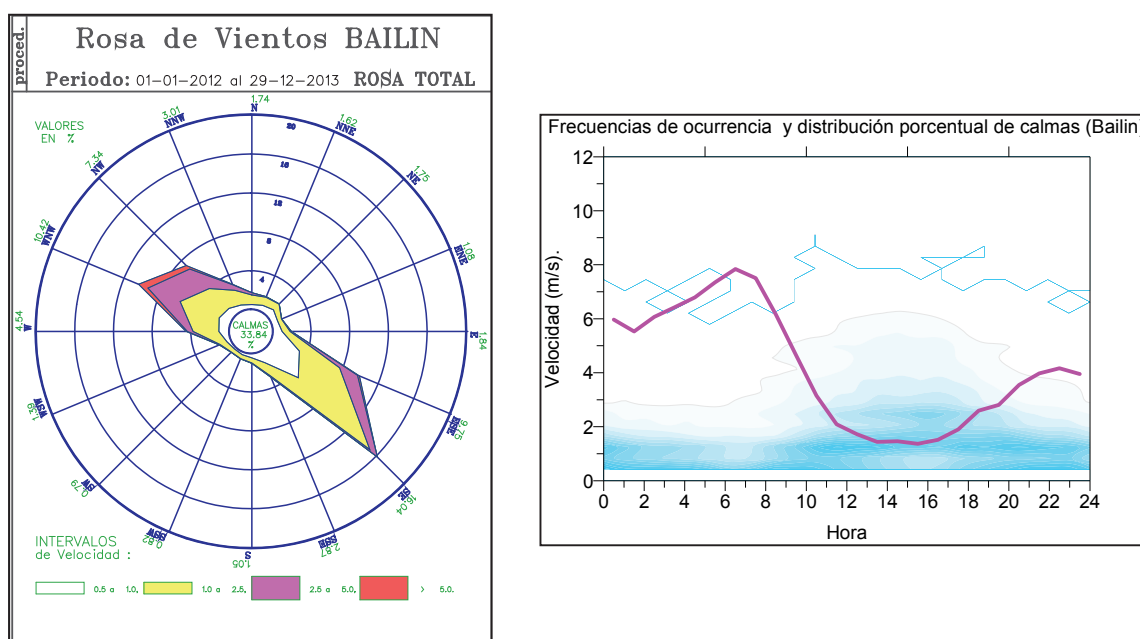


Figura 2.2. Rosa de vientos del valle de Bailín durante los años 2012-2013 (derecha) y frecuencia de ocurrencia de la magnitud de vientos a lo largo del día (derecha) (tomada de CEAM, 2104).

2.2 Geología

El vertedero de Bailín está situado entre dos alineaciones montañosas, las denominadas sierras interiores pirenaicas hacia el norte (Ezcaurri, Telera, Tendeñera y Monte Perdido), pertenecientes a la zona axial, y las sierras exteriores al sur (Santo Domingo, Gratal, Gabardiella y Guara), pertenecientes a la zona surpirenaica. Posicionado específicamente en el flanco norte del deno-

minado sinclinorio de Guarga (Figura 2.3), formado por sedimentos detríticos sinorogénicos de origen continental y edad eoceno-oligoceno del Grupo Campodarbe, se caracteriza por la posición subvertical de las capas de lutitas y areniscas de la facies de Bailín (Puigdefábregas, 1975), englobadas dentro del Grupo Campodarbe, que hacia el norte conforman el flanco sur invertido del anticlinal del Guarga, formado por los materiales muy poco competentes de las formaciones Belsué-Atarés, margas de Pamplona, areniscas de Sabiñánigo y margas de Larrés (Gil Peña et al, 2012).

La **facies de Bailín** constituyen el paso lateral hacia el O y SO de los conglomerados de la Fm Santa Orosia y constituyen las facies más distales de un sistema de abanicos aluviales, caracterizadas por ser la parte más extensa del abanico donde la pendiente es muy suave y la granulometría de los sedimentos bastante fina. La formación Santa Orosia corresponde a las zonas más proximales de dichos abanicos. Litológicamente, el principal constituyente de las facies de Bailín son las limolitas y lutitas rojas con frecuentes intercalaciones arenosas irregulares con matriz calcárea y de poco espesor, en las que pueden encontrarse cantos centimétricos y nummulites resedimentados. En todo el tramo se encuentran señales de bioturbación (burrows) con cierta frecuencia. Las capas de areniscas intercaladas varían en espesor y suelen estar gradadas, con estratificación paralela a techo y cruzada en la base; también se pueden observar lineaciones de corriente (Gil Peña et al, 2012).

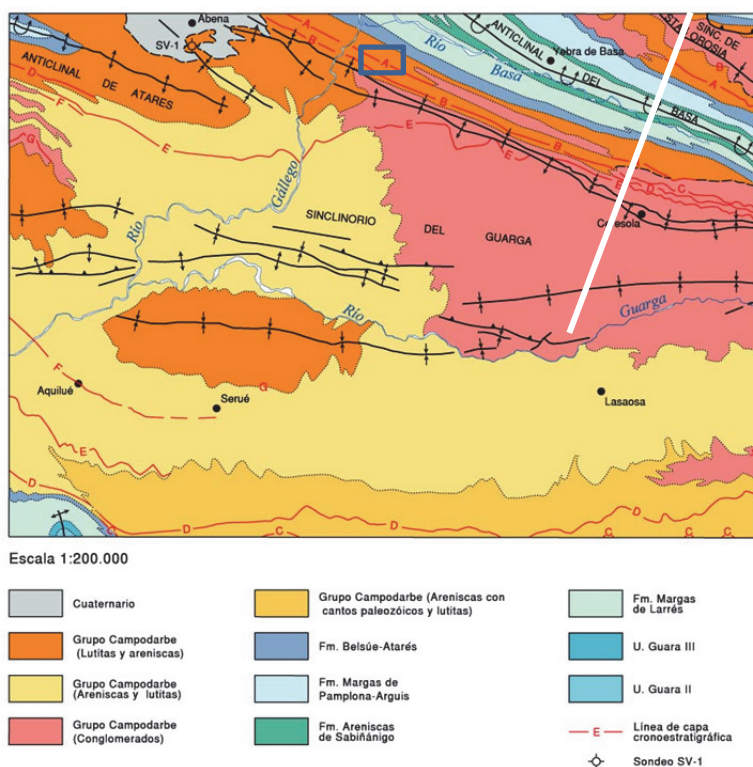


Figura 2.3. Contexto geológico del vertedero de Bailín. El vertedero está situado en el flanco norte del sinclinorio del Guarga, en los materiales del Grupo Campodarbe, compuestos principalmente por lutitas, areniscas y conglomerados, justo al sur del anticlinal del Basa, en cuyo eje aflora la Fm. Margas de Larrés (Gil Peña et al, 2012). El rectángulo azul muestra la posición de la zona de estudio y la línea blanca la dirección del corte geológico mostrado en la Figura 2.4 .

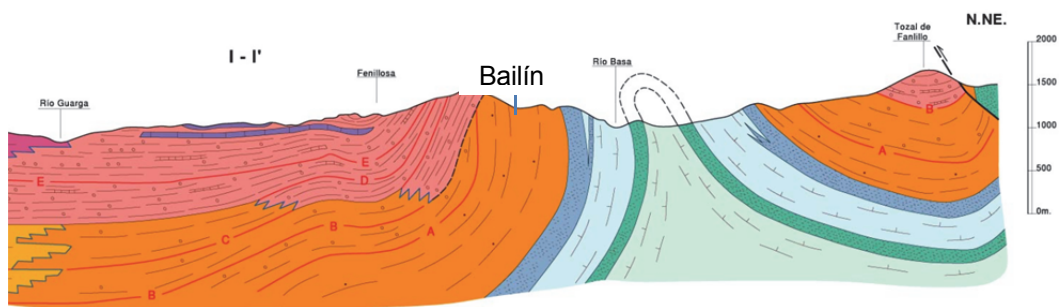


Figura 2.4. Corte geológico del Anticlinal del Basa y el flanco norte del sinclinorio del Guarga. El vertedero de Bailín se sitúa en los materiales de la facies Bailín (naranja), en el flanco vertical meridional del anticlinal del Basa ([Gil Peña et al, 2012](#)).

Una de las característica más destacables desde el punto de vista geológico en la zona del vertedero de Bailín son los estratos de (areniscas, conglomerados, limolitas calcáreas y lutitas de origen continental depositadas en medios aluviales y fluviales) que se encuentran muy verticalizados, tanto en posición normal como invertidos, lo que condiciona de manera muy importante la geomorfología de la zona (Figura 2.5 y Figura 2.6). Las potentes capas verticales o subverticales compuestas de estos distintos materiales son las que destacan en el paisaje de Bailín. Sin embargo, son las barras de areniscas y conglomerados las que mayor resalte presentan como consecuencia de su elevada resistencia a la erosión, mientras que las zonas mas deprimidas quedan conformadas por los materiales mas blandos de facil erosion (limolitas calcareas y lutitas), ambas con orientación ONO-ESE conformes con la directriz tectónica regional ([Gil Peña et al, 2012](#); [Gobierno de Aragon, 2008](#)).



Figura 2.5. Aspecto geomorfológico de la zona del barranco de Bailín. Capas verticales duras arenisco-conglomeráticas que resaltan en el paisaje sobre las zonas más deprimidas compuestas de areniscas de grano fino, limolitas y lutitas, todas ellas con un importante componente carbonatado. El área sin vegetación situada a la derecha es el antiguo vertedero una vez eliminados todos los residuos. La fotografía está tomada hacia el oeste (el río Gállego se sitúa entre los montes del fondo y los de las alineaciones de barras de areniscas).

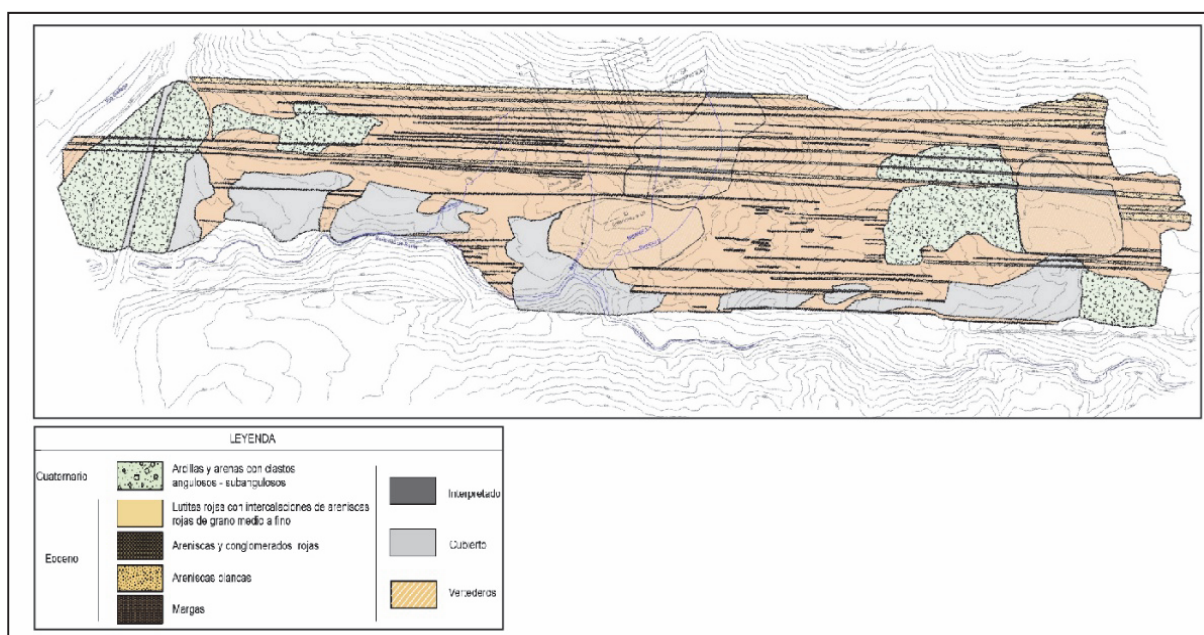


Figura 2.6. Mapa geológico del emplazamiento del vertedero de Bailín ([Gobierno de Aragón, 2008](#)).

En las áreas más deprimidas, en medio de las barras, existe una agrupación litológica muy heterogénea constituida por areniscas de grano fino a muy fino, limolitas, lutitas y en algunas ocasiones materiales arcilloso-margosos, en todos los casos con un componente carbonatado muy importante. Las areniscas son de colores amarillentos a rojizos y se disponen en capas lenticulares de espesor decimétrico, creando paquetes de espesor decámetrico, mientras que las limolitas, lutitas y arcillas margosas (en todos los casos calcáreas) son generalmente rojizas, con bioturbación abundante y *ripples* a techo de las capas ([Gobierno de Aragón, 2008](#)).

Las barras de areniscas y conglomerados están muy fracturadas en dos direcciones ortogonales, lo que condiciona de manera drástica su permeabilidad y posibilita el movimiento de las aguas subterráneas a favor de dichas barras hacia el río Gállego, que las corta de manera casi perpendicular. Esta disposición de las capas de areniscas y su fracturación, que les confiere una alta permeabilidad, han permitido la penetración y acumulación de los residuos de HCH en el freático de la zona, con el consiguiente riesgo de que, moviéndose a favor del gradiente hidrológico local, estos residuos puedan llegar hasta el río Gállego y, de ahí, a toda la cuenca del Ebro situada aguas abajo. Impedir el movimiento de los residuos de HCH en las barras de arenisca es, sin duda, el mayor reto al que se enfrenta el Gobierno de Aragón. Comparado con esto, la contaminación superficial que afecta a los suelos y la vegetación de la zona, que son el objetivo de este TFM, son de una importancia menor.

En resumen, la estructura geológica local de la zona del vertedero de Bailín ha condicionado completamente la geomorfología y la hidrogeología del área lo que, a su vez, ha influido de manera decisiva en la capacidad contaminante de los residuos de HCH. La geomorfología, junto

con el clima, han marcado las pautas de la génesis y la evolución de los suelos de la zona, así como de la vegetación que los caracteriza. Es este complejo sistema suelo-vegetación desarrollado en la interfase entre el material parental geológico y la atmósfera en el que se centra el estudio del TFM.

2.3 Suelos

El suelo cubre la mayor parte de la superficie terrestre, y es uno de los recursos naturales de mayor importancia junto con el aire y el agua. Es un recurso esencial que a menudo damos por descontado; no es un organismo vivo, pero es vital para la supervivencia de todos los seres vivos. El suelo es una combinación de materia mineral y orgánica, agua y aire ([Tarbuck y Lutgens, 2013](#)), producto de la interacción compleja de varios factores entre los que destacan el clima, el material parental, los organismos, el relieve y el tiempo (Figura 2.7).

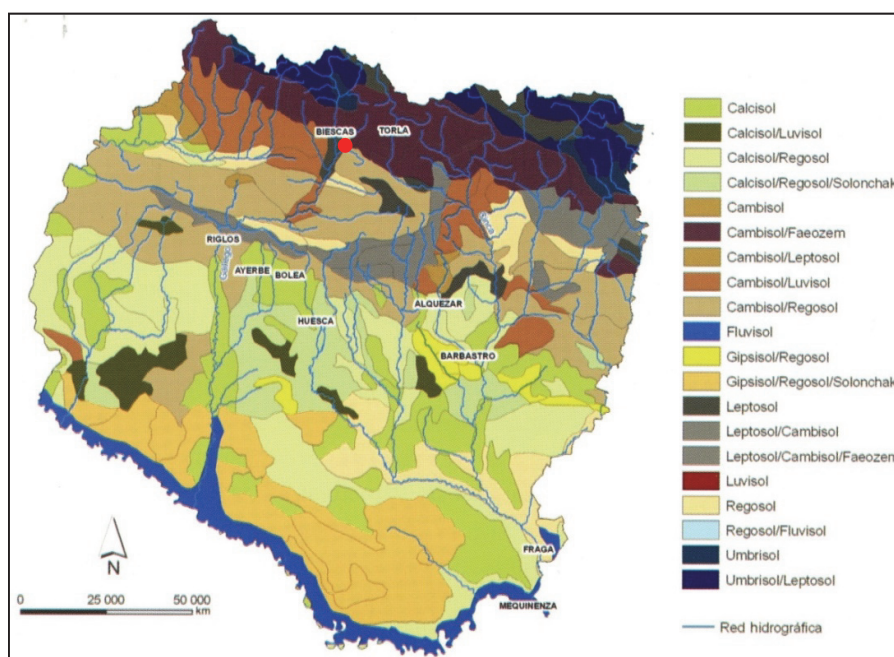


Figura 2.7. Mapa de suelos del Alto Aragón (Badía, 2009). En el entorno de Sabiñánigo (círculo rojo) predominan los suelos de tipo Cambisol, Regosol, Calcisol y Leptosol.

Centrándonos específicamente en la zona de estudio (vertedero de Bailín) los factores condicionantes en la formación de suelos son fundamentalmente el relieve y el material parental. El valle de Bailín presenta una geomorfología un tanto variada, formando suelos poco desarrollados en las zonas de ladera escarpadas, debido a que estas zonas se erosionan fácilmente e implica que los suelos sean menos desarrollados. Por su parte, en las laderas suaves y fondos de valles, el aporte de material es mayor y, por tanto, los suelos son más profundos y con un perfil edáfico con mejor desarrollo de horizontes. Haciendo referencia al material parental se pueden distinguir distintos tipos de suelos según sea el tipo de roca del cual se forman. En el caso de las mar-

gas se desarrollan suelos de tipo Regosol con una textura más limosa y suelos menos desarrollados y Cambisoles, con texturas más arcillosas y suelos más desarrollados cuando la topografía lo permite. Sobre las areniscas los suelos que se desarrollan son fundamentalmente Leptosoles, muy poco desarrollados y limitados en profundidad. Finalmente, los Calcisoles se desarrollan sobre materiales del coluvial cuaternario formado a partir de la facies de Bailín.

2.4 Vegetación

La distribución de las especies en la superficie terrestre no es del todo homogénea, de manera que cada especie vegetal tiene un área geográfica concreta en la cual se desarrolla. Los factores definitivos que condicionan las comunidades vegetales y por ende en su formación son el clima (temperatura y precipitación), suelo, relieve y actividades antropogénicas ([Sanz Elorsa, 2009](#)).

Según [Rivas Martínez \(1987\)](#) la zona peninsular de España se distribuye entre dos regiones biogeográficas: la región Eurosiberiana con periodos de lluvias prolongados y temperaturas estables y la región Mediterránea con periodos estivales largos, secos y calurosos con escasez de precipitaciones. La provincia de Huesca y entre sus municipios Sabiñanigo posee una vegetación muy diversa reflejo de la diversidad de múltiples factores edáficos, variedad de paisajes, ambientes fitoclimáticos y diversidad de sustratos rocosos ([Montserrat, 2000](#)). Entre los 400 y 1000 m de altitud (rango en el cual se encuentra Bailín) existe un predominio de bosque mixto correspondiente a pisos bioclimáticos transicional mediterráneos ($T = 8-17^{\circ}\text{C}$) y eurosiberianos ($T < 3-10^{\circ}\text{C}$) ([Rivas-Martínez, 1987](#)).

La variación que presenta la vegetación en Bailín está fuertemente influenciada por la topografía y la orientación, en el caso de las **solanas** donde la radiación solar es mayor, la cantidad de energía por unidad de superficie aumenta, las diferencias se dejan notar mucho en la cubierta vegetal, existiendo un menor dominio de la vegetación arbórea y un variado estrato arbustivo. Sin embargo, en la zona de **umbrías** donde la radiación solar es menor, es decir en la zona de sombra orográfica, existe un mayor predominio de especies arbóreas como ser el pino royo (*Pinus sylvestris*) y quejigo (*Quercus cerrioides*) con tallas que no sobrepasan los 15 m de altura y su grado de cobertura en muchas ocasiones supera el 60% (índice de abundancia-dominancia).

Junto a las especies descritas anteriormente aparecen otras como el boj (*Buxus sempervirens*), aliaga (*Genista scorpius*), guillomo (*Amelanchier ovalis*), (*Cytisophyllum sessilifolium*), acerollero (*Sorbus domestica*), rosa (*Rosa canina*), (*Coronilla minima*), junquillo falso (*Aphyllantes monspeliensis*), llantén (*Plantago lanceolata*), ginebro (*Juniperus oxycedrus*), espino albar (*Crataegus monogyna*), esparceta (*Onobrychis viciifolia*), etc. En realidad, la formación integrada por una mezcla de todas estas especies representa el óptimo vegetal o clímax regional de Bailín.

2.5 El hexaclorociclohexano (HCH)

En este apartado se hace un breve resumen de las propiedades más importantes del hexaclorociclohexano (uno de cuyos múltiples isómeros, el γ -HCH, es el lindano) con el objetivo de que sirva de referencia para comprender mejor los resultados que se presentan en el Capítulo 4. Como el lindano no es un compuesto muy conocido, ni tampoco sus consecuencias medioambientales, en el Apéndice A se ha recogido información útil sobre su fabricación, usos y la historia de su prohibición.

El hexaclorociclohexano (HCH), de fórmula química $C_6H_6Cl_6$, es una sustancia sintética organoclorada que, según la posición axial o ecuatorial de los átomos de cloro en torno al anillo de ciclohexano, da lugar a diferentes isómeros llamados α -, β -, γ -, δ -, ϵ -, η -m, y θ -HCH ([Calvelo Pereira et al., 2008](#)). El lindano es el isómero γ -HCH, o gamma-HCH, único isómero de uso insecticida comercial (Figura 2.8).

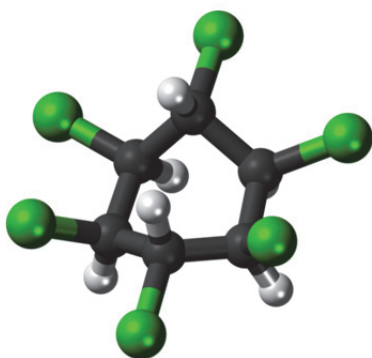


Figura 2.8. Estructura del HCH. Se trata de un compuesto organoclorado sintético de fórmula $C_6H_6Cl_6$ en forma de un anillo de seis carbonos (esferas negras) en el que seis de los 12 átomos de hidrógeno (esferas grises) han sido sustituidos por seis átomos de cloro (esferas verdes). Según la posición de los átomos de H sustituidos se obtienen los diferentes isómeros. El lindano es el isómero γ -HCH, mostrado en la figura (Wikipedia, "lindano").

El HCH es un compuesto sólido blanquecino a presión y temperatura ambiente de masa molecular 290.8 g mol^{-1} , con baja solubilidad en agua y relativamente alta en disolventes orgánicos. El HCH presenta una estabilidad térmica alta debido a que contiene enlaces C-C, C-H y C-Cl, sin que exista polaridad en la molécula. Esto hace que el HCH tenga un punto de fusión relativamente alto para ser un compuesto orgánico, aunque muy variable dependiendo del isómero, siendo el β -HCH el de mayor punto de fusión ($309\text{-}310^\circ\text{C}$), y el γ -HCH el de punto de fusión más bajo ($112\text{-}113^\circ\text{C}$). En general, los distintos isómeros de HCH son compuestos bastante hidrofóbicos mostrando más afinidad por la fase lipídica de los organismos, con un coeficiente de distribución octanol/agua ($\log K_{ow}$) que oscila entre 3.6-3.7 para el γ -HCH y 4.1 para el δ -HCH. En cuanto a su solubilidad en agua, el isómero β -HCH es el más insoluble (aprox. 5 mg L^{-1}), seguido por el γ -HCH (lindano), que es relativamente soluble (7.3 mg L^{-1}), y por el α - y δ -HCH, que son moderadamente soluble (10 mg L^{-1}). La presión de vapor de saturación (Pa, 20°C) es relativamente alta en el caso de γ -HCH el isómero más volátil, de un orden semejante en α - y δ -HCH, y dos órdenes de magnitud inferior en el isómero β -HCH ([Willett et al., 1998](#); [Calvelo Pereira et al., 2008](#) y [Rodríguez Garrido, 2009](#)). Debido a su alta estabilidad térmica,

baja volatilidad y baja solubilidad, el isómero β -HCH es el que tiende a predominar en los suelos y los tejidos vegetales, mientras que el α -HCH, menos estable, más volátil y más soluble en agua es el que predomina en ambientes acuáticos y en la atmósfera.

Tabla 2.I. Principales propiedades físicas de los isómeros del hexaclorociclohexano (Calvelo Pereira, 2008).

Propiedad	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	δ -HCH
Formula molecular	$C_6H_6Cl_6$			
Masa molecular ($g\ mol^{-1}$)	290.83			
Punto de fusión ($^{\circ}C$)	157-160	309-310	112.5	138-139
Solubilidad en agua ($mg\ L^{-1}$)	10	5	7.3	10
Presión de vapor (sólido, Pa)	5.3×10^{-3}	4.3×10^{-5}	2.9×10^{-3}	2.3×10^{-3}
Constante de Henry, H ($Pa\ m^3/mol^{-1}$)	0.870	0.120	0.130	0.073
Coeficiente de reparto, $\log K_{ow}^1$	3.8	3.78	3.61-3.72	4.14
Coef. reparto, $\log K_{oc}^2$	3.0	3.57	3.57	3.8
Coef. reparto, $\log K_{oa}^3$	7.25	8.09	7.88-7.99	8.66

1: Coeficiente de reparto octanol-agua; 2: coeficiente de reparto octanol-carbono orgánico; 3: coeficiente de reparto octanol-aire.

El γ -HCH, así como otros tipos de plaguicidas como el DDT, el aldrin y el dieldrin, tiene por su naturaleza hidrofóbica una alta persistencia en el suelo y tiende a bioacumularse en los tejidos de plantas y animales ([Prakash et al., 2004](#)), causando daños en la salud humana y el medio ambiente. Además, por la presencia de numerosos átomos de cloro muy difíciles de eliminar por mecanismos enzimáticos, la degradación metabólica de los plaguicidas organoclorados es un proceso muy lento ([NCR, 1977](#)) lo que, junto con su baja solubilidad en agua, les confiere una fuerte tendencia a quedar retenidos en suelos y sedimentos.

En resumen, los plaguicidas organoclorados en general, y el lindano en particular, poseen propiedades muy especiales entre las cuales destacan su alta volatilidad, alta estabilidad química y térmica, alta solubilidad en lípidos y lenta biotransformación y degradación en el medio ambiente. Estas propiedades, que les hacían enormemente atractivos como plaguicidas, son también las que, en última instancia, han provocado su prohibición en numerosos países de todo el mundo, por ser las causantes de todos los problemas medioambientales que provocan: persistencia, bioconcentración y biomagnificación en la cadena trófica ([Moreno Grau, 2003](#)). Son también estas propiedades, y las diferencias de valor entre los diferentes isómeros, los que permiten explicar el comportamiento del HCH en los suelos y la vegetación, así como la manera en la que se reparte entre los diferentes reservorios superficiales (atmósfera, aguas subterráneas, suelos y vegetación). La Tabla 2.I será útil en el Capítulo 4 cuando se muestren los resultados de los análisis de HCH en los suelos y en la vegetación de Bailín y sea necesario interpretarlos.

Capítulo 3. Material y métodos

3.1 Diseño de la campaña de prospección

Ante la imposibilidad de muestrear toda el área de estudio de manera extensa por motivos económicos y de tiempo, fue necesario realizar un muestreo dirigido y representativo tomando las muestras (suelo y vegetación) en puntos estratégicos que reunieran diferentes variables como ser diferentes tipos de suelo, orientación de las laderas, presencia de vegetación en todos los puntos de muestreo, dirección del viento, distancia a los vertederos, etc.

Primeramente se hizo un reconocimiento del área de estudio, obteniendo toda la información básica que nos permitió establecer a posteriori el plan de muestreo en este caso preferencial (seleccionando múltiples sitios para determinar si existe variación en la contaminación).



Figura 3.1. Localización del vertedero de Bailín. El área de estudio se ha dividido en diferentes zonas de muestreo (polígonos etiquetados BA1 a BA7) y en cada zona se han definido entre una y cuatro parcelas de muestreo (puntos rojos).

Para llevar a cabo el plan de muestreo se dividió el área de estudio en diferentes zonas. En la campaña principal de muestreo se definieron cuatro zonas (BA1: situada entre el vertedero viejo y la nueva celda de seguridad; BA2: a escasos metros de la carretera donde circulaban los ca-

miones que trasladaron los residuos de un vertedero a otro; BA3: cercano a la pluma de aguas contaminadas que discurre por vía subterránea hacia el río Gállego; BA4: zona más alejada de los vertederos, libre de contaminación, unos 200 m hacia el este del vertedero nuevo). Posteriormente se consideró necesario añadir varias zonas más (BA5, BA6 y BA7) con el objetivo de precisar la distribución de la contaminación en suelos y vegetación. En cada una de las zonas se seleccionaron entre uno y cuatro parcelas de muestreo, de modo que fuesen representativos para obtener información acorde a los objetivos planteados en el trabajo (Figura 3.1).

3.2 Muestreo y descripción de suelos y vegetación

3.2.1 Muestreo de suelos

Una vez seleccionados cada uno de los puntos de muestreo se procedió a tomar las muestras. La metodología consistió en realizar un perfil (calicata) de forma manual para observar los horizontes del suelo. En cada uno de los perfiles se tomaron dos muestras a diferente profundidad (0-15 y 15-30 cm), se introdujeron en bolsas ziploc con su respectiva rotulación y se trasladaron al laboratorio. En el laboratorio, se retiraron las raíces y hojas, se secaron al aire libre, se disgregó cada una de las muestras y se tamizaron a través de una malla de luz de 2 mm, pesándose por separado la fracción menor de 2 mm y la fracción mayor de 2 mm.

3.2.2 Descripción macromorfológica de suelos

En cada uno de los puntos de muestreo se realizó una caracterización del perfil de suelo, abriendo calicatas a una profundidad necesaria alcanzando el material parental. En la caracterización biofísica se incluye el material parental a partir del cual se han formado los suelos, la geomorfología del entorno, la vegetación dominante y el uso del suelo. Se han utilizado los criterios estándares de SINEDARES ([CBDSA, 1983](#)) para la caracterización de cada perfil (la tabla 4.I. recoge las propiedades que se describieron). Los horizontes de diagnóstico y los suelos se han clasificado según la Base Referencial Mundial para Recursos de Suelos (WRB, World Reference Base for Soil Resources) propuesta por la FAO ([FAO, 2006](#)). Las unidades taxonómicas se han formado añadiendo los calificadores pertinentes a los grupos de suelos de referencia.

Tabla 3.I. Propiedades macromorfológicas descritas en el campo.

Estado de humedad	Cementaciones
Color	Materia orgánica
Manchas	Actividad biológica
Estado de oxidación	Actividad humana
Elementos gruesos	Raíces
Textura	Porosidad
Estructura	Grietas
Ensayos de campo: carbonatos, cloruros, sulfatos.	Estudio de superficies
Consistencia	Acumulaciones

Para la descripción de cada uno de los perfiles se ha contado con la ayuda del edafólogo de la Universidad de Zaragoza David Badía Villas, profesor titular del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Escuela Politécnica Superior de Huesca.

3.3 Muestreo, identificación taxonómica y abundancia de plantas

El primer paso consistió en definir las zonas donde se tomarían las muestras vegetales y establecer el sistema de muestreo para realizar el inventario de la flora. El método utilizado fue un muestro preferencial ya que la selección de cada una de las parcelas se hizo de forma subjetiva atendiendo a diferentes caracteres como el relieve y el tipo de suelo, entre otros. Se delimitaron parcelas de 5×5 m (Figura 3.2), ya que se consideró que 25 m² era una superficie suficiente para tener una muestra representativa de las especies vegetales del entorno.



Figura 3.2. Delimitación de parcelas. En cada uno de los puntos de muestreo seleccionados se delimitaron parcelas de 5x5m para la estimación de la abundancia de cada especie vegetal y la toma de muestras para su posterior identificación y clasificación.

Inicialmente se deben tomar los datos correspondientes a la localidad, realizar una descripción breve del tipo de vegetación o ecosistema, tomar las coordenadas y altitud, número de parcela, etc. Con una tijera podadora se cortó cada uno de los especímenes, idealmente aquellos que poseían estructuras reproductoras (flores y frutos) ya que esto facilitó la identificación. Posteriormente, cada una de las muestras recogidas se colocó sobre papel de periódico (absorbente), se asignó un número de colecta, se prensaron y finalmente se secaron con el objetivo de preservar la integridad morfológica de la planta. Cuando se trabaja con hierbas pequeñas de menos de 50 cm de altura se recolecta la planta completa, incluyendo la raíz.

Debido a la falta de una guía de campo que facilitara el proceso, fue necesario recoger cada una de las distintas especies para su posterior identificación. Las especies fueron identificadas en el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) con la ayuda del botánico Daniel Gómez, investigador del IPE y responsable del Herbario de Jaca. El Apéndice B recoge la clasificación taxonó-

mica de cada especie junto con una breve descripción de sus principales características morfológicas y una fotografía representativa.

Para la realización de los inventarios se ha seguido el método fitosociológico sigmatista de la escuela de J. Braun-Blanquet ([Braun-Blanquet, 1979](#)). Se trata de un método que recoge información directa de cada especie en una comunidad vegetal y a cada una de las especies se le asigna un índice de abundancia-dominancia dentro de cada parcela de muestro (Tabla 3.II).

Tabla 3.II. Escala de abundancia de especies vegetales según el sistema de Braun-Blanquet (1979).

Valor	Significado (interpretación)
5	Individuos con cobertura mayor del > 75% del área
4	Individuos con cobertura entre 50-75% del área
3	Individuos con cobertura entre 25-50% del área
2	Individuos con cobertura entre 5-25% del área
1	Abundante, pero con un valor de cobertura bajo <5%
+	Pocos individuos y pequeña cobertura
r	Uno o pocos individuos

3.4 Análisis de las propiedades físicas y químicas de los suelos

Los análisis físico-químicos de los suelos se han realizado en el laboratorio de Geoquímica del Departamento de Ciencias de la Tierra, en la Universidad de Zaragoza. La metodología utilizada fue en casi todos los casos la recomendada en los métodos oficiales de análisis ([MAPA, 1994](#)). A continuación se mencionan cuáles fueron los análisis que se llevaron a cabo y el método utilizado. El Apéndice C recoge los procedimientos analíticos detallados.

- **Granulometría:** se determina mediante el uso de los correspondientes tamices y el método de pipeteo, procurando no destruir la fracción de carbonatos pero con la oxidación de la materia orgánica. Las clases texturales se determinaron mediante el diagrama textural del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) en base a los porcentajes de arena, limo y arcilla ([Porta et al., 2003](#)).
- **pH:** se ha determinado potenciométricamente mediante un pH-metro Orion, con suspensión acuosa 1/2,5 de suelo-agua. También se determinó el pH mediante cloruro potásico, utilizando una solución de 1/2,5 de suelo-KCl 0,1M.
- **Conductividad eléctrica:** se mide mediante un conductivímetro en una suspensión 1/5 p/v de suelo (una parte en peso de suelo por cinco partes en volumen de agua destilada).
- **Capacidad de intercambio catiónico (CIC):** se han establecido por saturación con una solución neutra de acetato amónico 1N a pH 8.2 y extracción posterior por centrifugación con una solución 1N de acetato sódico. La medición de la concentración de sodio se realizó en un espectrofotómetro de llama.

- **Cationes de cambio:** los cationes intercambiables del suelo se desplazan mediante extracción sucesivas con una solución 1N de acetato amónico a pH 7. La medición en la concentración de calcio, magnesio y potasio se realizó con un espectrofotómetro de absorción atómica y se han expresado en cmol de carga positiva por kg de suelo ($\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$). Es importante mencionar que la cantidad de calcio cambiante está sobrevalorada debido a que los suelos de la zona de Bailín son calcáreos, por lo que el Ca extraído no es solo el Ca de cambio sino que incluye una parte no cuantificable del Ca proveniente de la disolución de los carbonatos, lo que hace que la suma de los cationes de cambio sea mayor que la CIC.
- **Carbono orgánico oxidable y materia orgánica:** El carbono orgánico del suelo se determina mediante la oxidación con dicromato potásico en presencia de ácido sulfúrico. Utilizando un electrodo Eh y un potenciómetro, se valoró con solución de sulfato ferroso amónico (sal de Mohr) 0,5 N mediante una bureta.

3.5 Análisis de los isómeros de HCH en los suelos

La determinación cuantitativa de los compuestos orgánicos semivolátiles (COSV) del suelo se realizó en el laboratorio del Gobierno de Aragón en Bailín, Sabiñanigo, Huesca. Los compuestos analizados son los diferentes isómeros que posee el hexaclorociclohexano (HCH) (α , β , γ , δ , ϵ). El procedimiento analítico se ha basado en las normas UNE-EN ISO 6468 (Determinación de ciertos insecticidas organoclorados, bifenilos policlorados y clorobencenos. Método por cromatografía de gases con extracción líquido-líquido) y UNE-EN ISO 10301 (Determinación de hidrocarburos halogenados altamente volátiles. Método por cromatografía de gases).

Fundamento del método: una vez disgregadas y tamizadas las muestras a través de una luz de malla de 2 mm se cuarteo (homogenizo) cada una de las muestras y se tomaron 50 gramos. Luego se pesó aprox. 10 gramos de cada muestra en una balanza de precisión de 0.0001 g. se realizó una extracción de los COSV con hexano a reflujo (2 horas) y con alta temperatura (130°C) en un SOXTEC (FOSS). El análisis de las concentraciones para los distintos isómeros se realizó en un Cromatógrafo de Gases-Masas (AGILENT Serie 7890A), que consiste en separar por retención a diferentes tiempos en la fase de la columna cada uno de los compuestos de mezclas complejas. Cabe señalar que el límite de detección para cada isómero en el extracto líquido es de 0.02 $\mu\text{g/l}$.

3.6 Análisis de los isómeros de HCH en las plantas

Las muestras fueron obtenidas de la parcela BA2, debido a que esta zona fue la que presentó los valores más altos de HCH en suelo. En total se tomaron 14 especies, se obtuvo muestra de los distintos órganos vegetales (raíz, tallo y hoja). Las muestras se dividieron en dos fracciones, una

para valorar la pérdida de peso tras haberse dejado una semana secando a temperatura ambiente (los factores correctores húmedo-seco se recogen en la Tabla E.VIII del Apéndice E) y la otra para trituración y posterior análisis. Las muestras se trituran hasta un diámetro menor de 2 mm con un molino de cuchillas, marca RETSCH, modelo GM200, en el caso de las raíces antes de realizar la trituración se lavaron con abundante agua tratando de eliminar el excedente de suelo. La preparación y analítica se realizó en el laboratorio del vertedero de Bailín y para el análisis de cada una de las muestras se pesaron 10 gramos como mínimo.

Existen diferentes metodologías para extracción de plaguicidas en vegetales, en nuestro caso se hizo mediante el método “QUECHERS” que permite una extracción con acetonitrilo (empleando sales como el sulfato de magnesio y acetato de sodio) de un gran número de residuos de pesticidas multiclase y multirresiduo en un amplio rango de matrices con características muy diferentes. Seguidamente se elimina el agua presente en la muestra y se hace una limpieza o “clean-up” con Carbón Grafitizado, C-18 y PSA (PHENOMENEX: KSO-8917). Luego los extractos se determinaron por cromatografía de gases con detector de masas (CG: 7890 A/ MS: 5975) ([AOAC, 2007](#)).

3.7 Análisis y procesamiento de los datos

Se han utilizado una serie de programas de ordenador para la elaboración de los mapas, los gráficos y el tratamiento estadístico de los datos.

Para la realización de los mapas digitales se ha utilizado el Sistema de Información Geográfica de código libre **QGIS**, versión 2.16 Nødebo (www.qgis.org). También se ha utilizado el programa **SURFER**, versión 13.0.383 ([Golden Software](#)), para la elaboración de los mapas de isolíneas mediante la técnica del *krigeage*. La mayoría de las imágenes se han realizado o tratado mediante **Adobe Illustrator**, versión 1.5. Por último, para el tratamiento de los datos se han utilizado tres programas: la hoja de cálculo **EXCEL**® 2010 (Microsoft), el programa **OriginPro 8**, versión 8.0724 de ([OriginLab](#)), un software para el análisis de datos y la realización de gráficos, y el software de tratamiento estadístico de datos **PAST**, versión 3.16 de Øyvind Hammer (<https://folk.uio.no/ohammer/past/>).

Capítulo 4. Resultados

4.1 Suelos

4.1.1 Descripción, clasificación y cartografía de los suelos de Bailín

Como se ha comentado en el capítulo anterior, en cada una de las parcelas delimitadas para el muestreo y análisis de los isómeros de HCH se realizó una calicata para clasificar los suelos del área de Bailín, para lo cual fue necesario hacer una descripción macromorfológica del perfil edáfico siguiendo los criterios SINEDARES ([CBDSA, 1983](#)). En la Figura 4.1 se muestra el perfil de cada uno de los suelos junto con su clasificación según la Base Referencial Mundial para Recursos de Suelos ([FAO, 2006](#)). Se han identificado cuatro grupos de suelos de referencia (GSR): Regosoles, Cambisoles, Leptosoles y Calcisoles, en orden de abundancia. A continuación se describen brevemente las características más relevantes de cada uno de ellos ([Badía, 2009](#)), enfatizando aquellas propiedades que son importantes de cara a evaluar la capacidad de retención del HCH de cada tipo. El Apéndice D recoge la descripción detallada de un perfil de cada uno de los cuatro tipos de suelos identificados en el área de Bailín. A estos cuatro grupos de suelos naturales hay que añadir los Tecnosoles y los Antrosoles, que son suelos artificiales, generados por la actividad humana, y que en Bailín se localizan alrededor de los vertederos y a ambos lados de la carretera que conecta en vertedero antiguo con el nuevo.

Regosoles: del griego rhegos “manto” que hace mención a suelos que se forman sobre un manto de materiales sueltos. Son suelos débilmente desarrollados, con horizontes A sobre materiales sin consolidar (horizonte C, a diferencia de los Leptosoles, que se desarrollan sobre un horizonte R) y de textura relativamente arenosa. Están asociados a regiones donde los procesos formadores solo han tenido la oportunidad de actuar durante un tiempo relativamente corto o con baja intensidad, y en lugares donde predomina la erosión. Por ello, sus características físicas y químicas están muy relacionadas con el material parental del que proceden.

Cambisoles: su nombre procede del latín cambiare “cambiar”, lo que significa que el suelo evidencia cambios en profundidad (horizonte subsuperficial cámbico, Bw). Estos cambios son aparentes sobre todo en el contenido de arcilla, el color y el material parental. Son suelos moderadamente desarrollados, profundos y con un alto contenido de minerales meteorizables en la fracción limo y arena. Si su porcentaje de saturación en bases disminuye o aumenta reciben el

calificativo de éutricos o distrícos, y el de calcáricos si aún presentan carbonatos en el perfil, como ocurre en Bailín.

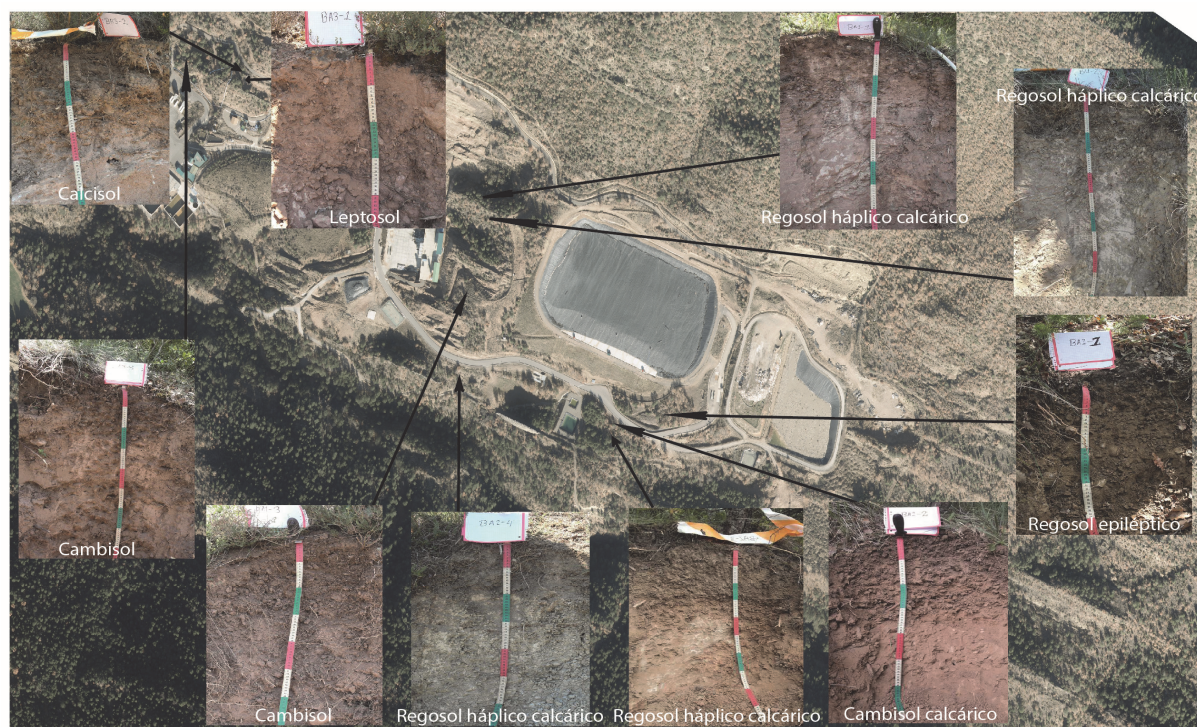


Figura 4.1 Perfiles edáficos y clasificación de los suelos de cada una de las parcelas de muestreo. En los perfiles la cinta métrica cambia de color cada 10 cm.

Calcisoles: su nombre deriva del latín calx (‘cal’). Se caracterizan por presentar una acumulación de carbonato cálcico a cierta profundidad, dando lugar a un horizonte cálcico (Bk o Ck), ya sea por translocación desde horizontes más superficiales o por aportaciones laterales de aguas ricas en bicarbonatos. La acumulación puede darse bajo varias formas: pseudomicelios (como en Bailín), nódulos con distinta morfología y dureza, cemento bajo los cantos (cemento geope-tal). A estos horizontes les pueden acompañar otros como el cámbico, el gípsico e incluso el árgico, dando lugar a Calcisoles háplicos, gípsicos o lúvicos. Son suelos de pH básico y alta saturación de bases, siendo muy habitual que el porcentaje de saturación en bases sea de 100%, como ocurre en los calcisoles de Bailín. Los únicos calcisoles que se han identificado en el área de estudio se asocian a materiales cuaternarios de tipo coluvial, siendo suelos más recientes y móviles que provienen de la removilización de las areniscas y limolitas calcáreas de la facies de Bailín, removilización que favorece la translocación del carbonato cálcico, tan abundante en el material parental eoceno.

Leptosoles: su nombre hace alusión al termino griego leptos “delgado” debido a que los Leptosoles son suelos con un perfil edáfico poco profundo, presentando una barrera física (contacto lítico) a escasa profundidad y a menudo contienen grandes cantidades de gravas. A consecuen-

cia de estas particularidades, tienen un restringido volumen explorable por el sistema radicular de las plantas, y la capacidad de conservar agua y nutrientes es escasa, principalmente en los Leptosoles líticos. El carácter químico del sustrato rocoso a partir del cual se forman permite clasificar estos suelos como calcáricos, gipsíricos, éutricos, dístricos. Los Leptosoles del área de Bailín son claramente calcáricos como consecuencia del elevado porcentaje de carbonato cálcico en el material parental.

Cartografía de los suelos de Bailín

A partir de las relaciones entre los factores formadores y los tipos de suelos se ha realizado una cartografía tentativa de los suelos en la zona de estudio en función de su posición en el paisaje (ladera norte, ladera sur, fondo de valle, cresta) y su material parental (areniscas de la facies de Bailín, limolitas de la facies de Bailín, coluvial cuaternario), para lo cual se han definido dos secuencias de suelos (litosecuencia y toposecuencia) que permiten relacionar los dos factores formadores con mayor variabilidad en Bailín (la posición en el paisaje y el material parental) con los grupos de suelos WRB. De los tres factores formadores restantes (clima, vegetación y tiempo), el *clima* se puede considerar aproximadamente constante en toda la zona de estudio debido a su pequeña extensión; la *vegetación*, aunque existe una clara diferencia entre las laderas con orientación sur (con predominio del roble) y las laderas con orientación norte (con predominio del pino), no parece haber influido en el tipo de suelo desarrollado a nivel de grupo WRB; y el *tiempo*, entendido como la edad del suelo, también se puede considerar aproximadamente constante en la zona de estudio, aunque esto habría que matizarlo en el caso de los suelos desarrollados sobre el coluvial cuaternario, que son algo más jóvenes que los desarrollados sobre las areniscas y las limolitas calcáreas de las facies de Bailín (de todas formas, no se cuenta con información suficiente para poder relacionar los tipos de suelos con su edad puesto que la influencia del material parental es mucho mayor).

La litosecuencia (Tabla 4.I) comprende tres tipos de materiales parentales: las areniscas y las limolitas calcáreas de la facies de Bailín y el coluvial cuaternario desarrollado a partir de los materiales de la facies de Bailín. Sobre las areniscas de la facies de Bailín se desarrollan suelos muy someros, con poca o ninguna diferenciación de horizontes y normalmente con un contacto abrupto (contacto lítico) entre el suelo y el material parental, dando lugar a Leptosoles. En las limolitas calcáreas los suelos son más profundos (aunque nunca llegan a sobrepasar los 70 cm hasta el horizonte R) y tienen un mejor desarrollo de horizontes, con la presencia de un horizonte de diagnóstico de tipo cámbico que permite clasificarlos como Cambisoles. Ocasionalmente, si las limolitas subyacentes están poco consolidadas, los suelos pueden ser Regosoles. Por último, en los materiales coluviales cuaternarios desarrollados a partir de las areniscas y las limolitas calcáreas de la facies de Bailín, la mayor facilidad con la que se movilizan los carbonatos del

material parental hace que se generen acumulaciones edáficas de carbonatos, dando lugar en ocasiones a un horizonte de diagnóstico de tipo cálcico y, por tanto, a la aparición de Calcisoles, aunque eso solo se ha observado en uno de los perfiles estudiados (BA3-2). Cuando la translocación de carbonatos no es tan importante como para generar un horizonte cálcico, los suelos sobre el coluvial cuaternario se clasifican como Regosoles.

Tabla 4.I. Litosecuencia en los suelos de la zona de Bailín.

Material parental	Grupo de suelo WRB
Arenisca de la facies de Bailín	Leptosoles
Limolita calcárea de la facies de Bailín	Cambisoles/Regosoles
Coluvial cuaternario	Regosoles/Calcisoles

La toposecuencia (Tabla 4.II) que se puede definir en la zona de Bailín está condicionada, a su vez, por el material parental, ya que las areniscas de la facies de Bailín suelen estar asociadas con laderas de mayor pendiente que las limolitas calcáreas o los coluviales. Por tanto, en las laderas más abruptas ($> 45^\circ$) los suelos predominantes son Leptosoles (sobre areniscas) y Cambisoles poco profundos (sobre limolitas o coluvial), mientras que en las laderas más suaves y en las zonas elevadas planas predominan los Cambisoles. Por último, en los fondos de valle, que en muchos casos están rellenos de materiales coluviales, los suelos que se desarrollan son de tipo Cambisol (sobre limolitas calcáreas o coluvial) o Calcisol (sobre coluvial).

Tabla 4.II. Toposecuencia en los suelos de la zona de Bailín.

Posición en el paisaje	Grupo de suelo WRB
Ladera abrupta ($> 45^\circ$)	Leptosoles/Cambisoles
Ladera suave ($< 20^\circ$) y zonas elevadas planas	Cambisoles/Regosoles
Fondo de valle	Cambisoles/Calcisoles

A partir de la litosecuencia (Tabla 4.I) y la toposecuencia (Tabla 4.II) definidas en la zona de estudio, y del mapa geológico mostrado en la (Figura 2.6) se ha realizado un mapa de suelos esquemático a nivel de grupos de suelos de referencia WRB, que es el que se muestra en la Figura 4.2. Además de los suelos que componen las secuencias descritas, en la zona de estudio hay también suelos artificiales resultado de la eliminación del suelo original y su restauración posterior que, según la WRB, se clasifican como Antrosoles y Tecnosoles, que también se han incluido en la cartografía. Aunque muchos de los suelos de las parcelas han sido clasificados a niveles taxonómicos más detallados que el grupo, esto no se ha reflejado en la cartografía debido a la falta de información.

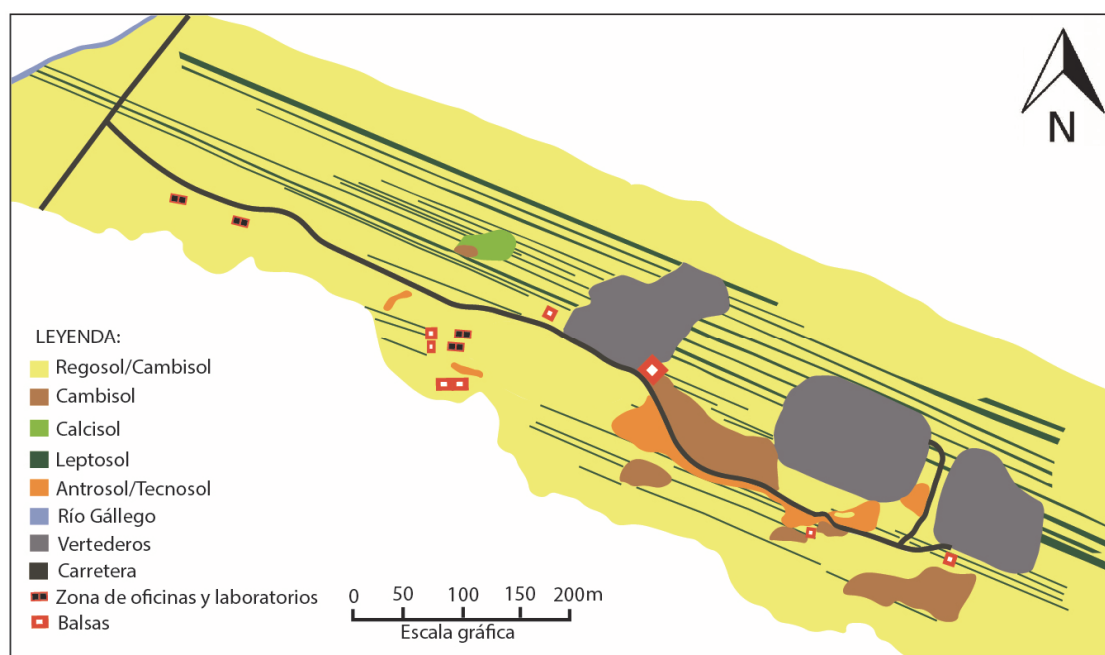


Figura 4.2. Mapa esquemático de suelos en el barranco de Bailín en los alrededores de los vertederos.

4.1.2 Contenidos de HCH en los suelos de Bailín

Cada uno de los suelos descritos en el apartado anterior (Zonas 1, 2 y 3), junto con varios puntos adicionales (Zonas 4, 5 y 6) en áreas alejadas de los focos de contaminación fueron muestreados a dos profundidades diferentes (0-15 cm y 15-30 cm) como se ha detallado en el Apartado 3.2.1 (salvo los de las Zonas 5 y 6, de los que solo se tomó la muestra superficial). Cada una de las muestras (con una etiqueta terminada en “a” para la muestra superficial y en “b” para la muestra subsuperficial) fue analizada para todos los isómeros de HCH (Tabla E.I, en el Apéndice E). Además, submuestras convenientemente cuarteadas de cada una de ellas se usaron para el análisis de las principales propiedades de los suelos (Tabla E.II: porcentaje de arena, limo y arcilla; Tabla E.III: granulometrías; Tabla E.IV: pH, conductividad, materia orgánica, contenido en carbonato cálcico equivalente y capacidad de intercambio catiónico; y Tabla E.V y Tabla E.VI: composición del complejo de cambio), con el objetivo de ver si existe alguna relación entre las propiedades edáficas y la concentración de HCH.

Comenzando con las **propiedades físicas de los suelos**, el análisis textural presenta escasas diferencias entre las muestras (Figura 4.3), con un promedio para todas ellas de un 26.09% de arena, un 54.36% de limo y un 19.55% de arcilla. Con este reparto granulométrico las texturas más representativas de los suelos de Bailín son la franca (zona BA3) y la franco-limosa (zonas BA1, BA2 y BA4). Dentro de las clases arena y limo las fracciones granulométricas mayoritarias corresponden en casi todos los suelos al limo grueso (63-32 micras) o la arena muy fina (125-63 μm), salvo en el suelo BA4-2, cuya curva granulométrica está desplazada hacia tamaños menores, con el máximo en la fracción 16-8 μm (Figura 4.4). Este suelo es el que tiene, además, el mayor contenido en arcilla y el menor de arena de todos los suelos muestreados.

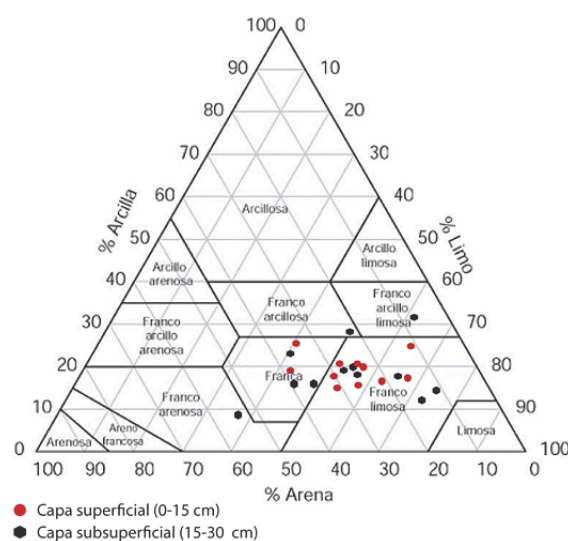


Figura 4.3. Clase textural de las muestras de suelos de Bailín. En rojo están las muestras superficiales (intervalo de muestreo 0-15 cm) y en negro las subsuperficiales (15-30 cm). Las clases texturales predominantes son la franco-limosa (zonas BA1, BA2 y BA4) y la franca (zona BA3), aunque algunas muestras caen marginalmente en clases texturales adyacentes.

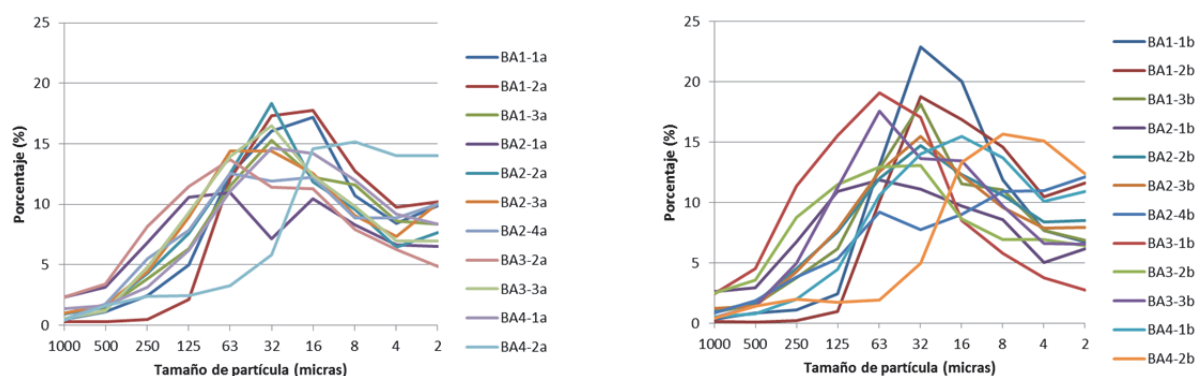


Figura 4.4. Curvas granulométricas de las fracciones de arena y limo en las muestras de suelos de Bailín. Las curvas de la izquierda corresponden a las muestras superficiales y las de la derecha a las subsuperficiales. Existe una gran similitud entre todas ellas, con excepción de la muestra BA4-2, cuya curva granulométrica está desplazada hacia tamaños menores.

Las propiedades químicas y fisicoquímicas (Figura 4.5) de los suelos de Bailín son también relativamente homogéneas. Se trata de suelos con pH ligeramente alcalino (promedio de 8.63 para el pH medido en agua y de 7.90 para el pH medido en KCl), con una conductividad baja a muy baja, una capacidad de intercambio catiónico moderada (media de 12.01 cmol+/kg) con una saturación en bases del 100% (y un complejo de cambio ocupado mayoritariamente por calcio¹), bajos contenidos de agua asociada a arcillas (media de 1.8%), bajos a moderados con-

¹ La estimación del porcentaje de saturación en bases (suma de la cantidad de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} y K^{+} en el complejo de cambio dividido por la capacidad de intercambio catiónico) en suelos calcáreos como los de Bailín es muy problemático debido a que el método de extracción de los cationes básicos del complejo de cambio también disuelve parte de los carbonatos de la matriz sólida del suelo, por lo que la cantidad extraída de calcio está sobreestimada con respecto a la cantidad presente en el complejo de cambio. Por ello, lo que se suele hacer (y es lo que hemos hecho

tenidos de materia orgánica (media de 4.06%) y muy elevados contenidos de carbonato cálcico equivalente (media de 42%) como consecuencia de su desarrollo a partir de un material parental rico en cemento carbonatado (areniscas y limolitas de la facies de Bailín). La conductividad eléctrica, la CIC, y los contenidos en agua y materia orgánica de las muestras superficiales es mayor que el de las muestras subsuperficiales, mientras que el pH y el contenido en carbonato cálcico equivalente son menores (Figura 4.5). Las diferencias granulométricas que se ponían de manifiesto entre el suelo BA4-2 y los demás tiene su correlativo en las propiedades fisicoquímicas, de manera que este suelo es el que tiene un contenido en agua más alto y la mayor CIC de todas las muestras, lo cual es lógico dado su elevado contenido en arcillas.

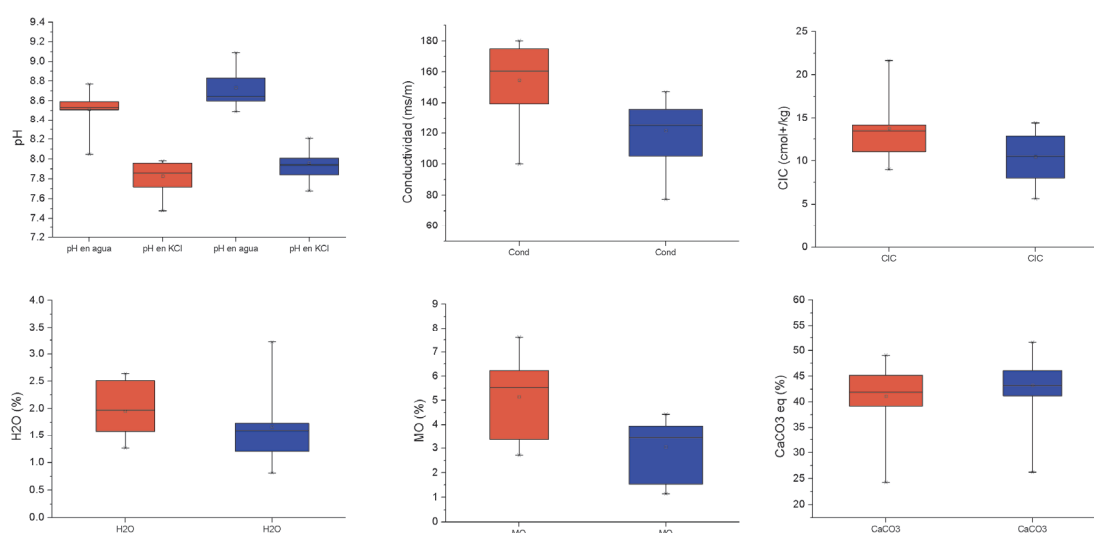


Figura 4.5. Gráficos de cajas de las propiedades de los suelos de Bailín. La caja coloreada (naranja para las muestras superficiales, entre 0 y 15 cm, y azul para las muestras subsuperficiales, entre 15 y 30 cm) comprende desde el percentil 25 al 75; los percentiles 1 y 99 están señalados con un aspa y los valores máximo y mínimo están marcados con una línea horizontal corta en los extremos de la línea vertical.

En la Tabla 4.III se muestran los índices de correlación lineal de Spearman, r (valores por debajo de la diagonal, con los valores más altos, $|r| > 0.75$, marcados en negrita) junto con los p -valores de la probabilidad de que no exista correlación entre cada pareja de variables edáficas (valores por encima de la diagonal). En la tabla se han marcado en gris todas aquellas parejas de variables en las que se puede descartar al 95% de confianza la existencia de correlación ($p > 0.05$). En general las peores correlaciones (o ausencia de ella) afectan al porcentaje de arena y de limo frente al resto de variables. En todos los demás casos, salvo para las parejas de variables Cond (conductividad eléctrica)-CaCO₃ (% de carbonato cálcico equivalente) y ARC (% de arci-

en este trabajo), es *asumir* que en los suelos calcáreos el porcentaje de saturación en bases es del 100% (supuesto aceptable ya que $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 8$ en todos los suelos) y usar este dato para estimar la cantidad real del ión Ca^{2+} en el complejo de cambio. Aplicando este procedimiento, el complejo de cambio resulta estar mayoritariamente ocupado por Ca, con una fracción media de ocupación de 0.86, como se muestra en la Tabla E.VI.

lla)-CaCO₃ (% de carbonato cálcico equivalente), no se puede descartar al 95% la existencia de correlación entre ellas, aunque en muchos casos dicha correlación es mala ($|r| < 0.75$). Las mejores correlaciones se observan entre el pH en agua y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), con $r = -0.93$, y entre el porcentaje de materia orgánica (MO) y la CIC, con $r = 0.91$. Esta última correlación es esperable ya que la materia orgánica es la fracción sólida de los suelos que posee una mayor capacidad de intercambio catiónico ([Sposito, 1989](#)). La buena correlación inversa entre el pH en agua y la CIC resulta sorprendente a primera vista, pero se explica con facilidad al observar la buena correlación negativa que hay ($r = -0.85$) entre el pH en agua y la materia orgánica, por lo que la mayor parte de la correlación pH_{H2O}-CIC proviene en realidad de la correlación negativa, lógica por otro lado, entre pH_{H2O} y CIC, ya que la materia orgánica en los suelos tiene un comportamiento ácido y tiende a disminuir el pH (esta es la razón principal por la que todas las muestras superficiales tienen un pH más bajo que la correspondiente muestra subsuperficial, como se observa en el primer gráfico de cajas de la Figura 4.5).

Tabla 4.III. Correlaciones entre las diferentes propiedades edáficas en las muestras de suelos de Bailín. Los valores por debajo de la diagonal son los coeficientes de correlación lineal de Spearman y los valores por encima de la diagonal son las probabilidades de que cada pareja de variables no estén correlacionadas, $p(\text{uncorr.})$. En dígitos de color azul claro se señalan las parejas de variables que no pasan el test de correlación al 95% de confianza y en dígitos en negrita los valores más altos de correlación (>0.75).

	pH en agua	pH en KCl	Cond*	CIC	CaCO ₃	H ₂ O	MO	ARC	ARE	LIMO
pH-agua		1.3E-8	5.2E-6	1E-10	7.8E-4	7.5E-5	2.3E-7	5.7E-4	0.504	0.400
pH-KCl	0.89		0.002	1.7E-6	0.004	0.0008	0.002	0.001	0.140	0.934
Cond	-0.80	-0.60		1.5E-5	0.095	8.4E-4	5.4E-7	0.011	0.300	0.909
CIC	-0.93	-0.82	0.77		0.004	1.6E-6	1.1E-9	2.5E-5	0.460	0.317
CaCO ₃	0.65	0.58	-0.36	-0.58		0.002	0.020	0.127	0.217	0.027
H ₂ O	-0.73	-0.65	0.65	0.82	-0.61		1.4E-5	5.4E-5	0.791	0.137
MO	-0.85	-0.60	0.84	0.91	-0.48	0.77		0.002	0.912	0.176
ARC	-0.66	-0.63	0.52	0.76	-0.33	0.74	0.62		0.064	0.677
ARE	0.15	0.32	-0.23	-0.16	-0.27	-0.06	-0.02	-0.39		3.2E-8
LIMO	0.18	-0.02	-0.02	-0.22	0.46	-0.32	-0.29	-0.09	-0.88	

(*) Cond: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; CaCO₃: % de carbonato cálcico equivalente; H₂O: % de agua en arcillas; MO: % de materia orgánica; ARC: % de arcilla; ARE: % de arena

La concentración total de HCH (suma de las concentraciones de cada uno de los cinco isómeros analizados), como muestra la Figura 4.7, es muy heterogénea en los suelos analizados, con diferencias entre muestras de casi tres órdenes de magnitud, desde valores por debajo del límite de detección (< 1 ppb) hasta valores por encima de 500 ppb. Esta gran diferencia en la concentración de HCH entre muestras hace necesaria una transformación logarítmica de esta variable para poder analizar las posibles correlaciones con las propiedades edáficas descritas anteriormente. Por tanto, en la discusión que sigue y en la Figura 4.6 la variable que representa la concentración de HCH en los suelos es $\log(\text{HCH})$, con la concentración de HCH expresada en ppb.

De esta forma se consigue que la distribución de valores de la variable $\log(\text{HCH})$ se aproxime a una gaussiana, condición necesaria para analizar las posibles correlaciones con el resto de variables (cuya distribución pasa el test de normalidad de Shapiro-Wilk a un 95% de nivel de confianza en todos los casos menos para la variable CaCO_3 , el porcentaje de carbonato cálcico equivalente, debido a su bimodalidad, como se observa en el histograma de dicha variable en la Figura 4.6).

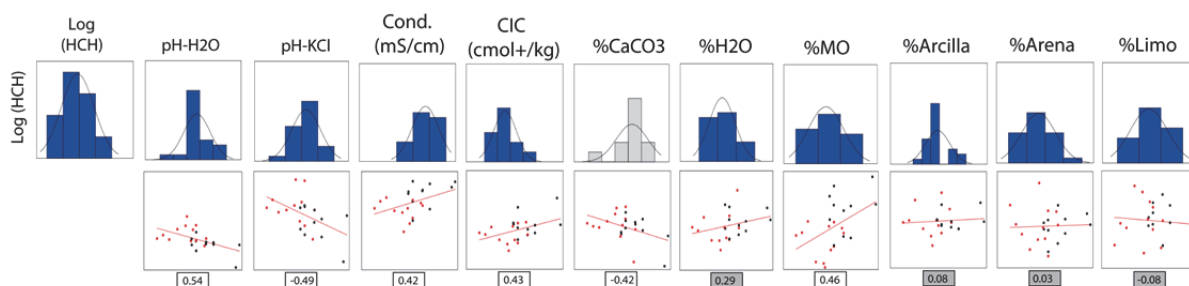


Figura 4.6. Fila superior: histogramas de frecuencia de la variable $\log(\text{HCH})$ y de cada una de las variables edáficas junto con el ajuste a una distribución normal (se señalan con barras grises las variables que no pasan el test de normalidad de Shapiro-Wilk). Fila inferior: gráficos bivariados para mostrar la correlación de la variable $\log(\text{HCH})$, en el eje horizontal, frente al resto de variables edáficas, en el eje vertical. En cada gráfico se añade el coeficiente de correlación lineal de Spearman, r , señalándose con fondo gris aquellas variables que se puede descartar la existencia de correlación a un nivel de confianza del 95%. Como en gráficos anteriores, los puntos rojos son las muestras superficiales y los negros las subsuperficiales.

De la observación de los gráficos bivariados de la fila inferior de la Figura 4.6 se desprende que, aunque en muchos casos no se puede rechazar la hipótesis nula de la existencia de una correlación entre $\log(\text{HCH})$ y las variables edáficas, dicha correlación no es alta en ningún caso (la correlación más alta es de $r = -0.56$ entre $\log\text{HCH}$ y $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, lo que significa que solo el 31% de la varianza de $\log\text{HCH}$ es explicada por la variable $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$). Parece evidente que ninguna de las variables edáficas por separado es capaz de explicar (y predecir) satisfactoriamente la concentración de HCH en los suelos de Bailín.

Si ahora realizamos un análisis de regresión múltiple, tomando $\log(\text{HCH})$ como variable dependiente y todas las variables edáficas (10 en total) como variables independientes, obtenemos la siguiente función lineal de correlación: $\log(\text{HCH}) = -62047 + 3.55 \text{ pH_agua} - 6.73 \text{ pH_KCl} + 0.0012 \text{ Cond} - 0.27 \text{ CIC} - 0.04 \text{ CaCO}_3 - 0.53 \text{ H}_2\text{O} + 0.84 \text{ MO} + 62.3 \text{ ARC} + 62.3 \text{ ARE} + 62.3 \text{ LIMO}$. El coeficiente de determinación múltiple ajustado (el cuadrado del coeficiente de correlación ajustado al número de variables independientes) de dicha función es de $\bar{R}^2 = 0.25$, lo cual quiere decir que solo el 25% de la varianza de $\log(\text{HCH})$ es explicable por el resto de variables (además, el p-valor del análisis de significación de la regresión es $p = 0.19$, que es claramente no significativo). Por tanto, el análisis de regresión múltiple tampoco es capaz de explicar satisfactoriamente la concentración de HCH en los suelos de Bailín en términos de las

propiedades físicas y químicas de los suelos. *Parece evidente que hay alguna otra variable, no edáfica, cuya influencia en la concentración de HCH en los suelos es significativamente mayor que la de las variables edáficas analizadas hasta ahora.* Un análisis de la distribución espacial de los valores de HCH en el área de Bailín puede darnos la clave.

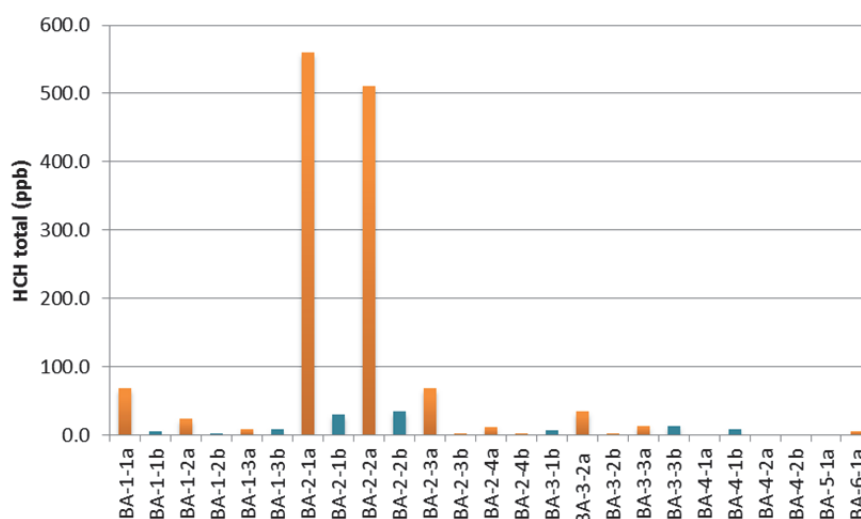


Figura 4.7. Suma de todos los isómeros de HCH (HCH total, expresado en ppb) en las muestras de suelos de la zona de Bailín (naranja: muestras superficiales; azul: muestras subsuperficiales). Las zonas BA1 a BA3 corresponden con zonas inmediatas a los vertederos, mientras que las zonas BA4 a BA6 están situadas en áreas más alejadas de los focos principales de contaminación.

Prestando atención, por tanto, a la **distribución del HCH por zonas de muestreo** (Figura 4.7), observamos que la zona que tiene los valores más elevados de HCH total es la BA2, que es la zona, de las seis muestreadas, más próxima a la carretera por donde circulaban los camiones que trasladaron los residuos desde el vertedero viejo a la nueva celda de seguridad. Las zonas BA1 y BA3 son relativamente homogéneas en cuanto a la cantidad de HCH, con concentraciones intermedia entre la zona BA2 y las zonas BA4-BA6, que son las más alejadas de los focos de contaminación, lo cual nos indica que la contaminación en el polígono de Bailín es muy puntual y se concentra en las zonas más cercanas al vertedero. *Esto apunta claramente a un proceso de dispersión aérea a partir de los focos de contaminación superficial durante el traslado de los residuos desde el vertedero antiguo al nuevo vertedero.* Esta hipótesis se refuerza si analizamos las diferencias de contenidos de HCH entre las muestras superficiales y las subsuperficiales, ya que en todos los casos se observa que la muestras superficial tiene una concentración de HCH total mucho mayor que la correspondiente muestra subsuperficial.

Para poder tener una mejor idea de cómo se distribuye espacialmente la contaminación por HCH en los suelos de Bailín se han confeccionado mapas de isolíneas de concentración de HCH en la capa superficial (0-15 cm) y en la capa subsuperficial (15-30 cm). Estos mapas se muestran en la Figura 4.8 y en ellos se aprecian con claridad dos aspectos importantes de la

contaminación por HCH en Bailín: (1) la existencia de un foco principal de contaminación, situado en las inmediaciones de la parcela BA2-1 (centro de las isolíneas en ambos mapas); (2) la rápida disminución de la concentración de HCH total con la profundidad, con valores máximos de 560 ppb en la capa superficial y de 34 ppb en la capa subsuperficial, un factor de reducción de 16.

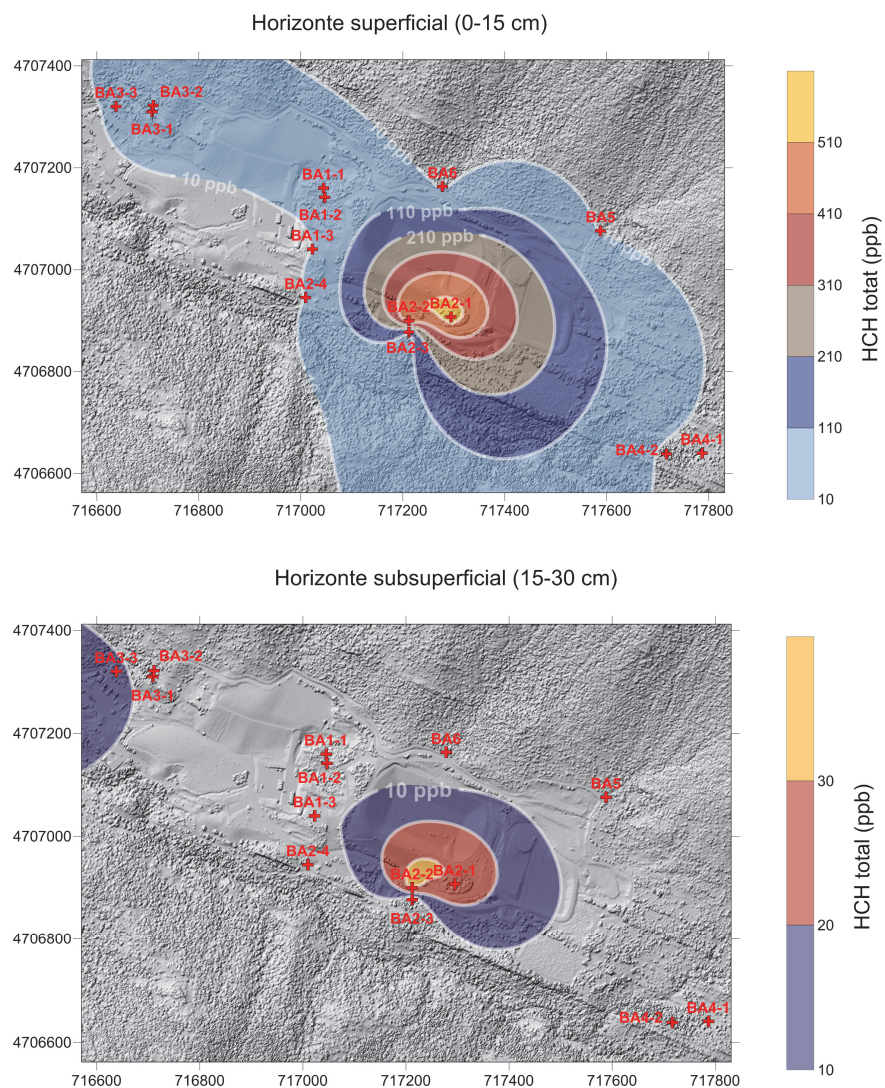


Figura 4.8. Mapas de isolíneas de concentración de HCH total en la capa superficial (0-15 cm) y en la capa subsuperficial (15-30 cm) del suelo en la zona de Bailín.

Antes de terminar este apartado conviene examinar el comportamiento de **los diferentes isómeros de HCH** por separado, ya que hasta el momento solo hemos prestado atención al HCH total, que es la suma de los cinco isómeros analizados. Para ello, la Figura 4.9 muestra de forma gráfica la distribución de los diferentes isómeros de HCH en los distintos suelos analizados en el polígono del vertedero de Bailín. Aunque las concentraciones para cada uno de los isómeros son muy heterogéneas en las distintas muestras, los isómeros mayoritarios son en casi todas ellas son el β -HCH (media de 74%) y el γ -HCH (media de 18%), seguidos por los isómeros α -

HCH (media de 5%) y δ -HCH (media de 3%). El isómero ϵ -HCH no se detectó en ninguna de las muestras analizadas, estando en todos los casos por debajo del límite de detección del método analítico (1 ppb). En cuanto a su distribución en profundidad, cabe destacar que el porcentaje relativo del isómero α -HCH aumenta con la profundidad en casi todos los suelos analizados, mientras que la proporción relativa del isómero δ -HCH disminuye, estando por debajo del límite de detección en casi todas las muestras subsuperficiales. Es decir, el α -HCH parece ser el isómero con mayor movilidad vertical y el δ -HCH el de menor movilidad vertical.

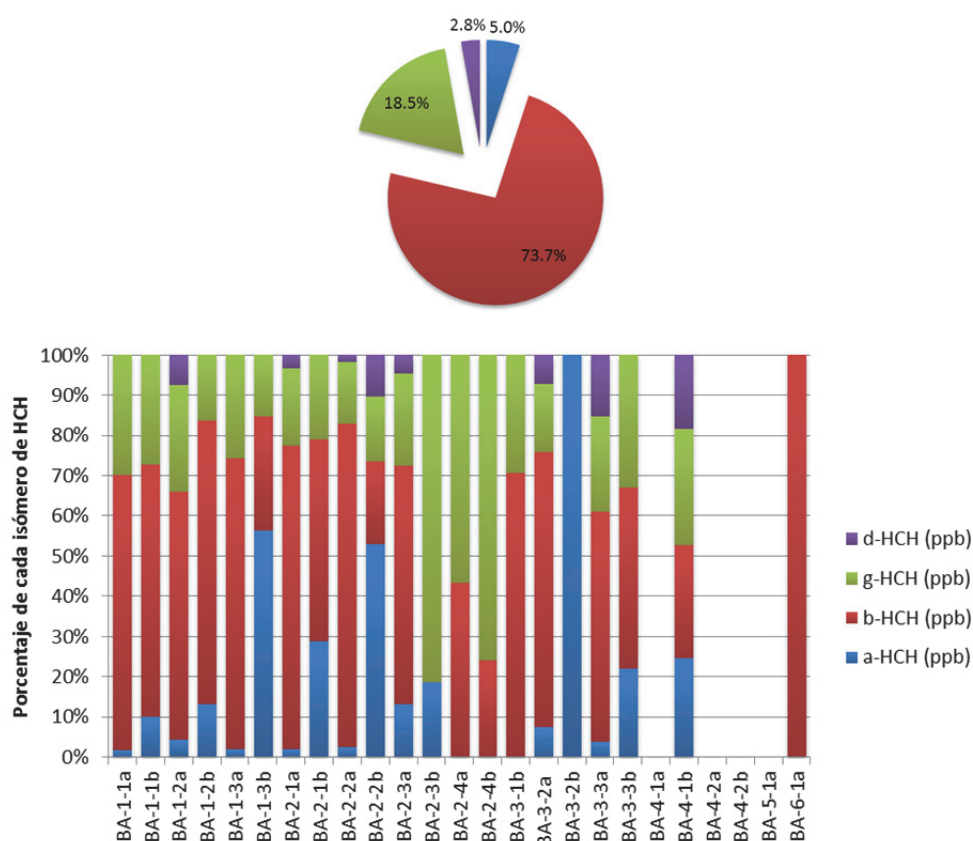


Figura 4.9. Porcentaje de cada isómero de HCH en las muestras de suelos del área de Bailín. Cuando la concentración de un isómero está por debajo del límite de detección no se muestra en el gráfico (es decir, se le asigna un porcentaje de 0%).

4.1.3 Conclusiones sobre la contaminación por HCH en los suelos de Bailín

Según los resultados obtenidos en el análisis de HCH en suelos (Figura 4.9), en todos los puntos muestreados en las zonas cercanas a los focos de contaminación (zonas BA1, BA2 y BA3) hay presencia de HCH en las dos profundidades estudiadas. Se evidencia que los mayores contenidos de HCH corresponden al horizonte superficial del suelo (0-15 cm), lo cual confirma ([Girish y Kunhi, 2013](#); [Calvelo Pereira et al., 2008](#); [Covelo et al., 2008](#) y [Prakash et al., 2004](#)) que, una vez en el suelo, por su naturaleza hidrofóbica el lindano y el resto de isómeros de HCH quedan retenidos fuertemente en la materia orgánica y, por lo tanto, su lixiviación vertical se reduce a través del suelo.

El hecho de que el isómero β -HCH presente los valores más elevados en el análisis de los distintos suelos, se debe a que es uno de los isómeros más resistente a la degradación ambiental (véase la Tabla 2.I) por su configuración ecuatorial de los átomos de cloro, proporcionándole mayor resistencia a la hidrólisis y a la degradación enzimática. Como también es más lipófilo que el resto de los isómeros (su coeficiente de reparto octanol-carbono orgánico, $\log K_{o-c}$, es el más bajo de todos los isómeros), favorece que sus concentraciones sean mayores en medios biológicos ([Walker et al., 1999](#)), como comprobaremos en el apartado siguiente al analizar el contenido en HCH de la vegetación. Sucede todo lo contrario con el isómero α -HCH, ya que sus características físico-químicas son muy distintas y por tanto también lo es su comportamiento en el medio ambiente. La presión de vapor es la más elevada de todos los isómeros (Tabla 2.I), la constante Ley de Henry es, con mucha diferencia, la mayor de todos los isómeros ($0.870 \text{ Pa m}^3/\text{mol}^{-1}$, Tabla 2.I), siendo más probable que se concentre en la atmósfera; además, es más fotoestable durante su transporte a larga distancia, por lo que tiene un mayor predominio en el aire ([Walker et al., 1999](#) y [Calvero Pereira et al., 2008](#)).

En cuanto a la distribución espacial de la concentración de HCH, los mapas de isolíneas (Figura 4.8) confirman que existe un foco principal de contaminación donde los valores de HCH son máximos y a partir del cual se produce un marcado descenso en los contenidos en HCH de los suelos, tanto en el horizonte superficial como en el subsuperficial. Esta dependencia tan grande de la concentración de HCH con la posición espacial permite también explicar la mala correlación de los contenidos de HCH y las diferentes propiedades edáficas (Tabla 4.III y Figura 4.6).

4.2 Vegetación

4.2.1 Descripción, clasificación y abundancia de las especies vegetales

Uno de los objetivos prioritarios de este TFM es el análisis de la concentración de HCH en la vegetación en los alrededores de los vertederos de Bailín. Para ello primero fue necesario hacer un muestreo exhaustivo de todas las especies vegetales presentes en las parcelas de las zonas BA1 a BA4 para su posterior identificación y clasificación, como se ha comentado en el Apartado 3.3. El resultado final de dicho proceso de identificación y clasificación se muestra en la Figura 4.10, que es un resumen fotográfico de todas las especies vegetales identificadas. En el Apéndice B se incluye la clasificación taxonómica completa junto con una breve descripción de cada especie. En total se han identificado 26 especies, de las cuales tres (primera fila de la Figura 4.10) pertenecen a la clase Liliopsida (Monocotiledóneas), dos (segunda fila de la Figura 4.10) a la clase Pinopsida (Coníferas) y el resto, 21 en total, a la clase Magnoliopsida (Dicotiledóneas).

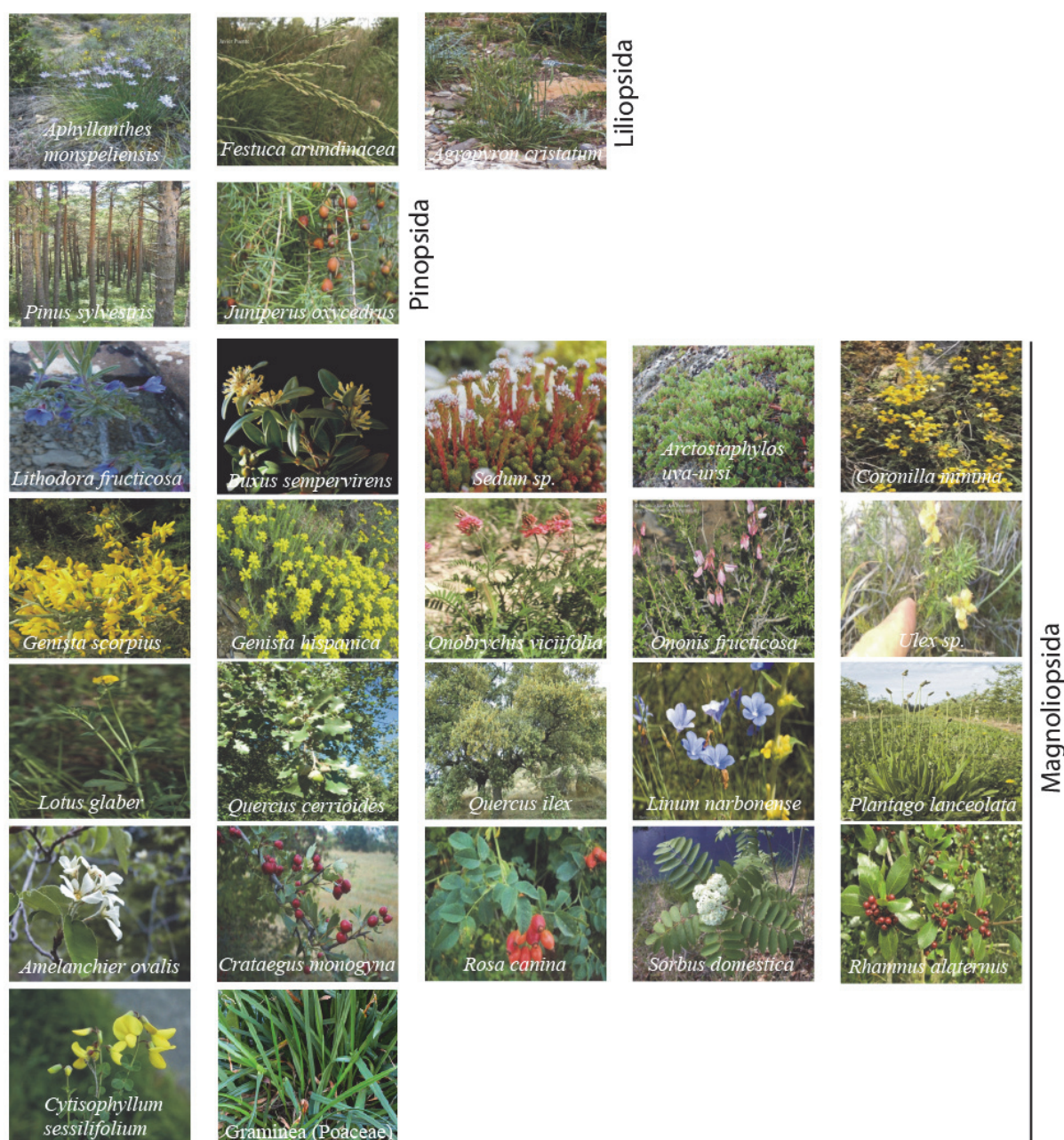


Figura 4.10. Resumen fotográfico de todas las especies vegetales identificadas en Bailín. Su clasificación y una breve descripción de cada una de ellas se pueden encontrar en el Apéndice B. La mayor parte de las especies identificadas, catorce, son plantas arbustivas, nueve herbáceas y cuatro arbóreas.

En la Tabla 4.IV se muestra la abundancia de las especies identificadas en cada parcela de muestreo usando el índice de abundancia-dominancia de la escala de Braun-Blanquet (1979) junto con su traducción a una escala de colores desde el rojo oscuro (mayor abundancia, equivalente al valor 5 de la escala de Braun-Blanquet) hasta el amarillo (menor abundancia, equivalente al valor 1 de la escala de Braun-Blanquet), junto con dos tonos más pálidos de amarillo para indicar los valores “+” y “r” de la misma escala. Las correspondencias se muestran en leyenda que acompaña a la tabla.

Tabla 4.IV. Abundancia de cada especie en las parcelas de muestreo según la escala Braun-Blanquet (1979).

Especie	Parcela											
	BA1-1	BA1-2	BA1-3	BA2-1	BA2-2	BA2-3	BA2-4	BA3-1	BA3-2	BA3-3	BA4-1	BA4-2
<i>Pinus sylvestris</i>	5	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Quercus cerrioides</i>	5	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Buxus sempervirens</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	4	3	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Genista scorpius</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Ulex sp.</i>	5	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
Graminea (Poaceae)				3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Juniperus oxycedrus</i>		4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Coronilla minima</i>		4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Sedum sp.</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Amelanchier ovalis</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Genista hispanica</i>		4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Lithodora fruticosa</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Crataegus monogyna</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Onobrychis viciifolia</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Lotus glaber</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Agropyron cristatum</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Rosa canina</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Ononis fruticosa</i>	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Sorbus domestica</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
Especie 1			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Rhamnus alaternus</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Festuca arundinacea</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Quercus ilex</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Plantago lanceolata</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3
<i>Linum narbonense</i>			3	3	3	2	2	1	3	3	4	3

Valor (Braun-Blanquet)	5	4	3	2	1	+	r
Abundancia (%)	>75	50-75	25-50	<25	<5	% mínimo	1 indiv.
Color							

Las características observables en la vegetación de Bailín están en cierta medida relacionadas con la topografía de la zona y el tipo de suelo, de modo que en los fondos de valle y en las laderas suaves, donde se desarrollan los Cambisoles (suelos con perfil edáfico bien desarrollado con un horizonte Bw enriquecido en arcillas), la asociación vegetal es más compleja, existiendo mayor diversidad de plantas y mayor cobertura arbórea, con predominio del pino rojo (*Pinus sylvestris*) y, en menor porcentaje, del quejigo (*Quercus cerrioides*), el boj (*Buxus sempervirens*) y la aliaga (*Genista scorpius*), acompañado por una pequeña proporción de especies herbáceas.

En el caso de los suelos donde la pendiente topográfica es más pronunciada ($>45^\circ$), el tipo de suelos que se desarrolla son los Leptosoles (poco desarrollados, presentando una barrera física a escasa profundidad y siempre relacionados con la presencia de barras verticales de arenisca calcárea). Esto se evidencia claramente en la Tabla 4.IV ya que la parcela BA3-1, donde está presente este tipo de suelo, la vegetación dominante son pequeños arbustos y plantas herbáceas condicionadas por un limitado volumen exploratorio radicular, producto de la escasa evolución de los suelos por la presencia a poca profundidad de un contacto lítico y a la acción de los procesos erosivos favorecidos por la gran pendiente y el bajo porcentaje de cobertura vegetal.

Los Regosoles, que son los suelos más abundantes en Bailín (y que aparecen tanto en laderas abruptas ($>45^\circ$) como suaves ($<10^\circ$) y fondos de valle), están representados por una vegetación mixta de pino y roble mezclado con pequeños arbustos y gramíneas. Una característica muy importante, en el caso del Regosol epiléptico de la parcela BA2-1, que tiene una limitación física para la penetración de las raíces a poca profundidad, es que la vegetación arbustiva que crece sobre este tipo de suelo presenta un desarrollo limitado, con árboles de poco grosor y altura.

Por último, el Calcisol que se ubica en la parcela BA3-2 se caracteriza por presentar una vegetación muy heterogénea dominada por las principales especies de la zona: el pino royo (*Pinus sylvestris*), el quejigo (*Quercus cerrioides*), el boj (*Buxus sempervirens*), el junquillo falso (*Aphyllantes monspeliensis*), la aliaga (*Genista scorpius*), asociadas con algunas especies herbáceas de menor cobertura.

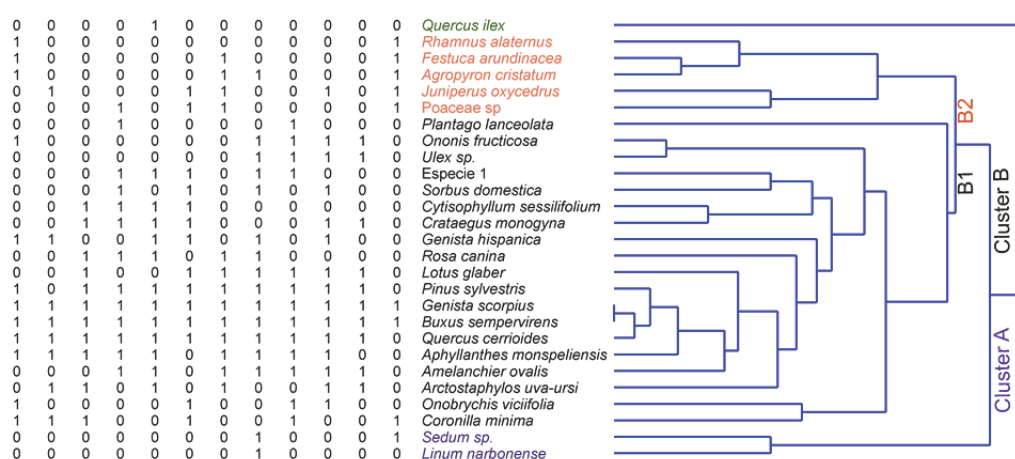


Figura 4.11. Análisis clúster de dos vías usando como criterio de similitud el índice de Dice. Se aprecia claramente dos grupos bien diferenciados de asociaciones vegetales en base a la presencia-ausencia de especies en cada parcela (clúster A y clúster B), además de una especie aislada, *Quercus ilex*. El clúster B se divide, a su vez, en dos subgrupos, B1 y B2.

Este análisis cualitativo de las relaciones entre la vegetación y los suelos se confirma con un análisis clúster de dos vías, como muestra la Figura 4.11, realizado a partir de una tabla de presencia-ausencia de especies vegetales en cada parcela de muestreo, con las especies en colum-

nas y las parcelas en filas. Si una especie está presente en una parcela se le asigna un uno (1) en la tabla y si está ausente se le asigna un cero (0). En el clúster por especies se aprecia claramente dos grupos bien diferenciados de asociaciones vegetales. Por una parte, el clúster A representado por dos especies que solo están presentes en una de las parcelas (BA1-3), y el clúster B que se subdivide en dos subgrupos: el B1, que representa a las especies con mayor diversidad y abundancia en la zona de estudio y el B2, un grupo menos diverso y que parece estar ligado al tipo de suelo representado por la parcela BA3-1. Finalmente, la especie *Quercus ilex* aparece totalmente aislada de los demás grupos, ya que solo se encontró un único individuo en toda el área de estudio.

4.2.2 HCH en la vegetación de Bailín y su relación con los suelos

Para el análisis de la concentración de HCH en la vegetación de Bailín se seleccionó una de las parcelas de las zonas próximas a los focos de contaminación (zonas BA1, BA2 y BA3). Para su selección se tuvo en cuenta que la concentración de HCH en el suelo fuera alta (para evitar que la concentración de HCH en la vegetación estuviera por debajo del límite de detección), que la parcela tuviera una buena representación de las especies vegetales del área de Bailín y que el suelo fuera también representativo. De las 10 parcelas posibles (tres de la zona BA1, cuatro de la zona BA2 y tres de la zona BA3) se decidió seleccionar la parcela BA2-2, que cumplía los tres requisitos necesarios: (1) la concentración de HCH total en la capa superficial en la parcela BA2-2 es la segunda más alta (véase la Figura 4.7); (2) la parcela contiene 14 de las 27 especies vegetales descritas, entre ellas todas las de mayor abundancia (véase la Tabla 4.IV); y (3) el tipo de suelo de esta parcela es un Regosol, el suelo más abundante en Bailín. Dicho muestreo se realizó el 15 de junio de 2017 según la metodología descrita en el Apartado 3.2 y las muestras recogidas se analizaron para el contenido en HCH en tres fracciones vegetales diferentes: raíces, tallos y hojas. Posteriormente se decidió tomar muestras adicionales en otras parcelas de una de las especies (el pino royo *Pinus sylvestris*, por ser el que más acumulaba el HCH en sus hojas) para poder estudiar las posibles relaciones entre la concentración de HCH en la vegetación y en los suelos. Dicho muestreo adicional se realizó el 17 de julio de 2017.

Todas las especies vegetales analizadas han sido capaces de acumular los distintos isómeros (α -, β -, γ -, δ - y ϵ -HCH), aunque su proporción relativa varía de unas especies a otras. Se observan, sin embargo, importantes regularidades que tienen que ver con el comportamiento de cada isómero, lo que sugiere claramente que las plantas están captando estos contaminantes ya sea directamente del suelo a través de sus raíces y posterior translocación hacia las partes aéreas, o mediante la captación directa por los tejidos aéreos (sobre todo las hojas) cuando estos compuestos se volatilizan una vez depositados en el suelo ([Waliszewski, 1995](#)), o por deposición directa sobre las hojas.

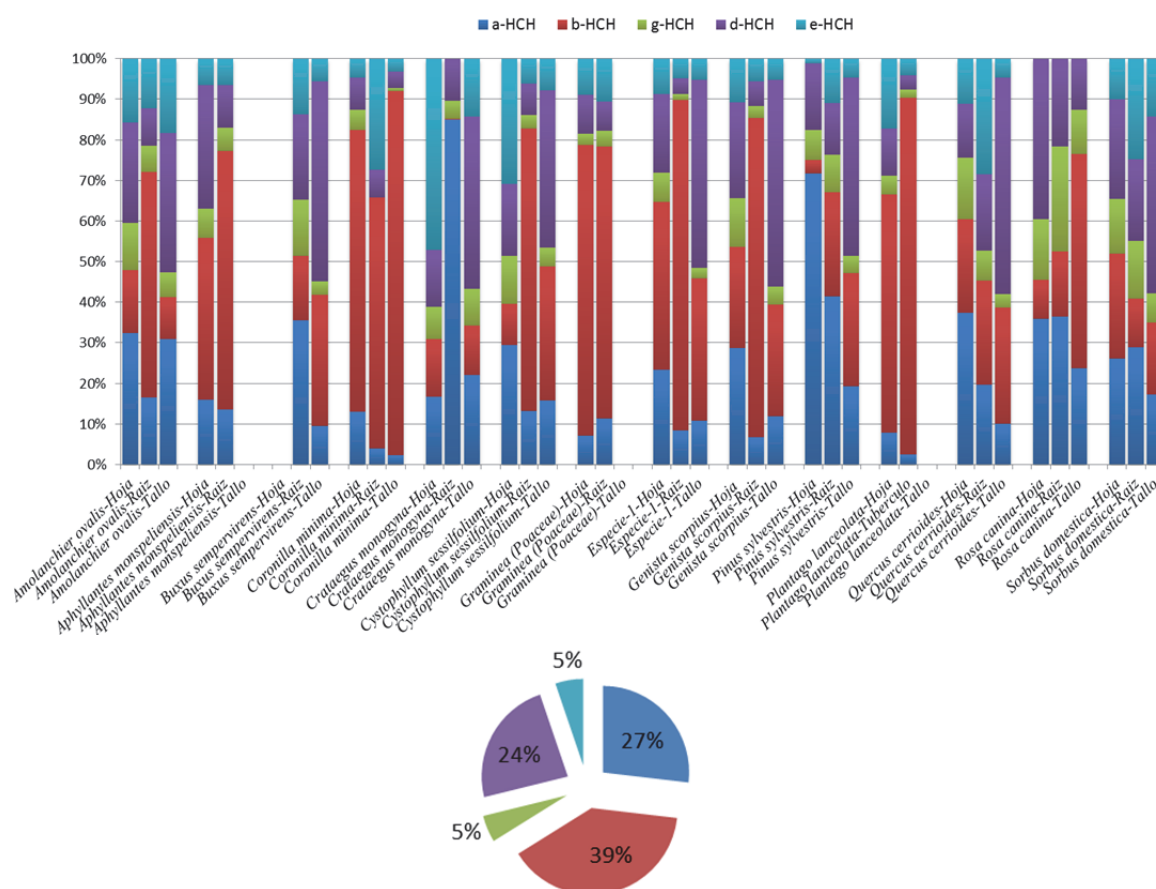


Figura 4.12. Porcentaje de cada isómero en las diferentes fracciones vegetales (raíz, tallo y hoja) de las especies identificadas en la parcela BA2-2, así como los promedios de abundancia de cada isómero (diagrama de tarta inferior).

Es interesante comparar la distribución de los isómeros en la vegetación, Figura 4.12, con la correspondiente distribución en los suelos, Figura 4.9. El isómero β -HCH (rojo) es el más abundante tanto en los suelos como en la vegetación, pero su peso relativo es mucho más grande en los suelos (Walker et al., 1999), donde supone el 74% del total, casi dos tercios, mientras que en la vegetación solo supone un 40%. Por su parte, el isómero α -HCH es minoritario en los suelos (5%), mientras que en la vegetación es el segundo con mayor concentración (27%). Esta diferencia de comportamiento suelo-planta entre los isómeros alfa y beta indica que el mecanismo de concentración de ambos isómeros en la vegetación es diferente: el isómero β -HCH llega a la plantas por la vía suelo-raíces y luego se distribuye por los tejidos aéreos por medio del sistema vascular (específicamente el xilema) (Calvelo Pereira, 2008), mientras que el isómero α -HCH, como consecuencia de su alta volatilidad, es transportado directamente a los tejidos aéreos de la planta por volatilización a partir del suelo y su posterior depósito en los tejidos aéreos vegetales, siguiendo la vía suelo-aire-hojas (Walker et al., 1999). Algo parecido le ocurre al isómero ϵ -HCH, que no ha sido detectado en los suelos y, sin embargo, está presente en la vegetación (5% del total). Parece tratarse de un caso más extremo de volatilidad con acumulación en

los tejidos vegetales aéreos por la vía suelo-aire-hoja pero, al contrario que para el resto de isómeros, las propiedades físicas y químicas del ϵ -HCH no se conocen con precisión.

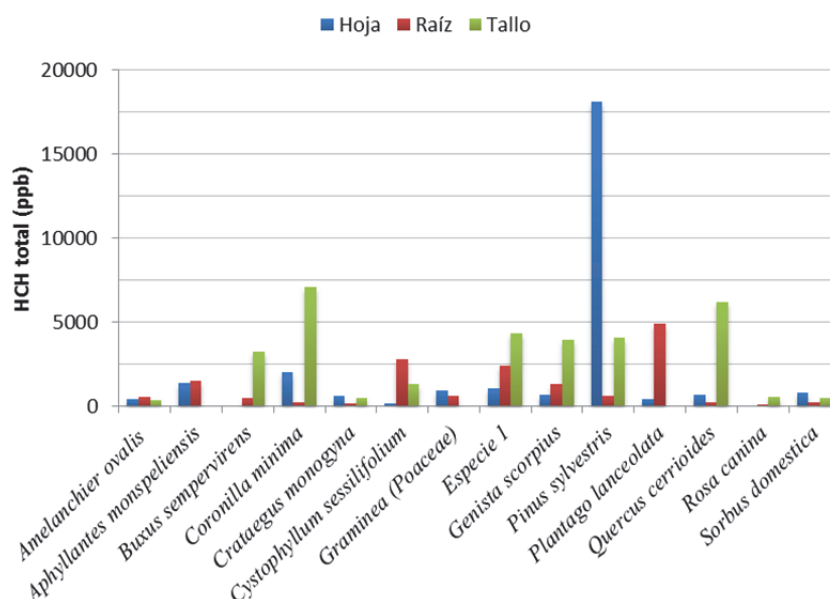


Figura 4.13. Concentración de HCH total en las diferentes fracciones (raíces, tallos y hojas) de las especies vegetales identificadas en la parcela BA2-2 de Bailín.

En cuanto al HCH total (es decir, a la suma de los cinco isómeros), el tejido vegetal que más contaminación acumula son las hojas, con un 47% del total, seguido por los tallos (35%) y las raíces (18%). En detalle (Figura 4.13), cada una de las especies presenta un patrón de distribución raíz-tallo-hoja diferente, pero las especies que han acumulado mayor cantidad de HCH ha sido el pino royo (*Pinus sylvestris*), el quejigo (*Quercus cerridis*), y la coronilla del rey (*Coronilla minima*), una planta arbustiva de pequeño porte. Es interesante resaltar que el pino es la especie vegetal que muestra las mayores concentraciones de HCH, especialmente en sus acículas (Figura 4.13), posiblemente por ser una planta de hoja perenne por lo que sus acículas permanecen más tiempo en la planta y pueden almacenar una mayor cantidad de HCH.

Como se ha dicho al comienzo de este apartado, tras el muestreo y análisis de la parcela BA2-2 y observar la gran acumulación de HCH en las acículas de la especie *Pinus sylvestris*, se procedió a la toma de muestras adicionales de acículas de pino en cinco parcelas más (BA3, BA4, BA5, BA6 y BA7). En cuatro de esas parcelas también se tomaron muestras de la capa superficial del suelo (0-15 cm) y se analizó su contenido en HCH. Por tanto, se cuenta con datos correlacionables de la concentración de HCH en suelos y acículas de pino de cinco parcelas de muestreo. Los datos de concentración se muestran en la Tabla 4.V. En dos de las cinco parcelas la concentración de HCH en la capa superficial del suelo está por debajo del límite de detección. De los tres puntos restantes se infiere una relación directa entre la concentración de HCH en el suelo y en las acículas, aunque la relación es claramente no lineal. Si se hace una transforma-

ción logarítmica de las concentraciones (como se hizo al analizar las correlaciones entre la concentración de HCH y las propiedades edáficas en el Apartado 4.1.2) y se representan gráficamente se obtienen los resultados que se muestran en la Figura 4.14. Aunque la cantidad de datos con los que se cuenta es muy pequeña, parece existir una relación de tipo ley de potencias entre la concentración de HCH en las acículas de pino y la correspondiente concentración en el suelo en el que crece.

Tabla 4.V. Concentración de HCH total en las parcelas en las que se analizaron conjuntamente los suelos y las acículas de pino.

Muestra	HCH suelo	HCH acícula
BA-2-2a	511	18097
BA-3	13	143
BA-6	4.9	20.2
BA-4	<LOD	1.2
BA-5	<LOD	76.9

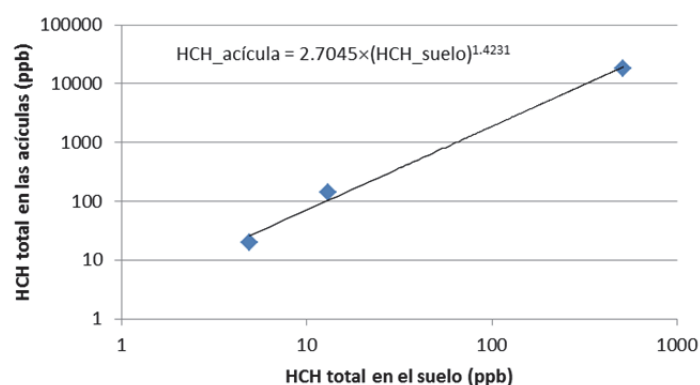


Figura 4.14. Ajuste isométrico a la concentración de HCH en las acículas de pino en función de su concentración en el suelo en el que crece el pino.

El que la función que relaciona ambas variables sea de tipo ley de potencias implica que el cociente $HCH_{acícula}/HCH_{suelo}$ es mayor cuanto mayor es la concentración de HCH en el suelo. Esto es un buen indicativo en el caso de que se quisiera usar el pino con propósitos de fitoremediación. Así, en el suelo de la parcela BA2-2, que tiene una concentración de HCH de 511 ppb, la concentración de HCH en las acículas de los pinos es 35 veces mayor, mientras que en la parcela BA6, que tiene 4.9 ppb de HCH en el suelo, la concentración de HCH en las acículas de los pinos es tan solo 4 veces mayor.

4.2.3 Conclusiones sobre la contaminación por HCH en la vegetación de Bailín y su relación con los suelos

La acumulación de los isómeros de HCH en los distintos tejidos vegetales se realiza mediante un proceso isómero-selectivo. Independientemente del tejido vegetal, el isómero β -HCH es el predominante en las muestras analizadas (Figura 4.12), pero con mayor porcentaje en las raíces.

La concentración de HCH en el suelo próximo al sistema radicular tiene un efecto de retención del β -HCH tanto en raíces como en tejidos aéreos ([Calvelo Pereira et al., 2006](#)). El hecho de que este isómero sea mayor en las raíces es producto de un reparto hidrofóbico entre la solución acuosa y la superficie celular de la raíz, existiendo mayor vínculo por la adsorción sobre la superficie de las raíces. Además, los valores elevados de este isómero en la vegetación pueden atribuirse al hecho de que su configuración ecuatorial favorece la acumulación en sistemas biológicos, a su mayor equilibrio térmico, su elevada resistencia a la hidrólisis y a la degradación enzimática ([Abhilash et al., 2008](#)). La preferencia del β -HCH a acumularse en los diferentes tejidos vegetales es raíz>tallo>hojas.

El segundo isómero que muestras las concentraciones más altas en la vegetación es el α -HCH (Figura 4.12), con preferencia por las hojas, seguido de la raíz y el tallo. Esto apunta a que la vía por la que accede a los tejidos vegetales sea la vía aire-planta, previa volatilización de los isómeros de HCH presente en el suelo, representando un sumidero potencialmente significativo para los isómeros de HCH en la vegetación de Bailín. La elevada presión de vapor del α -HCH (Tabla 2.I) podría explicar la volatilización de este isómero que, posteriormente por deposición aérea, alcanza las hojas ([Calvelo Pereira et al., 2006](#) y [Abhilash et al., 2008](#)).

En cuanto al HCH total, hemos visto que cada especie vegetal y cada órgano dentro de cada especie lo acumulan en cantidades muy diferentes (Figura 4.13). Aunque existen algunas excepciones, los tallos suelen ser los que acumulan mayor cantidad de HCH para una misma especie, siendo la excepción más significativa el pino royo, que concentra preferentemente el HCH en sus hojas (se trata de una especie de hoja perenne, lo que explica esta acumulación preferente en las hojas).

Por último, existe una correlación clara entre la cantidad de HCH total en la capa superficial del suelo y en la vegetación que crece en dicho suelo, aunque la cantidad de datos con los que se cuenta no es suficiente para precisar su relación funcional. Sin embargo es evidente (Tabla 4.V) que cuanto mayor es la concentración de HCH en el suelo, mayor es en las hojas de *Pinus sylvestris*, lo que permite concluir que el sistema suelo-vegetación forma un todo que evoluciona con el tiempo de manera conjunta.

Capítulo 5. Discusión: origen y alcance de la contaminación superficial por HCH en Bailín

Como hemos visto en el capítulo anterior, la cantidad de HCH en el área de Bailín es muy heterogénea en las diferentes zonas analizadas. Aunque no se han analizado otros compuestos contaminantes (como metales pesados, bifenilos policlorados, fenoles, hidrocarburos alifáticos y partículas sedimentables de 2.5 y 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), que no son objeto de este estudio, pueden estar interviniendo también en la contaminación de los diferentes medios bióticos y abióticos de la zona. La existencia de los isómeros de HCH se relaciona directamente con el vertido incontrolado de residuos por parte de INQUINOSA. Una vez en el suelo, estos compuestos sufren diferentes procesos (volatilización, lixiviación, degradación microbiana y química; [Calvelo Pereira, 2008](#); [Walker et al., 1999](#); [Willet et al., 1999](#) y [Prakash et al., 2004](#)) que los hacen muy móviles en el medio externo y fácilmente transferibles entre reservorios (suelo-aire, suelo-agua y suelo-vegetación).

También hemos visto en el capítulo anterior que las especies vegetales en Bailín representan un almacén de contaminación potencialmente importante, lo que plantea la posibilidad de usar alguna de dichas especies vegetales como herramienta de descontaminación.

En este apartado nos proponemos como objetivo sustanciar la hipótesis de que la contaminación superficial por HCH en Bailín está relacionada con la dispersión aérea de partículas de HCH que se produjo durante el transporte hasta la nueva celda de confinamiento de los residuos vertidos por INQUINOSA de forma incontrolada en el vertedero original y cómo esta contaminación ha afectado a los suelos y la vegetación. Para ello abordaremos dos tareas: (1) estimar la masa de HCH almacenada en la capa superficial del suelo y analizar su evolución temporal desde 2014 (año en el que se realizó el traslado de los residuos al vertedero nuevo) haciendo uso de la información de campañas de prospección previas realizadas por el Gobierno de Aragón y la Confederación hidrográfica del Ebro (CHE); y (2) estimar la masa de HCH almacenada en la vegetación para evaluar la posibilidad de usar alguna de las especies vegetales autóctonas para fitoremediación. Vamos a dedicar un apartado a cada una de estas dos tareas.

5.1 Estimación de la masa de HCH en los suelos y su evolución temporal

Aparte de la campaña de prospección que se realizó en marzo de 2017 específica para este TFM, tanto el Gobierno de Aragón ([Gobierno de Aragón, 2014](#)) como la Confederación Hidrográfica del Ebro ([CHE, 2016](#)) habían realizado campañas previas, con enfoques y alcances diferentes. El interés para nosotros de dichas campañas es que nos permite conocer el estado de contaminación de los suelos en fechas anteriores y, a partir de ahí, estimar la evolución temporal de la concentración de HCH en los suelos de Bailín y poder responder a las siguientes preguntas: ¿había contaminación superficial antes del traslado de los residuos?, ¿está disminuyendo la contaminación o, por el contrario, es estable en el tiempo?, y, en el caso de que esté disminuyendo, ¿hacia qué reservorio o reservorios está siendo transferida?

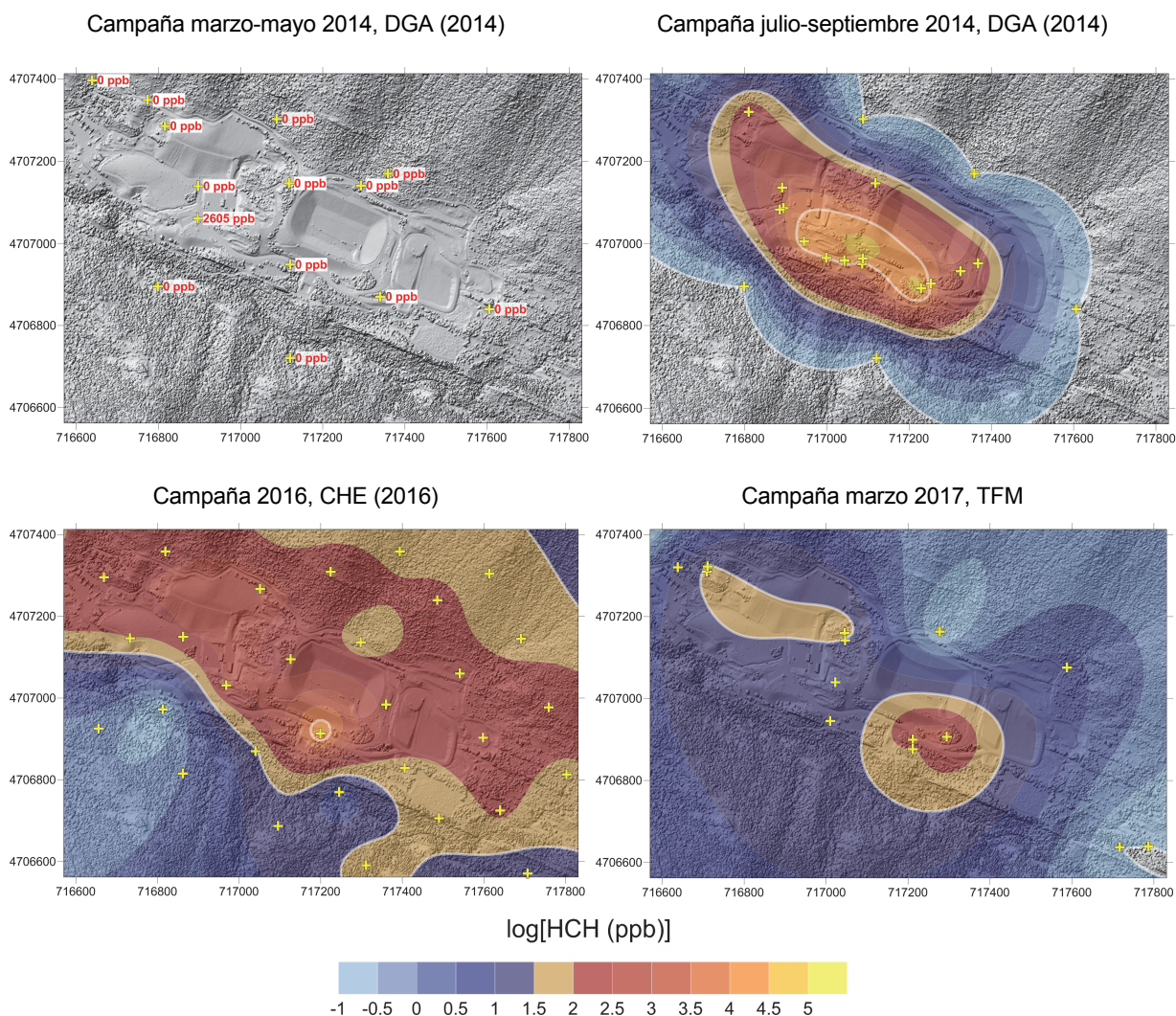


Figura 5.1. Mapas de isolíneas de concentración de HCH total en las diversas campañas de prospección realizadas en la zona de Bailín. En todos los casos, salvo en el primer mapa, se muestra el logaritmo de la concentración de HCH, debido a las enormes diferencias de concentración de HCH entre muestras.

A partir de los datos de concentración de HCH total en la capa superficial de suelo en los informes del [Gobierno de Aragón \(2014\)](#) y [CHE \(2016\)](#) se han realizado mapas de isolíneas de concentración, que son los que se muestran en la Figura 5.1. La capa de suelo muestreada corresponde al intervalo de 0 a 15 cm de profundidad en las campañas de la DGA y en la nuestra y al intervalo de 0 a 10 cm de profundidad en la campaña de la CHE. Esta diferencia en el espesor de la capa muestreada puede dificultar algo la comparación directa de los mapas, pero en ningún caso afecta a las tendencias generales. La escala de concentración en los mapas es logarítmica, como muestra la barra de colores, debida a la enorme diferencia de concentración entre muestras en una misma campaña y entre campañas. En el primero de los mapas, el correspondiente a la campaña de marzo-mayo de 2014 realizado por el Gobierno de Aragón ([Gobierno de Aragón, 2014](#)) solo una muestra dio valores de HCH total por encima del límite de detección, por lo cual no se han dibujado las isolíneas y se proporciona directamente el valor de concentración de HCH en cada punto de muestreo.

Del análisis de los mapas de la Figura 5.1 se pueden extraer una serie de conclusiones importantes, que aclaran bastante la manera en la que se ha producido la contaminación superficial por HCH en Bailín y su evolución en el tiempo.

- (1) Comparando el primero de los mapas, que corresponde a una campaña realizada antes del comienzo de las labores de traslado de los residuos de HCH del vertedero antiguo al nuevo, con el segundo, que corresponde a una campaña de muestreo realizada justo al terminar las labores de traslado², se observa claramente un gran aumento en la concentración de HCH en la capa superficial de los suelos en los alrededores de la carretera por la que transitaban los camiones durante el traslado. De hecho, en el muestreo de marzo-mayo de 2014 solo uno de los puntos analizados estaba por encima del límite de detección, aunque es verdad que en dicho punto la concentración de HCH no era pequeña (2600 ppb), lo que indica que algo de contaminación superficial ya había en la zona y que dicha contaminación se concentraba, como es lógico, en los alrededores del vertedero antiguo (véase la posición de la muestra con 2600 ppb en el mapa de la Figura 5.1, justo al sur del vertedero viejo).
- (2) Una vez realizado el traslado (mapas 2, 3 y 4) la concentración de HCH ha ido disminuyendo con el tiempo, de manera que la media geométrica de la concentración de HCH total³ en la campaña de julio-septiembre de 2014 era de 84.3 ppb (con un máximo de 101,401 ppb),

² Las labores de traslado terminaron a finales de agosto de 2014. Es cierto que alguna de las muestras de la campaña de julio-septiembre se tomaron antes del final del traslado, pero casi todas ellas son justo posteriores a dicha finalización y fueron tomadas entre el 28 de julio y el 3 de septiembre de 2014.

³ Usamos la media geométrica porque estamos trabajando con el logaritmo de la concentración de HCH y no con la propia concentración. Para una distribución log normal la media geométrica se corresponde con la media aritmética de la variable log-transformada.

en la campaña de la CHE de 2016 era de 10.5 ppb (max = 31,990) y en nuestra campaña para el TFM, realizada en marzo de 2017, era de 5.3 ppb (max = 561 ppb). Es decir, la media geométrica ha disminuido en un factor 16 y el máximo en un factor 180.

- (3) Aunque los muestreos realizados por la DGA, la CHE y por nosotros para el TFM han tenido objetivos distintos y el número de muestras, el espaciado y la distribución de las mismas es muy diferente, en todos los mapas se observa la presencia de una zona con una concentración de HCH mucho más elevada que el resto. Esta zona está localizada sobre la carretera por la que circularon los camiones con los residuos durante el traslado, en un punto cercano a la esquina SE del vertedero nuevo. Además, el patrón de distribución de la concentración de HCH es similar en los tres mapas, con un eje NO-SE de máximos de concentración, dirección que se corresponde tanto con las alineaciones montañosas que limitan la cuenca del barranco de Bailín como con las direcciones principales de los vientos en el barranco, como ya se puso de manifiesto en el Apartado 2.1 (véase la rosa de los vientos de la Figura 2.2).

Estas tres conclusiones, derivadas directamente del análisis de los mapas de isolíneas de concentración de HCH total en las diferentes campañas de muestreo, nos permiten ya responder a dos de las preguntas que nos planteábamos al comienzo de este apartado. En cuanto a la primera, de si había o no contaminación superficial en Bailín antes del traslado, la respuesta es que sí, pero mucho menor, y centrada en las inmediaciones del vertedero antiguo. De hecho, el traslado de los residuos no se hizo porque el peligro mayor fuera la movilización superficial del HCH, sino porque el veredero antiguo no estaba impermeabilizado y los residuos de HCH se estaban filtrando hacia el nivel freático. Ese es, sin duda, el mayor riesgo de contaminación que existe en Bailín: la contaminación del acuífero y su posible llegada al río Gállego. En comparación con esto, el riesgo que supone la contaminación superficial por HCH en Bailín es mucho menor. Aunque no despreciable, desde luego.

En cuanto a la segunda pregunta, es obvio que la concentración de HCH en los suelos de Bailín está disminuyendo con el tiempo, y lo está haciendo de manera rápida, como lo pone de manifiesto el descenso de la media geométrica de los valores de HCH total en las tres campañas posteriores al traslado ¿Se puede cuantificar la masa de HCH que está almacenada en los suelos del área de estudio y cómo ha cambiado con el tiempo? A partir de los mapas de isolíneas es relativamente sencillo hacer dicha estimación. En esencia consiste en calcular el *área* que hay entre cada pareja de isolíneas consecutivas (por ejemplo, entre la isolínea de 200 ppb y la de 300 ppb en un mapa en el que el intervalo entre isolíneas sea de 100 ppb). A partir de ese valor de área se calcula el *volumen de suelo* entre isolíneas multiplicando por el espesor de la capa muestreada (0.15 m o 0.10 m en nuestro caso). Este volumen de suelo se transforma en *masa de suelo* multiplicando por la densidad aparente de la capa de suelo (aproximadamente de 1000 kg m³).

Finalmente, esa masa de suelo se transforma en *masa de HCH* multiplicando por la concentración media de HCH entre isolíneas (en el ejemplo anterior este valor medio sería de 250 ppb). Hemos realizado estos cálculos en el área de estudio (que se corresponde con el área mostrada en los mapas de isolíneas anteriores) en las tres campañas posteriores al traslado y los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 5.I.

Tabla 5.I. Masa de HCH en la capa superficial del suelo en el área de estudio en las tres campañas posteriores al traslado de los residuos.

Campaña	Masa de HCH en la capa 0-15 cm (kg)
DGA, julio-septiembre de 2014	105
CHE, 2016	21.5
TFM, marzo 2017	9

Los valores que aparecen en la tabla hay que tomarlos como una aproximación, ya que su cálculo se ha basado en la malla interpolada por krigeage a partir de los datos de las muestras reales y solo tiene en cuenta el HCH acumulado en la capa superficial muestreada (hasta 15 cm de profundidad en los muestreos de la DGA y en el nuestro y hasta 10 cm en el muestreo de la CHE). Además, se han hecho otras aproximaciones, como la densidad aparente de la capa superficial del suelo (que se ha tomado como 1000 kg m^3 y en realidad puede oscilar entre 800 y 1200 kg m^3 dependiendo del porcentaje de materia orgánica del horizonte superficial). Sin embargo, a pesar de todas estas limitaciones, los valores obtenidos dan una buena idea tanto del orden de magnitud de la cantidad de HCH que hay en la capa superficial de los suelos en el área de estudio como de la tendencia a disminuir dicha cantidad. Es interesante resaltar que el valor obtenido de 105 kg de HCH para la campaña de la DGA de julio-septiembre de 2016 es casi idéntico (104 kg) al obtenido, a partir de modelos de dispersión aérea del contaminante, por CEAM (2014), aunque dicha estimación se hizo sobre un área de $2 \times 2 \text{ km}$, algo mayor que el área de nuestra zona de estudio.

Con referencia a los valores mostrados en la Tabla 5.I, es importante resaltar dos aspectos: (1) la masa de HCH depositada en los suelos en los alrededores de los vertederos de Bailín durante el traslado de los residuos es apreciable (unos 100 kg), pero insignificante si lo comparamos con la masa total de residuos de HCH trasladados, que fue de 64,000 toneladas; dicho de otra forma, la cantidad de HCH que se dispersó durante el traslado y acabó en la capa superficial de los suelos fue de un 0.00015% del total; y (2) en los dos años y medio transcurridos entre la campaña de muestreo de la DGA de julio-septiembre de 2014 y la de nuestro muestreo para el TFM la cantidad de HCH en la capa superficial de los suelos en el área de estudio se ha reducido en un factor $105/9 = 10$.

De las tres preguntas que nos hacíamos al principio de este apartado hemos sido capaces de

responder a las dos primeras. Para poder contestar a la tercera, sobre el destino del HCH que se está perdiendo de la capa superficial de los suelos en el área de estudio, debemos primero estimar la cantidad de HCH que hay almacenada en la vegetación.

5.2 Estimación de la masa de HCH en la vegetación

La Figura 4.13, sobre la concentración de HCH total en raíces, tallos y hojas de las especies vegetales muestreadas en Bailín, ha dejado patente que el sistema suelo-vegetación responde de manera conjunta a la contaminación y que parece existir un equilibrio dinámico entre la cantidad de HCH en el suelo y en las plantas que crecen en él. Además, la propia Figura 4.13 pone en evidencia que la concentración de HCH en la vegetación puede ser *mucho mayor* que la del suelo en la que se desarrolla, lo que plantea la posibilidad de que la masa total acumulada de HCH en la vegetación sea mayor que en los suelos y que sea aquella, y no éstos, la mayor acumuladora de contaminación en Bailín.

Pero así como la estimación de la masa de HCH en el suelo se puede hacer de forma sencilla, esa misma estimación en la vegetación es mucho más difícil. La “vegetación” no es un objeto continuo que cubra de manera homogénea la zona de estudio. Al contrario, la vegetación está formada por plantas individuales, cada una de las especies es diferente, con un porcentaje de cobertura diferente y con una capacidad diferente de acumular HCH en cada uno de sus órganos. Aunque pudiéramos hacer una estimación de la cobertura de cada especie vegetal (haciendo uso, por ejemplo, de los valores de la Tabla 4.IV), luego se nos presentaría el problema de transformar ese dato de cobertura en una masa de HCH en las raíces, tallos y hojas de cada especie, para lo cual habría que saber cómo se reparte la biomasa total de cada especie entre esos tres órganos vegetales. Debido a todas estas dificultades, en este apartado nos vamos a limitar a estimar *la masa de HCH en las hojas de los pinos de Bailín*. Como ya se vio en el capítulo anterior, las hojas de la especie *Pinus sylvestris* son las que más HCH acumulan. Como además el pino es la especie de mayor cobertura y tamaño en la zona de estudio, podemos usar la estimación de la masa de HCH acumulada en sus hojas como un límite inferior de la cantidad de HCH acumulado en toda la vegetación de la zona de estudio.

Para abordar este cálculo, necesitamos los siguientes datos: (1) la cobertura de la especie *Pinus sylvestris* en la zona de estudio; (2) el reparto de biomasa entre raíces, tronco, ramas y hojas en la especie *Pinus sylvestris* y cómo este reparto cambia con la edad (o el tamaño) del árbol; (3) la edad (= el tamaño) medio de los pinos en la zona de estudio; y (4) la relación entre la concentración de HCH en el suelo y la concentración en las hojas del pino que crece en dicho suelo (cf. Figura 4.14). Veamos brevemente cómo se han obtenido los datos anteriores antes de dar el resultado.

1. Cobertura de la especie *Pinus sylvestris* en la zona de estudio. La cobertura (área ocupada por las copas de los árboles de *Pinus sylvestris* en un mapa) se ha estimado de la misma forma en que se estima el porcentaje de un mineral en una lámina delgada: haciendo un conteaje de puntos. El conteaje se ha realizado sobre una foto aérea de alta resolución tomada el 19/12/2015 durante un vuelo fotogramétrico con dron a una altura media de 1175 m, lo que ha permitido identificar árboles individuales. Sobre la foto se ha superpuesto una malla con una distancia entre líneas de 40 m, que ha proporcionado un total de 760 puntos de muestreo. De las 760 intersecciones 384 han resultado ser pinos (Figura 5.2), lo que da una cobertura del 52%. Como el área total de la zona de estudio tiene un área de 1.3 km², esto implica que el área ocupada por pinos es de unos 0.68 km².

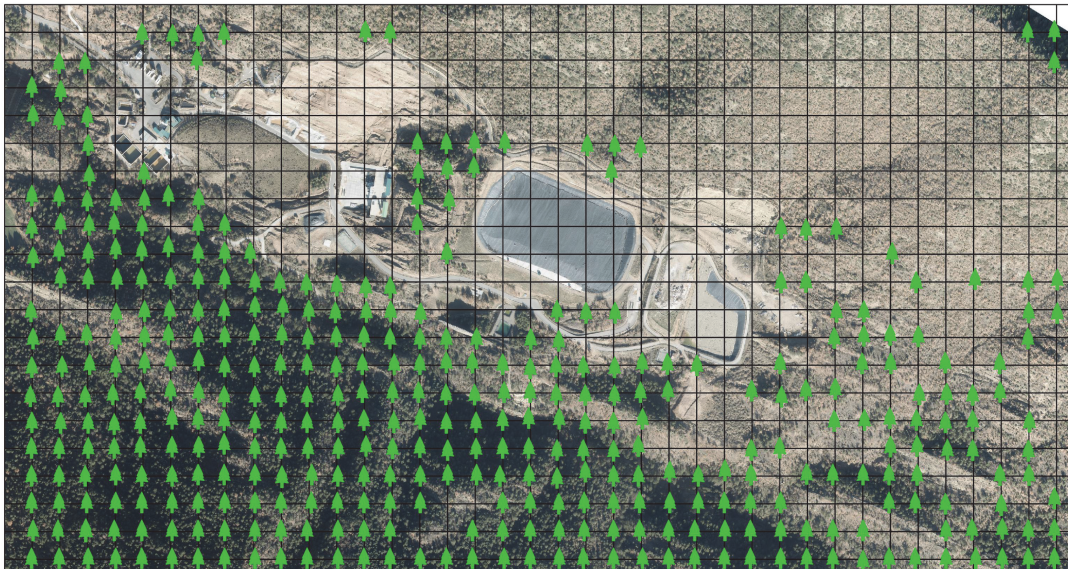


Figura 5.2. Estimación de la cobertura de la especie *Pinus sylvestris* en el área de estudio. La cobertura se ha estimado por medio de la técnica del conteaje de puntos sobre una foto aérea de alta resolución. En las intersecciones en las que había un ejemplar de *Pinus sylvestris* se ha dibujado la silueta de un árbol.

2. Reparto de la biomasa entre raíces, tronco, ramas y hojas en la especie *Pinus sylvestris*.

Los botánicos escandinavos han trabajado mucho sobre las relaciones biométricas en la especie *Pinus sylvestris* al ser esta especie una de las más abundantes en sus bosques de tundra. Esto nos ha permitido correlacionar la masa total de las acículas en un ejemplar de *Pinus sylvestris* con otros parámetros biométricos más fácilmente medible. El parámetro que mejor resultado nos ha proporcionado ha sido el diámetro del tronco a 130 cm de altura (una medida estándar en botánica, que se denomina DBH por sus siglas en inglés: *diameter at breast height*). A partir de los datos en [Vanninen et al. \(1996\)](#) hemos realizado el ajuste que se muestra en la Figura 5.2 (forzando que la recta de correlación pase por el origen de coordenadas) y que permite estimar la masa total de acículas de pino, M , a partir del diámetro del tronco a 130 cm de altura: $M = 0.39 \times \text{DBH}$.

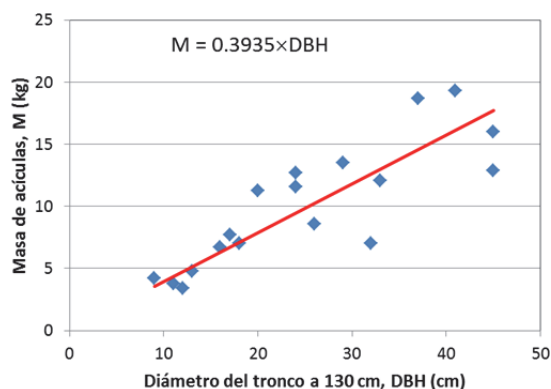


Figura 5.3. Relación entre la masa total de acículas en un pino (M) y el diámetro del tronco a 130 cm de altura (DBH). Los datos han sido tomados de [Vanninen et al. \(1996\)](#).

3. Tamaño medio de los pinos en la zona de estudio. De la relación anterior se deduce que se necesita conocer el diámetro de los troncos de los ejemplares de la especie *Pinus sylvestris* para poder estimar la cantidad de acículas que contienen. Por ello se ha medido la variable DBH en 60 ejemplares de pino elegidos de forma aleatoria en las zonas BA1, BA2 y BA3. El valor medio obtenido ha sido de $DBH = 13.8 \pm 6.2$ cm.

4. Número de árboles del tamaño medio necesarios alcanzar la cobertura calculada en el punto 1. Otra de las relaciones biométricas que se cumplen para la especie *Pinus sylvestris* es la que existe entre el diámetro de su tronco a 130 cm y la longitud de la copa (distancia entre la zona donde aparecen las primeras ramas y el extremo superior del árbol), relación que se muestra en la Figura 5.4, confeccionada a partir de los datos proporcionados por [Mäkinen \(1999\)](#).

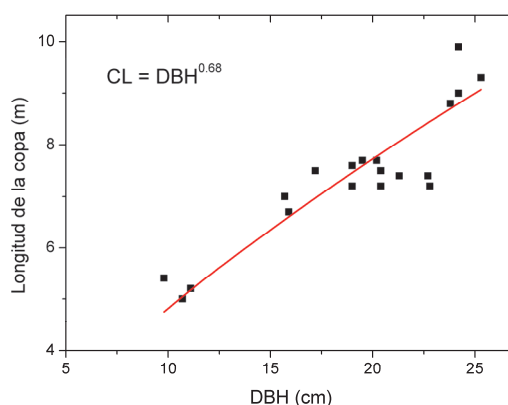


Figura 5.4. Relación entre el diámetro del tronco a 130 cm (DBH) y la longitud de la copa de un ejemplar de la especie *Pinus sylvestris*. El gráfico ha sido construido a partir de los datos de [Mäkinen \(1999\)](#), tabla 1.

En este caso se ha realizado un ajuste de tipo alométrico (es decir, a una función de tipo ley de potencias) en el que se ha forzado a que la curva de ajuste pase por el origen de coordenadas. Este ajuste nos permite calcular la longitud de la copa, CL (*crown length*), a partir del diámetro del tronco a 130 cm: $CL = DBH^{0.68}$. Esta relación es necesaria para poder estimar el área promedio que ocupa una ejemplar de *Pinus sylvestris* y poder así calcular el número de pinos que hay en el área de estudio. Introduciendo en la función de ajuste anterior el valor $DBH = 13.8$ cm del punto (3) obtenemos $CL = 6.0$ m y asumiendo que la copa de los pinos de la especie *Pinus*

sylvestris es aproximadamente equidimensional (i.e., la altura de la copa es igual a su diámetro, lo que es correcto para ejemplares no demasiado grandes, como los de la zona de Bailín), esto nos da una superficie media cubierta por pino de $S = \pi(CL/2)^2 = 27.9 \text{ m}^2$. Como el área total cubierta por ejemplares de *Pinus sylvestris* en el área de estudio (según hemos calculado en el punto 1) es de $0.68 \text{ km}^2 = 680,000 \text{ m}^2$, obtenemos finalmente que el número aproximado de pinos en esta área es de $680,000/27.9 = 24,388$.

4. Relación entre las concentraciones de HCH en el suelo y en las hojas de *Pinus sylvestris*.

Según vimos al final del Apartado 4.2.2 (reflejado de forma gráfica en la Figura 4.14), la relación que parece existir entre la concentración de HCH en las acículas de pino y la concentración de HCH en el suelo en el que crece el pino es de la forma $HCH_{\text{acícula}} = 2.7 \times (HCH_{\text{suelo}})^{1.42}$. Como sabemos que la media geométrica de la concentración de HCH en los suelos en la zona de estudio es de 5.3 ppb (en la campaña de muestreo de marzo de 2017), esto nos da una concentración media de HCH en las acículas de los pinos de Bailín de $HCH_{\text{acícula}} = 2.7 \times 5.3^{1.42} = 28.8 \text{ ppb}$. Como un pino de tamaño medio en la zona de estudio tiene un diámetro del tronco a 130 cm de DBH = 13.8 cm (punto 3), según la relación obtenida en el punto 2 le corresponde una masa de acículas de $M = 0.39 \times 13.8 = 5.4 \text{ kg}$ que, a una concentración media (geométrica) de 28.8 ppb de HCH, supone una masa de HCH de $5.4 \times 28.8 \times 10^{-9} = 1.55 \times 10^{-7} \text{ kg}$. Esta es la masa de HCH, en kilogramos, en un ejemplar de tamaño medio de *Pinus sylvestris* en la zona de estudio. Finalmente, multiplicando este valor por el número aproximado de pinos estimado en el punto anterior, obtenemos la masa total de HCH acumulada en las acículas de los pinos en la zona de estudio, que resulta ser de $M_{\text{HCH}} = 3.8 \times 10^{-3} \text{ kg}$, o de alrededor de 4 g. Comparada con la masa acumulada en los suelos de la misma zona, 9 kg, el valor obtenido para las hojas de la especie *Pinus sylvestris* es unas 2,400 veces menor. Si en vez de la media geométrica de la concentración de HCH en la capa superficial del suelo (5.3 ppb) se toma la media aritmética (100.6 ppb), se obtiene para la masa total de HCH en las acículas de los pinos de la zona un resultado de $M_{\text{HCH}} = 0.25 \text{ kg}$, 36 veces menor que la masa contenida en el suelo.

En resumen, el resultado obtenido para la masa total de HCH en las hojas de *Pinus sylvestris* en la zona de estudio nos permite acotar inferiormente la masa de HCH acumulada en la vegetación. Como la especie *Pinus sylvestris* es la de mayor cobertura en la zona y, además, se trata de la especie de mayor tamaño medio, podemos concluir que *la masa total de HCH almacenada en la vegetación de Bailín deber ser del mismo orden de magnitud que la masa de HCH en las hojas de Pinus sylvestris, es decir, del orden de unidades de gramo si se trabaja con la media geométrica y del orden de las centenas de gramos si se trabaja con la media aritmética*. Comparado con la cantidad de HCH en el suelo, el HCH almacenado en la vegetación es claramente minoritario.

5.3 ¿Dónde está el HCH perdido?

En el Apartado 5.1 hemos visto que la contaminación superficial en Bailín esta principalmente relacionada con la dispersión aérea de partículas de HCH durante el traslado de los residuos al vertedero nuevo entre junio y agosto de 2014. También hemos visto que la cantidad de HCH retenida en la capa superficial del suelo ha disminuido desde entonces, de modo que en la actualidad (entendiendo por “actualidad” febrero de 2017, fecha de la última campaña de muestreo de suelos) la capa superficial del suelo (entre 0 y 15 cm de profundidad) almacena una masa de HCH unas 10 veces menor que justo después de finalizar el traslado (9 kg en marzo de 2017 frente a 105 kg en septiembre de 2014). La pregunta obvia es ¿a dónde va el HCH que se pierde de la capa superficial del suelo? Existen varios sumideros posibles para este HCH:

Opción 1: El HCH se desplaza hacia el freático. Tanto en nuestra campaña de febrero de 2017 como en la campaña de julio-septiembre de 2014 del Gobierno de Aragón ([Gobierno de Aragón, 2014](#)) se tomaron muestras de suelos a dos profundidades diferentes (0-5 cm y 0-15 cm en el muestreo del Gobierno de Aragón; 0-15 cm y 15-30 cm en nuestro muestreo) lo que permite estimar si el perfil vertical de concentración de HCH ha evolucionado con el tiempo. Para ello hemos ajustado una función exponencial decreciente⁴ a los datos de concentración de HCH en los dos puntos situados a mitad de los intervalos de muestreo, $[HCH](z) = [HCH]_0 \times \exp(-z/z^*)$, donde $[HCH]_0$ es la concentración en la superficie (en $z = 0$) y z^* es el parámetro que nos dice cómo de rápido disminuye la concentración de HCH con la profundidad: cuanto menor es este parámetro, más rápida disminuye con la profundidad la concentración de HCH.

Tabla 5.II. Valor del parámetro z^* en diversas muestras de la campaña de julio-septiembre del Gobierno de Aragón y de nuestra campaña de marzo de 2007 para el TFM.

Campaña julio-septiembre de 2014		Campaña marzo 2017	
Muestra	Parámetro z^* (cm)	Muestra	Parámetro z^* (cm)
ASP-12_1	6.22	BA1-1	5.71
ASP-12_2	1.78	BA1-2	6.52
ASP-12_3	1.70	BA1-3	202.9
Rampa_cadáveres	1.43	BA2-1	5.09
SM-16	5.64	BA2-2	5.57
SM-19	1.85	BA2-3	3.17
SM-106	1.22	BA2-4	6.19
SM-107	3.03	BA3-2	3.25
SM-112	1.04		
Media	2.66	Media (sin BA1-3)	5.07

⁴ Los procesos de difusión suelen dar perfiles de disminución exponencial de las concentraciones conforme uno se aleja del foco emisor y esta es la razón por la que hemos decidido usar una función exponencial decreciente para ajustar los datos de concentración de HCH.

El parámetro del ajuste que nos interesa es z^* y la Tabla 5.II lista su valor para todas las muestras de la campaña de julio-septiembre de 2014 del Gobierno de Aragón que fueron muestreadas a dos profundidades (izquierda) y de nuestra campaña de marzo de 2017 (derecha). La última fila de la tabla da la media de todas las muestras de cada campaña (excluyendo la muestra BA1-3 de nuestra campaña de marzo de 2017, que proporciona un valor anómalo). Se observa que para la campaña de julio-septiembre de 2014 el z^* promedio es de 2.7 cm y para la de marzo de 2017 ha aumentado a 5.1, lo que quiere decir que el HCH se ha ido desplazando hacia abajo, aunque de manera muy lenta. Así, $z^* = 5.1$ significa que la concentración de HCH disminuye 2.7 veces con respecto a su valor en superficie en los primeros 5.1 cm de suelo, por lo que a 1 m de profundidad la concentración de HCH es prácticamente nula. Esto implica que el HCH no es capaz de alcanzar el nivel freático, quedándose en la zona vadosa.

Opción 2; El HCH se acumula en la vegetación por volatilización a partir del suelo. Los resultados del apartado anterior han mostrado que, en efecto, parte del HCH que hay en el suelo se volatiliza y termina acumulándose en la vegetación. Sin embargo esta acumulación es muy limitada y no es capaz de contrarrestar el fuerte descenso de masa de HCH en los suelos con el paso del tiempo: los 9 kg de HCH en la capa superficial del suelo en marzo de 2017 no pueden llegar a los 105 kg de julio-septiembre de 2014 simplemente sumando la masa de HCH en la vegetación (que es del orden de las unidades de gramos). Por tanto, aunque una pequeña parte del HCH que pierden los suelos acaba en la vegetación de la zona por la vía suelo-aire-hoja, esa acumulación no contrarresta la pérdida de la capa superficial del suelo.

Opción 3: El HCH se pierde por volatilización, y dispersión aérea posterior, fuera del área de estudio. Otra posibilidad es que el HCH que se pierde del suelo lo haga por volatilización, como en el caso anterior, pero que no quede fijado en la vegetación de la zona sino que se disperse en distancias mayores a consecuencia de la dinámica atmosférica, sobre todo de los vientos. El Gobierno de Aragón mantiene dentro del seguimiento ambiental unas campañas espaciadas 45 días en las que se realiza un muestreo pasivo de la concentración de HCH gas en varios puntos de Bailín y Sabinánigo ([CIEMAT, 2016](#)). En la figura 5.5 se puede apreciar la relativa importancia de este proceso, con unas puntas muy elevadas en las inmediaciones de los vertederos en los dos meses siguientes al traslado de los residuos, y una caída brusca tras la que los valores se mantienen relativamente constantes. También puede apreciarse el fuerte decaimiento con la distancia al foco por la dispersión atmosférica. Los valores elevados se asocian a la presencia de la superficie desnuda del antiguo vertedero, intensamente contaminada. No obstante, se aprecia que en el reparto de isómeros el porcentaje de α -HCH se incrementa con la distancia, conforme a su mayor presión de vapor respecto al resto de isómeros (Tabla 2.I), y su condición más fotoestable durante su transporte a larga distancia, por lo que tiene un mayor predominio en

Opción 4: El HCH se pierde por lavado superficial, moviéndose hacia la salida natural de la cuenca del barranco de Bailín. En la campaña de marzo de 2017 realizada para el TFM se muestrearon los suelos y vegetación, pero no se tomaron muestras de sedimentos. Sí que se muestrearon los sedimentos en la zona de estudio durante la campaña del Gobierno de Aragón de julio-septiembre de 2014. En total se tomaron 5 muestras de sedimentos, cuatro de las cuales están dentro de la zona de estudio del TFM y se muestran en la Figura 5.6 (la quinta muestra se tomó en un punto de aforo cerca de la salida del barranco de Bailín antes de desembocar en el río Gállego, algo más al oeste del área mostrada en el mapa).

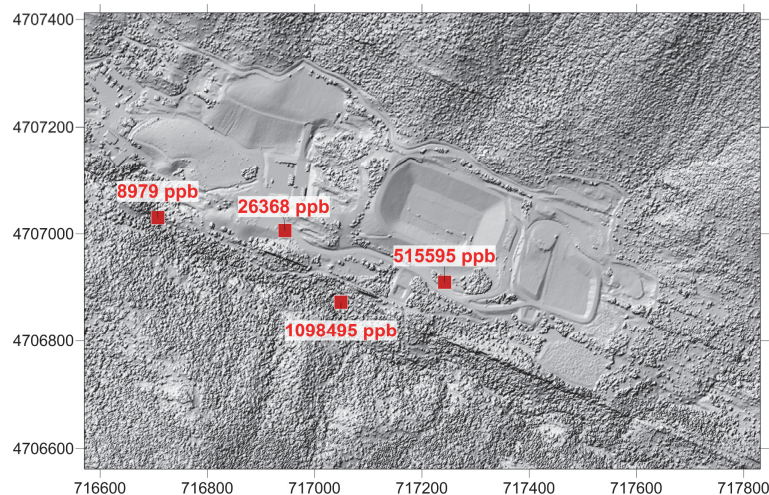


Figura 5.6. Concentración de HCH en las muestras de sedimentos tomadas en la campaña de julio-septiembre de 2014 por el Gobierno de Aragón ([Gobierno de Aragón, 2014](#)).

El mapa muestra las concentraciones de HCH en esos sedimentos (entre 0 y 5 cm de profundidad) y queda patente, si se compara con el mapa de isolíneas de HCH en suelos de la misma campaña, Figura 5.1), que las concentraciones en los sedimentos son mucho mayores que en los suelos, llegando en uno de los casos hasta valores del orden de 1g de HCH por kilogramo de sedimento. La muestra situada en la estación de aforo fuera del mapa de la Figura 5.6 tiene una concentración de HCH de 162781 ppb, también mayor que la de ningún suelo de la zona.

Por otro lado el seguimiento de la concentración de HCH en las aguas en la salida del barranco y en el río Gállego ([Gobierno de Aragón, 2014b](#), [2015](#)) puso de manifiesto que tras el período de las obras de desmantelamiento y en los siguientes meses, hasta que se normalizó la situación, las concentraciones en las aguas superficiales del barranco se elevaron sensiblemente y los aportes al río Gállego en vía disuelta y particulada, desde los espacios contaminados (Bailín, Sardas e INQUINOSA) supusieron en torno a 50 kg de masa total de HCH. Así pues, parece que el sumidero principal del HCH que se pierde de los suelos de la zona de estudio sean los arrastres bien en forma particulada o disuelta de la escorrentía hacia el cauce receptor. Parece evidente que un mejor desarrollo vegetal abundaría no solo en una mayor retención de HCH, si

no en una mejor protección del suelo y una clara disminución de la escorrentía y de los arrastres hacia el cauce receptor.

Opción 5: El HCH se degrada en los suelos por diversas vías. La degradación natural de los distintos isómeros del HCH se produce por vías abióticas, mediante fotodegradación e hidrólisis, o bióticas tanto en condiciones aerobias como anaerobias y por acción de bacterias, hongos, macroinvertebrados y vegetales ([Calvelo Pereira, 2008](#); [CECOP 2007a](#), [2007b](#) y [2007c](#); [INERIS, 2005](#); [Rodríguez Garrido, 2009](#)). La bibliografía sobre este aspecto es escasa y dispersa, con resultados muy diversos y grandes lagunas en el comportamiento de alguno de los isómeros. Parece que los diversos autores únicamente se ponen de acuerdo en señalar una vida media en los suelos para el lindano en torno a 1 año y del conjunto de los isómeros de alrededor de 5 años ([Toan et al., 2009](#)), con grandes diferencias en función de las características del suelo, e incluyendo en el concepto de vida media no solo la degradación, sino también la movilización por diversas vías, como la volatilización.

Parece evidente que la mayor masa de HCH en los suelos de Bailín tras el traslado de residuos en 2014 se movilizó principalmente mediante la escorrentía, por lo que únicamente cabría comparar los datos de la campaña de la CHE de 2016 (media de 10.5 ppb, máximo de 31,990 ppb) y en la campaña para el TFM, realizada en marzo de 2017 (media de 5.3 ppb, máximo de 561 ppb), es decir la vida media de la suma de HCH se ajustaría aproximadamente a un año, sin ser posible concluir, debido a la poca fiabilidad de los datos en la literatura, sobre la importancia de las vías de movilización o degradación que hayan podido actuar al mismo tiempo.

El trabajo sobre la degradación en la naturaleza del HCH es una vía abierta de gran interés para el futuro desarrollo de los trabajos de descontaminación en estos espacios, ya que puede favorecer el desarrollo de tecnologías baratas y sostenibles de destrucción de estos compuestos, que es el objetivo final del protocolo de Estocolmo.

Capítulo 6. Conclusiones y trabajo futuro

6.1 Conclusiones

Este trabajo se ha centrado en el estudio de la contaminación del sistema suelo-vegetación por HCH en los alrededores de los vertederos de Bailín (Sabiñánigo). Para ello fue necesario primero hacer una caracterización detallada de los suelos y la vegetación de la zona de estudio, lo que ha permitido distinguir cuatro tipos de suelos (Regosoles, Cambisoles, Leptosoles y Calcisoles, por orden de abundancia, según la clasificación WRB), así como 24 especies vegetales, catorce de las cuales son plantas arbustivas, nueve herbáceas y cuatro arbóreas. El pino y el roble son las dos especies más abundantes en la zona.

Los mayores contenidos de HCH se concentran en la capa superficial del suelo (0-15 cm) debido a la gran afinidad de estos compuestos organoclorados por la materia orgánica, indicando una limitada movilidad vertical de los isómeros de HCH en el perfil del suelo, lo que impide el lixiviado hacia el nivel freático.

Se detectaron residuos de los distintos isómeros (α -, β -, γ -, δ -HCH), en todos los puntos de muestro de suelos, a excepción de las parcelas BA4 y BA5, que están más alejadas de los focos de contaminación, lo que nos indica que la contaminación en la zona de estudio es muy puntual, cercana a ambos vertederos, sobre todo a la nueva celda de seguridad.

Todas las especies vegetales analizadas fueron capaces de acumular HCH, aunque con grandes diferencias entre especies y órganos vegetales dentro de la misma especie (raíz, tallo y hojas). Las acículas de *Pinus sylvestris* han sido las que mayor concentración de HCH han mostrado en los análisis.

Se ha comprobado que existe una relación muy estrecha entre las concentraciones de HCH en los suelos y en la vegetación, lo que sugiere que existen dos vías de transferencia entre estos dos reservorios: la vía suelo-raíz y la vía suelo-aire-hojas, siendo esta última la más importante.

Gracias a la existencia de campañas previas de muestreo de suelos en la zona de estudio hemos podido estimar el ritmo al que los suelos se están recuperando (de unos 105 kg de HCH justo

después de la finalización del traslado de los residuos de HCH al vertedero nuevo, en septiembre de 2014, a 5 kg en marzo de 2017), aunque no se ha podido cuantificar la transferencia neta del HCH perdido por la capa superficial del suelo hacia el resto de sumideros (vegetación, atmósfera, biodegradación, escorrentía superficial).

Aunque en la zona de estudio el Gobierno de Aragón tiene muy controlada la contaminación, el vertedero de Bailín aún sigue representando una amenaza para los ecosistemas de los alrededores. Por lo que se deben emplear diferentes metodologías de bioremediación *in situ* que sean capaces de degradar biológicamente los residuos producto de la fabricación del lindano que están afectando tanto a los suelos como a la vegetación de Bailín. Usar organismos vivos para la descontaminación es un tipo de tecnología convencional que reduce enormemente los gastos económicos, a la vez que se aprovechan los procesos naturales y se reducen las tensiones ambientales.

6.2 Trabajo futuro

Después del estudio llevado a cabo en este TFM se han detectado una serie de aspectos que merecerían ser investigados con más detalle, con el objetivo de tener un conocimiento más profundo de la evolución temporal de la contaminación y de las relaciones suelo-vegetación. Los aspectos más interesantes son los siguientes:

- Cartografía más detallada de los suelos de Bailín.
- Evolución temporal de la concentración de HCH en la vegetación, desde el comienzo de los vertidos en Bailín hasta la actualidad, por medio del estudio dendrocronológico de los anillos de crecimiento en *Pinus sylvestris* y *Quercus cerroides*.
- Ampliación de los análisis de HCH a la vegetación del resto de parcelas en la zona de estudio, para poder precisar mejor la relación que existe entre la concentración de HCH en los suelos y en las diferentes especies vegetales y así poder estimar con mayor precisión la masa total de HCH en toda la vegetación de la zona.
- Estudio detallado de la fisiología de las especies vegetales de Bailín para poder comprender la manera en la que retienen los diferentes isómeros de HCH.
- Valoración del posible uso de alguna de las especies vegetales autóctonas en fitoremediación, sobre todo para descontaminar la roca del antiguo vertedero, para lo cual habría primero que desarrollar suelos autosostenibles, siendo de gran importancia que la vegetación garantice la viabilidad de esos suelos: la vegetación no solo acumula, si no que degrada los contaminantes (sobre todo en asociación con hongos y bacterias), y es una vía de desarrollo muy interesante como limpiador en zonas de difícil remediación.

Capítulo 7. Bibliografía

- Abhilash, P.C., Jamil, S., Singh, V., Singh, A., Singh, N. y Srivastava, S.C. (2008): Occurrence and distribution of hexachlorocyclohexane isomers in vegetation samples from a contaminated area. *Chemosphere*, 72: 79-86.
- AOAC (2007): Official Method. Pesticide Residues in Foods by Acetonitrile Extraction and Partitioning with Magnesium Sulfate. www.restek.com/quechers.
- Badía, D. (2009): Itinerarios edáficos por el Alto Aragón. Cuaderno Altoaragoneses de trabajo, nº 28, Diputación de Huesca.
- Braun-Blanquet, J. (1979): Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume, Madrid.
- Calvelo Pereira, R., Camps-Arbestain, M., Rodríguez Garrido, B., Macías, F. y Monterroso, C. (2006): Behaviour of α -, β -, γ -, and δ -hexachlorocyclohexane in the soil-plant system of a contaminated site. *Environmental Pollution*, 144: 210-217.
- Calvelo Pereira, R. (2008): Estudio del comportamiento del hexaclorociclohexano en el sistema suelo-planta para su aplicación en técnicas de fitocorrección. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 204 págs.
- Calvelo Pereira, R., Monterroso Martínez, M.C. y Macías, F. (2008): El hexaclorociclohexano en Galicia: algunos datos sobre producción, uso y contaminación. *Edafología*, 15: 3-24.
- CBDSA (1983): Manual para la Descripción Codificada de Suelos en el Campo. Comisión Del Banco de Datos De Suelos y Aguas. SINEDARES. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- CEAM (2014): Modelización de la dispersión atmosférica de partículas en el vertedero de HCH de Bailín (Sabiñánigo, Huesca). Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Informe final de resultados, versión 2.
- CECOP (Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes) (2007a). «Informe del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes sobre la labor realizada en su tercera reunión - Evaluación de la gestión de riesgos del lindano» (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Ad d.4). Tercera reunión.
- CECOP (Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes) (2007b). «Informe del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes sobre la labor realizada en su tercera reunión - Evaluación de la gestión de riesgos del alfa-hexaclorociclohexano» (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Ad d.8)-3. Tercera reunión.
- CECOP (Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes) (2007c). «Informe del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes sobre la labor realizada en su tercera reunión - Evaluación de la gestión de riesgos del beta-hexaclorociclohexano» (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Ad d.9). Tercera reunión.
- CHE (2014). Estudio para definir la solución adecuada para derivación de aguas del barranco de Bailín, T.M. de Sabiñánigo (Huesca). Confederación hidrográfica del Ebro. Informe técnico encargado a Emgrisa.
- CIEMAT (2016): Evaluación y análisis de los resultados correspondientes a los muestreos de α -, β -, γ -, δ - y ϵ -Hexaclorociclohexano en aire, realizados en los emplazamientos de Bailín, Sabiñánigo y Sardas, desde agosto de 2014 a octubre de 2016. Gobierno de Aragón, 54págs.
- Covelo, E., Vega, F. y Andrade, M. (2008): Efectos del manejo hortícola intensivo en los niveles, distribución y disipación de lindano en suelos y plantas en una región semiárida (Argentina). *Edafología*, 15: 129-142.

- Diputación Provincial de Huesca (2008): Diagnóstico de sostenibilidad. Diagnóstico municipal Agenda 21 Local de Sabiñánigo Diputación provincial de Huesca, Sabiñánigo. 509 págs.
- FAO (2006): World reference base for soil resources (WRB) Working Group. World Soil Resources Report. Rome. 4ª ed.
- Fernández, J., Arjol, M. y Cacho, C. (2012): POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 1937-1950.
- Gil Peña, I., Malagón, J., Montes, M., Barnolas, A., García, J.M., Peña, J.L., Martí, C. y Gómez, A. (2012): Mapa Geológico de España 1: 500000, hoja nº 210, (Yebra de Basa). IGME, Madrid. 69 págs.
- Girish, K. y Kunhi, A. (2013): Microbial degradation of gamma-hexachlorocyclohexane (lindane). *African Journal of Microbiology Research*, 7: 1635-1643.
- Gobierno de Aragón, (2008): Plan de seguimiento y control del vertedero de HCH de Bailín, Sabiñánigo (Huesca). Informe anual. Departamento de Medio Ambiente. 60 págs. + apéndices.
- Gobierno de Aragón, (2011): Caracterización de suelos en la antigua planta de INQUINOSA (Sabiñánigo, Huesca). Departamento de Medio Ambiente. Sodemosa. N/ref.: 0202R00014.
- Gobierno de Aragón, (2014): Informe final de seguimiento ambiental de la etapa 2 del desmantelamiento del vertedero de HCH de Bailín T.M. Sabiñánigo, Huesca. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente.
- Gobierno de Aragón, (2014b): Informe sobre la presencia de hexaclorociclohexano (HCH) en las aguas del río Gállego durante el verano de 2014. Barranco de Bailín-Embalse de La Peña. Elaborado por EMGRISA, 33 págs.
- Gobierno de Aragón, (2015): Informe de seguimiento de las infraestructuras y de la nueva celda de seguridad sellada provisionalmente tras la ejecución de la Etapa 2 del proyecto de obras de la Fase B del vertedero de Bailín (T.M. Sabiñánigo, Huesca). Informe final. Elaborado por SARGA.
- Gobierno de Aragón, (2016): Plan estratégico de lucha integral contra la contaminación por lindano y otros isómeros de HCH en Aragón. Departamento de desarrollo Rural y Sostenibilidad.
- INERIS (2005). Fiche de dones toxicologiques et environnementales des substances chimiques. LINDANE. INERIS-DRC-02-25590-02DF43.doc; version nº 2-1 septiembre 2015. 58 págs.
- Mäkinen, H. (1999): Effect of stand density on radial growth of branches of Scots pine in southern and central Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1216-1224.
- MAPA, (1994): métodos oficiales de análisis. Vol. III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España.
- Misra, K., Satinder Brar, K., Verma, M., Tyagi, R., Trivedy, R. Sharma, M. (2007): Lindane - A contaminant of global concern. *Journal of Industrial Pollution Control*, 23: 169-187.
- Montserrat, P. (2000): La flora de Aragón. Caja de Ahorros de la Inmaculada. Zaragoza. 94 p.
- Moreno Grau, M. (2003): Toxicología ambiental evaluación de riesgo para la salud humana. McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 361 págs.
- NCR (1977): Drinking water and health, Vol. 1. National Research Council, National Academics Press, Washington.
- PNUMA, (2005): Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánico persistentes. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Ginebra.
- Porta, J., Lopez-Acevedo, M. y Roquero, C. (2003): Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, 3ª edición, 960 págs.
- Prakash O., Suar M., Raina V., Dogra Ch., Pal R. y Lal R. (2004): Residues of hexachlorocyclohexane isomers in soil and water samples from Delhi and adjoining areas. *Current Science*, 87: 73-77.
- Puigdefabregas, C. (1975): La sedimentación molásica en la cuenca de Jaca. *Pirineos*, Jaca, 104, 188 págs.
- Rivas Martínez, S. (1987): Nociones sobre Fitosociología, Biogeografía y Bioclimatología. In Peinado, M. y Rivas

- Martínez, S. Eds. La vegetación de España: 17-45. Universidad de Alcalá de Henares.
- Rodríguez Garrido, B. (2009): Movilidad, biodisponibilidad y degradación inducida de isómeros de Hexaclorociclohexano (HCH) en suelos contaminados. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 234 págs.
- Sanz Elorsa, M. (2009): Flora y vegetación arvense y ruderal de la provincia de Huesca. Jolube Consultor y Editor Ambiental. 680 págs.
- Sodemasa (2010): Informe final del Seguimiento Ambiental de la Etapa 1 de la Obra “Fase B del Vertedero de Bailín” (Rev.1). UTE VERTEDERO DE BAILIN. 87 pág.
- Sposito, G. (1989): The Chemistry of Soils. Oxford University Press, 277 pág.
- Tarbuck, E.J. y Lutgens, F.K. (2013): Ciencias de la Tierra. Una introducción a la geología física. Décima edición. Pearson Educación S.A., Madrid.
- Vanninen, P., Ylitalo, H., Sievänen, R. and Mäkelä, A. (1996): Effects of age and site quality on the distribution of biomass in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Trees*, 10:231-238.
- Waliszewski, S. (1995): HCH isomers and HCB residues in root vegetables after the application of lindane (γ -HCH) to the soil. *International Journal of Environmental Pollution*, 11: 13-19.
- Walker, K., Valletto, D. y Lewis, R. (1999): Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology*, 33: 373-4378.
- Willett, K., Ulrich, E. y Hites, R. (1998): Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science and Technology*, 32: 2197-2207.

Apéndice A. El lindano

Fabricación del lindano y los residuos que genera

El lindano o gamma-hexaclorociclohexano (γ -HCH) es un insecticida organoclorado sintetizado artificialmente por primera vez por Faraday, descubridor del benceno, en el siglo XIX. El lindano se obtiene mediante la fotoclорación del benceno en presencia de luz ultravioleta ([Vijgen, 2006](#)). El proceso consiste en una reacción en cadena que se inicia con la homólisis de la molécula de Cl_2 por acción de la radiación UV, con adiciones sucesivas de radicales cloro a la molécula de benceno ([Rodríguez Garrido, 2009](#)), obteniéndose como resultado inicial una mezcla heterogénea de diferentes isómeros que corresponden a una fórmula molecular específica: 1-,2-,3-,4-,5-,6-hexaclorociclohexano, mezcla que recibe el nombre de HCH técnico.

La síntesis del hexaclorociclohexano (HCH) en la fábrica de INQUINOSA se realizaba de la misma manera que lo hizo Faraday, adicionando cloro al núcleo de benceno en presencia de radiación ultravioleta que actúa como catalizador (Figura A.1a). La cantidad de benceno utilizada en estas reacciones es considerable ya que, además de ser un reactivo, actúa como disolvente ([Gobierno de Aragón, 2011](#)). Una vez retirado el exceso de disolvente se genera un sólido blanco amarillento, constituido por la mezcla de diferentes isómeros (el HCH técnico) de composición variable.

Esta mezcla de isómeros puede ser purificada para obtener el isómero gamma hexaclorociclohexano, el único con propiedades plaguicidas. El primer paso del proceso consiste en refrigerar el HCH técnico caliente y retirar el exceso de benceno cristalizado y parte de los isómeros (sobre todo el α -HCH). Seguidamente se sigue purificando la mezcla disuelta en metanol mediante destilación fraccionada, hasta obtener finalmente un sólido constituido por al menos el 99% del isómero gamma ([Calvelo Pereira, 2008](#)) y unas colas de destilación con impurezas y un elevado contenido en el isómero delta (Figura A.1b).

La producción de lindano en INQUINOSA generaba una mezcla de isómeros en las proporciones siguientes:

- α -HCH: 65-70%
- β -HCH: 7-9%

- γ -HCH (lindano): 12-15%
- δ -HCH: 6-8%
- otros productos clorados: 3-5%

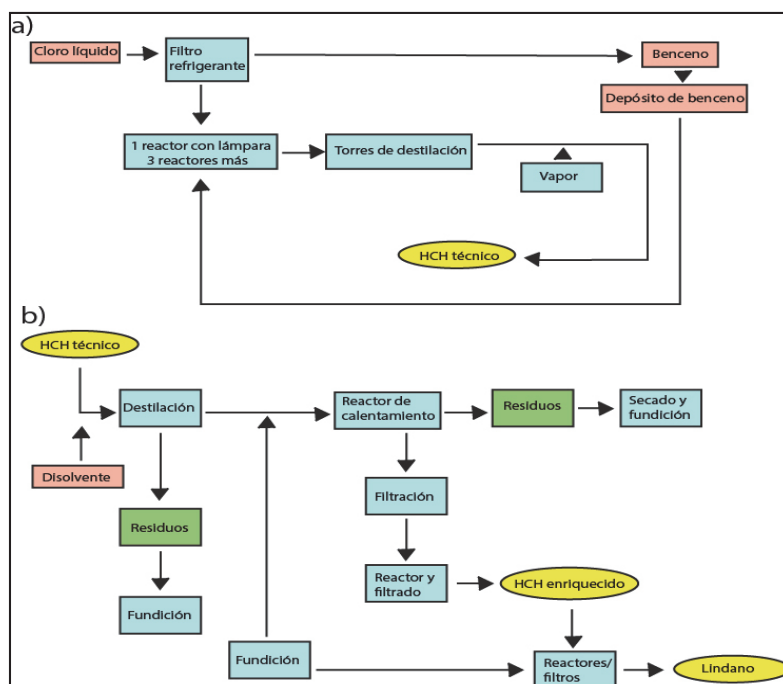


Figura A.1. Esquema de la producción industrial de HCH técnico (a) y lindano (b) (modificado de [Calvelo Pereira, 2008](#)).

Usos del lindano

Fue en 1943 cuando se comprobó que el principal elemento activo del HCH técnico era el isómero gamma (γ -HCH). Todas las propiedades toxicas de este compuesto fueron comprobadas por Van Der Linden, originándose de ahí su nombre, el lindano. Desde el punto de vista comercial, solo el γ -HCH tiene importancia y es el único que se utiliza como principio activo en los diferentes productos comerciales ([Avalos y Ramírez, 2003](#)).

Es, pues, desde los años 40 del siglo pasado, cuando el lindano, junto con otros compuestos organoclorados, empezaron a ser ampliamente utilizados debido a sus propiedades insecticidas, su rápido efecto y su fácil obtención industrial, aunque a principios de los años setenta se comprueba que los plaguicidas organoclorados son uno de principales contaminantes medioambientales ([Li, 1999](#)).

Tanto el HCH técnico como el lindano se han comercializado con distintos nombres como Ben-Hex, Gammexane, Agrocide, Lindatox, Kwell, Quellad y Tri-6, incluyendo diversas presentaciones como el polvo humedecido, los concentrados en emulsión, las suspensiones en agua, los cebos, los aerosoles y las formulaciones especialmente preparadas para su uso en humanos o

medicina veterinaria ([Willett et al., 1998](#) y [WHO, 1991](#)).

El lindano (Figura A.2) se ha utilizado para el tratamiento de semillas de cultivo contra insectos, como insecticida en frutas y vegetales, en el control de plagas forestales, para el tratamiento de parásitos cutáneos en animales (garrapatas) y personas (piojos), comúnmente conocidos como tratamientos dermatológicos ([Girish y Kunhi, 2013](#)).

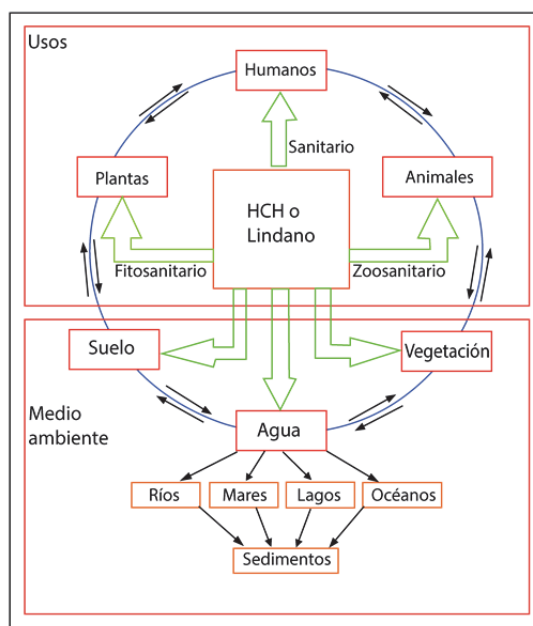


Figura A.2. Diagrama de los usos del lindano y de su interacción con el medio ambiente (suelo, agua y vegetación).

Según Li y Vijgen, 2006 y Breivik et al., 1999 (en [Calvelo Pereira et al., 2008](#)) entre 1948 y 1977 se utilizaron a nivel mundial aproximadamente 9.8 millones de toneladas de HCH técnico con varios picos de producción, como se pone de manifiesto en la Figura A.3 (línea roja). Respecto al lindano, los datos obtenidos indican un consumo global de 455 kilotoneladas (Kt) principalmente con destino agrícola, con picos anuales que no superan las 24 Kt, 10 veces menores que la producción de HCH técnico (línea azul).

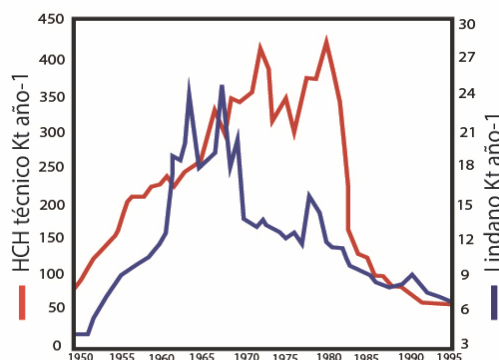


Figura A.3. Uso histórico de HCH técnico (línea roja) y lindano (línea azul) entre 1950 y 1995 ([Calvelo Pereira et al., 2008](#)).

Contaminación por lindano

Según [Avalos y Ramírez \(2003\)](#), fue a partir de los años 70 cuando se comenzaron a presentar los primeros problemas medioambientales por el uso inadecuado del lindano, encontrándose contaminación en suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas a lo largo de todo el continente europeo. Dicha situación provocó que a partir de 1977 se empezara a restringir la producción de lindano en ciertos países de Europa y Estados Unidos de América y que en 1983 la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) anunciara su intención de cancelar la producción de productos que contuvieran lindano, aunque la resolución final no llegaría hasta 2003 en Estados Unidos y 2004 en Europa. La Tabla A.I resume de forma cronológica los hitos más importantes en la negra historia del lindano y su legado de contaminación.

Tabla A.I. Resumen cronológico de los principales hitos en la historia del HCH ([Calvelo Pereira, 2008](#)).

Año	Acontecimiento
1825	Síntesis del hexaclorociclohexano por Faraday (benceno+cloro+luz)
1912	Van der Linden consigue aislar el isómero γ -HCH de la mezcla inicial
1933-36	Investigaciones sobre el potencial insecticida del HCH en Estados Unidos (Bender)
1940-41	Dupire investiga en detalle la capacidad insecticida del HCH
1942	Se confirma que el isómero γ -HCH es el único responsable de la actividad insecticida (Slade)
1943	El isómero γ -HCH es identificado como el "principio activo"; se denomina lindano QUITAREL
1947	Comienzo de la comercialización del HCH; producción orientada al consumo agrícola
1950	Gran aumento de la producción a gran escala en todo el mundo de HCH técnico y lindano. Empiezan a evidenciarse impactos negativos de los pesticidas en el ambiente
1960	Alarma por los efectos negativos de algunos pesticidas en la salud humana
1970	Restricciones sobre la producción y el consumo del HCH
1977	La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) comienza a restringir el registro de productos que contienen lindano
1979	Regulación del HCH técnico en Europa
1983	La EPA anuncia la intención de cancelar los productos que contengan lindano
1985	El CIEL (Centre International d'Etudes du Lindane) es el encargado de la coordinación de los estudios sobre lindano que la EPA solicita
1988	Acuerdo de Aarhus sobre Compuestos Orgánicos Persistentes
2000	Convención de Estocolmo sobre Compuestos Orgánicos Persistentes (no considera HCH ni lindano)
2003	Resolución final de la EPA sobre lindano
2004	Reglamento (CE) n° 850/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre contaminantes orgánicos persistentes (regula específicamente el uso del HCH y el lindano, entre otros compuestos)

La forma en la que se moviliza el lindano en el medio ambiente depende del mecanismo de transporte desde la fuente emisora hasta el punto donde existe exposición para el medio ambiente y el ser humano. El transporte ambiental involucra el movimiento de gases, líquidos y partículas sólidas dentro de un medio determinado y a través de una serie de interfaces como son el aire, el agua, los sedimentos, el suelo, las plantas y los animales ([ATSDR, 1995](#)). Así por ejemplo, cuando el lindano era utilizado en la agricultura como insecticida, se calcula que entre el 12

y el 30% se volatilizaba en la atmósfera, llegando a ser transportado a largas distancias por medio del aire y el agua ([Shen et al., 2004](#)).

El hexaclorociclohexano en España

Existen numerosos lugares en España en los que se ha producido lindano durante décadas ([Vega et al., 2016](#)). A continuación se mencionan algunos de los lugares más importantes en cuanto a la cantidad o porcentaje de residuos peligrosos de lindano vertidos sin ningún tipo de control. Como muestra la Figura A.4, todos ellos están en la mitad norte de España:



Figura A.4. Localización de los principales lugares de España con presencia de contaminación por lindano.

País vasco. Según los datos obtenidos por la autoridad medioambiental vasca, entre 1947 y 1987 existieron dos empresas que fabricaron lindano:

- Bilbao Chemical, ubicada en Ansio-Barakaldo, que generó 75.000 toneladas de residuos de HCH entre 1947 y 1978.
- Nexana Celamerck, ubicada en Asua-Erando, que produjo aproximadamente 7.000 toneladas de residuos de HCH entre 1952 y 1982.

Galicia. En la zona industrial de Torneiros, en el municipio de Porriño (Pontevedra), la empresa farmacéutica Zeltia fabricó lindano y otros plaguicidas como el DDT entre 1947 y 1964. Se calcula que hasta esa fecha se vertieron un total de 1.000 toneladas de residuos organoclorados.

Aragón. En el municipio de Sabinánigo, durante la época de 1975 hasta 1992, la empresa INQUINOSA produjo aproximadamente 7.000 t/año de residuos sólidos y 500 t/año de residuos líquidos, es decir, un total de 125.000 y 10.000 toneladas, respectivamente, de residuos sólidos y líquidos de HCH que fueron vertidos en dos lugares: el vertedero de Sardas y el vertedero de

Bailín.

Castilla y León. En el año 1988 la fábrica de lindano Bilbao Chemicals de Barakaldo vertió 70 toneladas de residuos de HCH en una mina abandonada en el municipio de Borobia, en la provincia de Soria. Simultáneamente, en el término de Cabria, municipio de Aguilar de Campoo, en la provincia de Palencia, se vertieron 360 toneladas de residuos de HCH.

Navarra. Las empresas INQUINOSA y Bilbao Chemicals también vertieron residuos tóxicos de HCH en esta provincia, específicamente en los municipios de Viana e Igúzquiza. Para estas dos localidades todavía no existen datos sobre la cantidad de residuos vertidos.

De este breve repaso a la contaminación por HCH en España queda claro que Sabiñánigo tiene el dudoso honor de ser el punto más contaminado de toda España.

Comportamiento del lindano en el medio ambiente

Comportamiento del lindano en el agua

Al igual que otros compuestos orgánicos persistentes, el lindano puede ser transportado a grandes distancias a través de la atmósfera vía volatilización de los lugares donde ha sido aplicado, depositándose en cuerpos de agua dulce y salobre, repitiendo continuamente dicho proceso. Los Compuestos Orgánicos Persistentes (COP's) tienen la capacidad de acumularse en los climas más fríos, debido a que las tasas de evaporación y degradación son menores. La tendencia a la biomagnificación y persistencia ambiental del lindano hace que este sujeto a amplios ciclos de transporte en toda la biosfera. De esta manera, se han encontrados altos niveles de estos contaminantes químicos en el tejido adiposo de organismos capturados en el círculo polar ártico ([Berti et al., 1998](#)).

Comportamiento del lindano en el suelo

El lindano puede ser liberado al suelo ya sea por la aplicación directa como plaguicida o indirecta durante su formulación, almacenamiento y/o distribución. Diversos estudios demuestran que la degradación del lindano en el suelo no es significativa, debido a que es fuertemente adsorbido cuando existe una gran cantidad de materia orgánica ([Avalos y Ramírez, 2003](#)).

El comportamiento de los compuestos orgánicos hidrofóbicos juega un papel crucial en el transporte y disponibilidad de los contaminantes en suelos y sedimentos. La absorción de estos elementos contaminantes en el suelo depende de las propiedades químicas del plaguicida y de las propiedades del suelo (contenido de materia orgánica y arcilla, pH, permeabilidad, textura). La materia orgánica presente en el suelo posee la capacidad de enlazar fuertemente estos compuestos, absorbiendo e imposibilitando la movilidad de plaguicidas poco solubles en agua ([Ale-](#)

[xander, 1995](#); [Chiou et al., 1979](#) y [Sánchez-Camazano et al., 2003](#)).

Las diferencias en la textura de los suelos, junto con la materia orgánica marcan una pauta importante tanto en la movilidad del lindano, su retención y su posible pérdida por drenaje en el suelo. Este pesticida tiene la capacidad de acumularse en la capa superficial del suelo y poseer una persistencia elevada, especialmente cuando la exposición es de manera continua ([Covelo et al., 2008](#)).

Según ([Fall et al., 2000](#)) la naturaleza hidrofóbica de este insecticida es la que le confiere la afinidad por la materia orgánica del suelo, por lo que tiende a unirse a ella. Cuando el lindano está presente en el suelo puede pasar al agua subterránea, adherirse a las partículas del suelo y/o volatilizarse a la atmósfera ([WHO, 2003](#)).

Comportamiento del lindano en la vegetación

Los organismos vegetales constituyen un importante sumidero para los compuestos químicos organoclorados, que se acumulan a lo largo del tiempo en los diferentes órganos y tejidos de las plantas ([Calvelo Pereira et al., 2006](#)). Existen diferentes rutas por las cuales los contaminantes orgánicos penetran o se incorporan a la vegetación: la vía suelo-planta y la vía aire-planta. En la primera de las rutas, los contaminantes que se encuentran cercanos a las raíces pueden ser absorbidos (captación radicular) y posteriormente transportados a las partes aéreas a través del sistema vascular en especial el xilema. En el caso de la segunda ruta, los compuestos volatizados son absorbidos por las hojas de las plantas, aunque en muchas ocasiones este proceso se ve afectado por factores como la temperatura y la velocidad del viento ([Abhilash et al., 2008](#)).

El proceso de la vía suelo-planta depende de las características físicoquímicas del contaminante, tales como su hidrofobicidad, solubilidad y peso molecular. Este proceso es importante en el caso de los compuestos hidrofílicos o moderadamente hidrofóbicos que tienen un coeficiente de reparto octano-agua moderado a bajo (LogKow: 0.5-3.0), lo cual facilita el transporte al interior de la planta a través de la raíz. Para compuestos altamente hidrofóbicos tales como isómeros de HCH, esta ruta es más despreciable ([Calvelo Pereira et al., 2006](#)). Mientras tanto, en la vía aire-planta se ven más favorecidos los compuestos de mayor volatilidad y relativamente hidrofóbicos como los isómeros de HCH, tal proceso está relacionado con las características fisiológicas de las especies vegetales tomando en cuenta el contenido lipídico de los tejidos expuestos hacia la atmósfera y la superficie foliar ([Abhilash et al., 2008](#) y [Calvelo Pereira, 2008](#)).

Comportamiento del lindano en los seres humanos

Como ya se ha comentado, debido a su alta liposubilidad y su naturaleza hidrofóbica el lindano puede persistir en el medio ambiente por largos periodos de tiempo, por lo que se puede encontrar en diferentes productos consumidos por el ser humano (productos lácteos, carne del gana-

do, huevos, pescados y en otros productos alimenticios) ([Burket et al., 2005](#)). Las potenciales vías de exposición humana al lindano y otros isómeros de hexaclorociclohexano son la ingestión, la inhalación y el contacto dérmico ([ROC, 2004](#)).

Por ser un plaguicida organoclorado lipofílico el lindano está relacionado con problemas inmunológicos en los seres humanos de diversa toxicidad, afecta los órganos reproductores, causa efectos hematológicos y dérmicos, también está asociado con el cáncer de mama existiendo una relación importante entre el consumo de carne y pescado ([Alavanja et al., 2003](#)).

Otros sistemas en el ser humano que se ven fisiológicamente afectados por grandes exposiciones a los distintos isómeros de HCH son el sistema nervioso y el sistema cardiovascular. También existe una disminución en la función renal, provoca un desequilibrio homeostático, causa graves trastornos en el hígado. De todos los isómeros el gamma-hexaclorociclohexano es generalmente considerado el más tóxico, cuando se trata de una exposición continua ([Girish y Kunhi, 2013](#)).





Bibliografía





- Abhilash, P.C., Jamil, S., Singh, V., Singh, A., Singh, N. y Srivastava, S.C. (2008): Occurrence and distribution of hexachlorocyclohexane isomers in vegetation samples from a contaminated area. *Chemosphere*, 72: 79–86.
- Alavanja, M., Semanic, M., Dpsemeci, J., Tarone, C., Lynch, C., Knott, K., Thomas, J., Hoppin, J., Barker, J., Coble, D., Sndler, A. y Blair, A. (2003): Use of pesticides and prostate cancer risk in the agricultural health study cohort. *American Journal of Epidemiology*, 57: 800-814.
- Alexander M. (1995): How toxic are toxic chemicals in soil? *Environmental Science y Technology*, 29: 2713-2717.
- ATSDR (1995): Evaluación de riesgos en salud por la exposición a residuos peligrosos. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia.
- Avalos, M. y Ramírez, J. (2003): La situación del lindano en México. *Gaceta Ecológica*, 69: 93-100.
- Berti, R., Receveur, O. y Chan, H. (1998): Dietare exposure to chemical contaminants from traditional food among adults Dene/Metis in the Western Northwestern Territories, Canada. *Environmental Research*, 76:131-142.
- Burke, E., Holden, A. y Shaw, I. (2005): A method to determine residue levels of persistent organochlorine pesticides in human milk from Indonesian women. *Chemosphere*, 50: 529-535.
- Calvelo Pereira, R. (2008): Estudio del comportamiento del hexaclorociclohexano en el sistema suelo-planta para su aplicación en técnicas de fitocorrección. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 204 págs.
- Calvelo Pereira, R., Camps-Arbestain, M., Rodriguez Garrido, B., Macias, F. y Monterroso, C. (2006): Behaviour of α -, β -, γ -, and δ -hexachlorocyclohexane in the soil-plant system of a contaminated site. *Environmental Pollution*, 144: 210-217.
- Calvelo Pereira, R., Monterroso Martínez, M.C. y Macías, F. (2008): El hexaclorociclohexano en Galicia: algunos datos sobre producción, uso y contaminación. *Edafología*, 15: 3-24.
- Chiou C.T., Peters L.J. y Freed V.H. (1979): A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. *Science*, 206: 831-832.
- Covelo, E., Vega, F. y Andrade, M. (2008): Efectos del manejo hortícola intensivo en los niveles, distribución y disipación de lindano en suelos y plantas en una región semiárida (Argentina). *Edafología*, 15: 129-142.





- Fall, C., Chaouki, J. y Chavarie, C. (2000): Desorptive behavior of pentachlorophenol (PCP) and phenanthrene in soil-water systems. *Water Environment Research*, 72: 162-169.
- Girish, K. y Kunhi, A. (2013): Microbial degradation of gamma-hexachlorocyclohexane (lindane). *African Journal of Microbiology Research*, 7: 1635-1643.
- Gobierno de Aragón (2011): Caracterización de suelos en la antigua planta de INQUINOSA (Sabiñanigo, Huesca). Departamento de Medio Ambiente. Sodemos. N/ref.: 0202R00014.
- Li, Y.F. (1999): Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232: 121-158.
- ROC (2004): Lindane and other hexachlorocyclohexane isomers. In: Report on Carcinogens, 11th ed. National Toxicology Program, Washington DC: U.S. Department of Health and Human Services.
- Rodríguez Garrido, B. (2009): Movilidad, biodisponibilidad y degradación inducida de isómeros de Hexaclorociclohexano (HCH) en suelos contaminados. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 234 págs.
- Sánchez-Camazano, M., Rodríguez Cruz, S. y Sánchez Martín, M. (2003): Evaluation of component characteristics of a soil-surfactant-herbicide system that affect enhanced desorption of linuron and atrazine preabsorbed by soils. *Environmental Science y Technology*, 37: 2758-2766.
- Shen, L., Wania, F., Lei, Y., Teixeira, C., Muir, D.C. y Bidleman, T. (2004): Hexachlorocyclohexanes in the North American atmosphere. *Environmental Science y Technology*, 38: 965-975.
- Vega M., Romano D., Uotila E. (2016): El lindano (contaminante orgánico persistente) en la Unión Europea. Dirección General de Políticas Interiores. UE, 96 págs.
<http://www.europarl.europa.eu/committees/es/supporting-analyses-search.html>
- Vijgen J. (2006). The legacy of lindane HCH isomer production: A global overview of residue management, formulation and disposal. In: International HCH and Pesticides Association (IHPA), Main Report, ISBN: 87-991210-1-8. págs. 1-22.
- Willett, K., Ulrich, E. y Hites, R. (1998): Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science and Technology*, 32: 2197-2207.
- WHO (1991): Lindane. Environmental Health. World Health Organization, Criteria 124. Ginebra.
- WHO (2003): Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. World Health Organization, 252 págs. <http://www.euro.who.int>.





Apéndice B. Descripción de las especies vegetales en las parcelas de muestreo

La descripción de cada una de las especies vegetales se ha realizado mediante la búsqueda de información disponible en la página web del Herbario de Jaca del Instituto Pirenaico de Ecología, conteniendo la mayor colección de plantas de Aragón y una de las más importantes de España (<http://floragon.ipe.csic.es/index.php>). También se han utilizado otras páginas web cuando ha sido necesario (<http://www.tropicos.org> y <http://www.conabio.gob.mx>). Las especies identificadas en Bailín pertenecen a las clases Liliopsida (Monocotiledóneas), Magnoliopsida (Dicotiledóneas) y Pinopsida (Coníferas).

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Liliopsida	Asparagales	Asparagaceae	<i>Aphyllanthes</i>	<i>A. mosnpeiensis</i>
		Descripción: (nombre común: junquillo y junquillo falso) hierba perenne, muy ramificada. Hábitat: en pastos secos, cerros margosos y matorrales en el ámbito del carrascal-quejigal. Sin preferencia edáfica, aunque de comportamiento principalmente basófilo. Se desarrolla entre los 400-1700 msnm. Está presente en todo Aragón.		
Liliopsida	Poales	Poaceae	<i>Festuca</i>	<i>F. arundinacea</i>
		Descripción: gramínea, forrajera del clima templado, hojas fuertemente surcadas con nervadura central pronunciada, presenta rizomas cortos. Hábitat: pastos higrofilos, prados de siega, orlas de bosques ribereños y herbazales frescos. Por lo general se desarrolla en pequeñas poblaciones aunque puede formar masas densas. Indiferencia edáfica, por lo general sobre suelos ricos en nutrientes. Se distribuye entre los 600-1800 msnm. En Aragón se encuentra en el Pirineo, Prepirineo oscense y de la Sierra de Gúdar.		
Liliopsida	Poales	Poaceae	<i>Agropyron</i>	<i>A. cristatum</i>
		Descripción: nombre común (lastón), es una hierba, con espigas planas de 2-7 cm de largo, sus vainas son escabrosas. Vive en cerros y valles de tierras yesíferas y también sobre calizas en zonas de clima continental. Preferencia edáfica basófila gipsícola, aparece sobre suelos secos de yesos y calizas. Se distribuye entre los 300-1000 msnm. Se puede encontrar en el Valle del Ebro y zonas secas del Sistema Ibérico.		
Magnoliopsida	Lamiales	Boraginaceae	<i>Lithodora</i>	<i>L. fruticosa</i>
		Descripción: (nombre común: salaos y tornillo negro) es una especie arbustiva, perenne, con múltiples ramas leñosas y áspera al tacto. Forma parte de matorrales camefíticos y pastizales secos, que aparecen en claros de pinar. Se desarrollan sobre suelos someros de naturaleza caliza, preferentemente margas. Se encuentra entre los 70-1500 msnm. Se distribuye por todo el territorio de Aragón.		



Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Magnoliopsida	Buxales	Buxaceae	<i>Buxus</i>	<i>B. sempervirens</i>
		Descripción: nombre común (boj). Arbusto perennifolio, de corteza pardo-clara, hojas opuestas. Forma matorrales y orlas de bosque mixto con pinares, robledales, etc. Crece sobre suelos preferentemente pedregosos de naturaleza caliza. Se distribuye entre los 400-2000 msnm. Es muy común por todo el Pirineo.		
Magnoliopsida	Saxifragales	Crassulaceae	<i>Sedum</i>	<i>S. sp.</i>
		Descripción: planta de hojas suculentas, son variedades de hierbas y arbustos perennes de flores comúnmente conocidos como stonécrops con cinco pétalos. Son plantas muy resistentes y prosperan en todo el hemisferio norte en montañas, desiertos y prados.		
Magnoliopsida	Ericales	Ericaceae	<i>Arctostaphylos</i>	<i>A. uva-ursi</i>
		Descripción: nombre común (gayuba, bijolera, buchadera, etc.), pequeño arbusto perenne, hojas alternas, la fruta es una baya roja, tallos de color rojo. Habita en claros de bosques, brezales, suelos crioturba-dos, en ambientes luminosos de clima continental. Sin preferencia edáfica, pero es más abundante en calizas. Se distribuye entre los 550-2350 msnm. En Aragón se encuentra en los Pirineos, Sistema Ibérico y en las sierras cercanas a la Depresión del Ebro.		
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Coronilla</i>	<i>C. minima</i>
		Descripción: pequeño arbusto, con flores amarillas, muy ramificado. Habita en matorrales y pastizales en zonas soleadas y claros de bosque. Sin preferencia edáfica. Su rango de altitud esta entre los 70-1250 msnm. Está presente en casi toda la región de Aragón.		

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Genista</i>	<i>G. scorpius</i>
	<p>Descripción: nombre común (aliaga), es un arbusto muy ramificado, los tallos terminan en una espina fuerte y punzante, hojas alternas. Forma extensos matorrales, se instala en claros de bosque sobre todo en carrascales, pinares y quejigales. Preferencia edáfica basófila. Rango altitudinal entre los 70-1700 msnm. Se distribuye de forma general por todo Aragón.</p>			
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Genista</i>	<i>G. hispanica</i>
	<p>Descripción: arbusto espinoso, muy ramificado, con numerosas espinas cortas, ramas y hojas cubiertas por largos pelos. Habita en matorrales y claros de bosque en ambiente de carrascal y quejigal, además de rellanos rocosos y soleados. Crecen generalmente sobre sustratos calizos. Se distribuye entre los 400-1300 msnm. Se encuentra en Aragón, principalmente por el Prepirineo y de manera muy localizada en la depresión del Ebro.</p>			
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Onobrychis</i>	<i>O. viciifolia</i>
	<p>Descripción: nombre común (esparceta y pipirigallo), planta perenne, con tallos de 2.5 mm de diámetro, erectos con una ligera vellosidad, hojas compuestas. Crece en taludes de caminos y carreteras, así como cultivada. Preferencia edáfica basófila. Se distribuye entre los 70-1400 msnm. Se puede encontrar en toda la región de Aragón.</p>			
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Ononis</i>	<i>O. fruticosa</i>
	<p>Descripción: pequeño arbusto, ramas blanquecinas, hojas trifoliadas. Habita en matorrales secos y soleados. Preferencia edáfica basófila y basófila gipsícola. Se distribuye entre los 400-1500 msnm. Se encuentra principalmente por el Prepirineo, Somontanos y Sistema Ibérico, disminuyendo en la Depresión del Ebro.</p>			

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Ulex</i>	<i>U. sp.</i>
	Descripción: arbustos espinosos de hoja perenne, tallos verdes y hojas muy pequeñas, los brotes son modificados a espinas, todas las especies tienen flores amarillas. Habita en matorrales, lugares secos y soleados. Preferencia edáfica basófila.			
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Lotus</i>	<i>L. glaber</i>
	Descripción: hojas pentafoliadas, tallos delgados. Habita en pastizales sobre suelos húmedos, orillas y bordes de cursos de agua, huertos, etc. Sin preferencia edáfica. Se distribuye entre los 200-1800 msnm. Se encuentra de manera general en Aragón.			
Magnoliopsida	Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Q. cerruoides</i>
	Descripción: nombre común (quejigo, cajico), árbol de gran tamaño, con corteza áspera y hojas coriáceas. Es un híbrido con caracteres intermedios entre <i>Q. humilis</i> y <i>Q. faginea</i> . Forma masas más o menos densas, siempre en compañía del boj, el pino albar y haya que le sustituyen en las zonas más altas y umbrías. Prefiere claramente los sustratos calizos. Rango altitudinal entre los 600-1400 msnm. Se supone endémico del NE de la Península Ibérica, quedando limitado en Aragón en la zona del Pirineo y Prepirineo.			
Magnoliopsida	Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Q. ilex</i>
	Descripción: nombre común (carrasca), árbol perenne de gran altura, las hojas coriáceas están provistas de fuertes espinas, corteza lisa y de color verde grisáceo. Es un árbol característico de las tierras bajas de Aragón y una gran parte de la Península Ibérica, formando masas boscosas con distintas especies. Suele crecer en suelos calizos y silíceos, pero suele faltar en zonas margosas y en las arcillas.			

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Magnoliopsida	Malpighiales	Linaceae	<i>Linum</i>	<i>L. narbonense</i>
	Descripción: hierba perenne, con la base algo leñosa, tallos ramificados, hojas lanceoladas, flores pentámeras. Forma parte de los matorrales secos y soleados en claros de encinar, quejigar o pinar. Preferencia edáfica basófila calcícola, prefiere suelos margosos. Rango altitudinal de 190-2000 msnm. Resulta común por todo el territorio de Aragón.			
Magnoliopsida	Lamiales	Plantaginaceae	<i>Plantago</i>	<i>P. lanceolata</i>
	Descripción: planta herbácea, presenta un rizoma corto central, hojas lanceoladas u ovadas, la inflorescencia terminal es una espiga. Habita en prados y herbazales en una gran parte de los ambientes de Aragón. Suele crecer en sustratos calizos. Rango altitudinal entre los 75-2100 msnm. Se encuentra en toda la Península Ibérica y Aragón.			
Magnoliopsida	Rosales	Rosaceae	<i>Amelanchier</i>	<i>A. ovalis</i>
	Descripción: nombre común (guillomo, currонера, grillonera, etc.), arbusto caducifolio, hojas ovaladas y margen aserrado, inflorescencia en panículas color blancas. Crece junto a bosques de carrascal y pinar y a menudo en matorrales de boj, aliaga y brezos. Se desarrolla sobre suelos con sustrato ácido como en calizas. Se distribuye sobre los 500-1800 msnm. En Aragón se puede encontrar en los Pirineos, Sistema Ibérico y muy localizado en el centro del Valle del Ebro (Sierra de Alcubierre).			
Magnoliopsida	Rosales	Rosaceae	<i>Crataegus</i>	<i>C. monogyna</i>
	Descripción: nombre común (espino albar, majuelo, arañón blanco, etc.), arbusto pequeño, de corteza marrón, los tallos contienen espinas, hojas lobuladas, flores con cinco pétalos blancos. Habita en orlas y claros de todo tipo de bosques, sin preferencia edáfica. Se distribuye entre los 400-1500 msnm. Se encuentra por todo Aragón aunque su presencia es más abundante en las montañas y esporádica en la Depresión del Ebro.			

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Magnoliopsida	Rosales	Rosaceae	<i>Rosa</i>	<i>R. canina</i>
	Descripción: nombre común (rosas, gabarderas, zarza), arbusto alto, de crecimiento rápido y caducifolio, los tallos presentan espinas, hojas pinnadas alternas. Habita en setos y orlas forestales de quejigales, pinares, robledales y otros bosques. Preferencia edáfica basófila. Se distribuye entre los 400-1600 msnm. Ampliamente distribuida por Aragón.			
Magnoliopsida	Rosales	Rosaceae	<i>Sorbus</i>	<i>S. domestica</i>
	Descripción: nombre común (acerollero, zeroldero, azarollero), árbol frutal silvestre, caducifolio, pudiendo alcanzar los 20 m de altura, hojas imparipinnadas, pequeñas flores blancas. Crece en claros y orlas de carrascal, quejigal pinar, etc. Aparece en sustratos ácidos o básicos y en muchos tipos de suelo. Se distribuye entre los 300-1500 msnm. Se extiende por los Pirineos, Sistema Ibérico y pocas veces en la Depresión del Ebro.			
Magnoliopsida	Rosales	Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>R. alaternus</i>
	Descripción: nombre común (abitierno, alatierno, alitierno, etc.), arbusto de hoja perenne, tallos con corteza rojiza, hojas alternas, flores en racimo, frutas color rojo. Forma parte de encinares y pinares. Resulta indiferente al sustrato, pero en Aragón, se encuentra más sobre sustratos calizos. Rango altitudinal 80-1350 msnm. En Aragón se puede encontrar por todo el Sistema Ibérico, Depresión del Ebro y Prepirineo.			
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	<i>Cytisophyllum</i>	<i>C. sessilifolium</i>
	Descripción: habita en matorrales y claros de bosque en ambiente de quejigal, y carrascal, también en taludes y resaltes rocosos. Preferencia edáfica basofila. Se distribuye entre los 500-1300 msnm. En Aragón se localiza en el Pirineo, menos frecuente en los Somontanos y con bajas poblaciones en el Alto Pirineo.			

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Pinopsida	Pinales	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>P. sylvestris</i>
		Descripción: nombre común (pino royo, pino albar), especie arbórea que puede alcanzar los 30 m de altura, las hojas son simples agrupadas en dos acículas, rígidas punzantes, las flores o estróbilos tienen forma oblonga. Representativa del pirineo Aragonés. Característico del piso montano formando mezcla con otras coníferas o caducifolios, sin preferencia edáfica, se desarrolla en un rango altitudinal de los 600-800 msnm.		
Pinopsida	Pinales	Cupressaceae	<i>Juniperus</i>	<i>J. oxycedrus</i>
		Descripción: nombre común (inebro, ginebro, enebro, etc.), arbusto perennifolio, muy ramificado, corteza fibrosa y hojas aciculares punzantes. Forma matorrales xerofíticos, mezclado con pinares y quejigares. Sin preferencia edáfica, tolera bien los suelos rocosos. Se distribuye entre los 240-1350 msnm. Se extiende por casi toda la Península Ibérica.		

Apéndice C. Procedimientos analíticos para suelos y vegetación

Las determinaciones de los análisis físico-químicos en los suelos del vertedero de Bailín se han basado según lo establecido por los métodos oficiales de análisis ([MAPA, 1994](#)) que se detallan a continuación:

➤ **Preparación de la muestra**

1. Extender la muestra en una bandeja de plástico, disgregar a mano los terrones existentes y retirar las raíces.
2. Mantener las bandejas al aire hasta que se sequen la muestra.
3. Pesar la muestra con aproximación de gramo
4. Disgregar mecánicamente el suelo con martillo de goma o madera y rodillo.
5. Tamizar la totalidad de la muestra por tamiz de 2 mm de luz de malla.
6. Pesar los gruesos con aproximación de gramo.

➤ **Granulometría de la fracción fina (<2mm) de un suelo.**

1. Pesar 15g con una precisión de 0.001 g de la fracción de suelo <2mm secada al aire y colocar en un vaso de precipitados de 1000 mL
2. Añadir 40mL de peróxido de hidrógeno, dejar reaccionar a temperatura ambiente y después calentar levemente para oxidar la materia orgánica. Repetir el tratamiento hasta que no se produzca reacción.
3. Eliminar el exceso de peróxido de hidrógeno hirviendo.
4. Trasferir a un frasco con cierre hermético, añadir 20mL de solución de polifosfato sódico alcalino y agitar durante 16 horas. Comprobar que el pH es mayor de 8,0.
5. Pasando previamente el contenido por un tamiz de 63 μ para separar la fracción arena, trasvasar el contenido del frasco a una probeta de 1000 mL. Rellenar con agua destilada la probeta hasta 980 mL aproximadamente y medir la temperatura del contenido.
6. Poner la fracción arena en una capsula y secarla en el horno a 105°C. Luego tamizar la fracción arena a través de una torre de tamices de 1000, 500, 250, 125 y 63 μ , agitando la co-

lumna durante 15 minutos. Pesar cada una de las fracciones con una precisión de 0,001 g.

7. Agitar el contenido de la muestra de forma vigorosa durante 1 minuto y lavar la varilla agitadora con agua destilada, incorporando esta agua a la probeta y enrasar a 1000 mL.
8. Poner en marcha el cronómetro justo después terminar de agitar.
9. Recoger muestras con una pipeta de 20 mL introduciéndola con cuidado a una profundidad de 20 cm por debajo de la superficie, salvo la última extracción que se toma a una profundidad de 8 cm. Dichas muestras se toman a intervalos de tiempo específicos, que dependen de la temperatura del agua en la probeta y del tamaño de partícula que se quiere muestrear, de acuerdo con los valores recogidos en la tabla de tiempos.
10. Trasvasar el contenido de la pipeta a una capsula previamente secada y tarada. Secar las capsulas con las muestras en el horno a 105°C durante 48 h.
11. Enfriar las capsulas en el desecador y pesarlas con una precisión de 0,0001 g.

Tiempos de muestreo con la pipeta a diferentes temperaturas en cada fracción granulométrica menor de 62 μ , asumiendo una densidad de 2650 kg m⁻³ para las partículas.

	<0,0625 mm			<0,0310 mm			<0,016 mm			<0,008 mm			<0,004 mm			<0,002 mm		
T (°C)	h	min	s	h	min	s	h	min	s	h	min	s	h	min	s	h	min	s
15	0	1	6	0	4	25	0	16	35	1	6	21	4	25	25	7	4	39
16	0	1	5	0	4	18	0	16	9	1	4	36	4	18	23	6	53	25
17	0	1	3	0	4	12	0	15	44	1	2	58	4	11	51	6	42	57
18	0	1	1	0	4	5	0	15	20	1	1	19	4	5	18	6	32	28
19	0	0	60	0	3	59	0	14	57	0	59	48	3	59	13	6	22	44
20	0	0	58	0	3	53	0	14	35	0	58	20	3	53	21	6	13	22
21	0	0	57	0	3	47	0	14	14	0	56	56	3	47	43	6	4	21
22	0	0	56	0	3	42	0	13	54	0	55	35	3	42	19	5	55	42
23	0	0	54	0	3	37	0	13	34	0	54	16	3	37	5	5	47	20
24	0	0	53	0	3	32	0	13	15	0	53	1	3	32	4	5	39	19
25	0	0	52	0	3	27	0	12	57	0	51	48	3	27	13	5	31	33
26	0	0	51	0	3	22	0	12	40	0	50	38	3	22	34	5	24	6
27	0	0	49	0	3	18	0	12	23	0	49	30	3	18	1	5	16	50
28	0	0	48	0	3	13	0	12	6	0	48	25	3	13	40	5	9	51
29	0	0	47	0	3	9	0	11	50	0	47	22	3	9	28	5	3	8
30	0	0	46	0	3	5	0	11	35	0	46	21	3	5	24	4	56	39
31	0	0	45	0	3	1	0	11	21	0	45	22	3	1	29	4	50	23
32	0	0	44	0	2	58	0	11	6	0	44	26	2	57	43	4	44	21

➤ **pH de la suspensión acuosa 1/2,5 p/v (en agua y cloruro potásico)**

1. Calibrado del pH-metro con soluciones patrón de pH 7.00 y 10.01
2. Preparación de la muestra:
 - 2.1. pH en agua: Pesar 10g de la fracción de suelo <2 mm secada al aire y añadir 25 mL de agua destilada. Agitar diez minutos y dejar reposar durante treinta minutos.

2.2. pH en cloruro potásico: Proceder igual que en 2.1, utilizando una solución de KCl 0,1M, en vez de agua destilada.

3. Medir el pH: Agitar la suspensión inmediatamente antes de sumergir el electrodo, no durante la medida. Medir el pH.

➤ **Conductividad eléctrica de la suspensión acuosa 1/5 p/v**

1. Pesar 10 g de la fracción de suelo <2mm secada al aire, colocar en un erlenmeyer de 100 mL, añadir 50 mL de agua destilada y tapar el erlenmeyer.
2. Agitar cada cinco minutos durante una hora en el agitador magnético y dejar reposar hasta que la suspensión decante.
3. Filtrar despreciando las primeras gotas en caso de que sean turbias.
4. Añadir una gota de polifosfato sódico al 0,1% por cada 25 mL de filtrado que se hayan obtenidos.
5. Medir la conductividad eléctrica del extracto acuoso.

➤ **Capacidad de intercambio catiónico.**

1. Pesar con precisión de 0.01 g unos 5 g de la fracción de suelo <2 mm secada al aire. Introducirla en un tubo de centrifuga.
2. Llenar el tubo con solución de acetato sódico 1N y pH 8,2. Tapar el tubo. Agitar durante cinco minutos en un agitador mecánico. Centrifugar cinco minutos y decantar el líquido claro sobrenadante y desecharlo.
3. Repetir el paso 2. otras tres veces más, resuspendiendo el suelo antes de cada agitación.
4. Llenar el tubo de centrifuga con etanol, taparlo y poner en suspensión la muestra.
5. Agitar durante cinco minutos en un agitador mecánico. Centrifugar cinco minutos y decantar el líquido claro sobrenadante y desecharlo.
6. Repetir los pasos 4. y 5. hasta que la conductividad eléctrica del último líquido sobrenadante sea inferior a 40 micromhos/cm.
7. Desplazar el sodio absorbido por la muestra, tratándola del mismo modo con tres porciones de acetato amónico 1N y pH 7,0, decantando cada porción del líquido sobrenadante en un matraz aforado de 100 mL, enrasar el matraz con solución de acetato amónico y homogeneizar.
8. Medir la concentración de sodio en un espectrofotómetro de llama.

➤ **Cationes de cambio**

1. Pesar con precisión de 0.01 g unos 5 g de la fracción de suelo <2 mm secada al aire. Introducirla en un tubo de centrifuga.

2. Llenarlo con etanol. Tapar el tubo. Agitar durante cinco minutos en un agitador mecánico. Centrifugar cinco minutos y decantar el líquido claro sobrenadante y desecharlo.
3. Repetir el paso 2. hasta que la conductividad eléctrica del último líquido sobrenadante sea inferior a 40micromhos/cm.
4. Llenar el tubo con solución de acetato amónico 1N y pH 7,0. Tapar el tubo. Agitar durante cinco minutos en un agitador mecánico. Centrifugar cinco minutos y decantar el líquido claro sobrenadante en un matraz aforado de 100 mL, enrasar el matraz con solución de acetato amónico y homogeneizar.
5. Medir la concentración de calcio, magnesio y potasio en un espectrofotómetro de absorción atómica.

➤ **Contenido en materia orgánica**

1. Pesar con precisión de 0.0001gr del orden de 0.5g de la fracción de suelo <2mm secada al aire y colocarla en un erlenmeyer de 500mL.
2. Agregar 10mL de la solución de dicromato potásico 1N, agitar suavemente hasta que todo el suelo se haya empapado en esta solución.
3. Añadir lentamente y agitando 20mL de ácido sulfúrico concentrado, dejando la mezcla en reposo durante treinta minutos.
4. Agregar 200ml de agua destilada, dejar enfriar hasta temperatura ambiente.
5. Añadir 10mL de ácido fosfórico concentrado e introducir en el matraz una barra agitadora de teflón
6. Utilizando un electrodo Eh y un potenciómetro valorar con solución de sulfato de ferroso amónico 0,5N mediante una bureta.

➤ **Perdida por calcinación**

1. Pesar en un crisol previamente tarado (m0) unos 5gr. de muestra con una precisión de 0.0001gr.(m1)
2. Secar el crisol con la muestra a 105°C durante 24h
3. Enfriar en desecador y pesar (m2)
4. Calentar a 400° durante 16h el crisol con la muestra
5. Enfriar en desecador y pesar (m3)
6. Calcinar a 900° durante 2h el crisol con la muestra
7. Enfriar en desecador y pesar (m4)

A continuación se detallan el número de páginas en las cuales se describe el procedimiento para cada uno de los análisis descritos anteriormente:

- Preparación de la muestra. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 222-223, MAPA (1994)
- Granulometría de la fracción fina (<2mm) de un suelo. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 297-306, MAPA (1994)
- pH de un suelo. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 222-224, MAPA (1994)
- Conductividad eléctrica de la suspensión acuosa 1/5 p/v de un suelo. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 238-239, MAPA (1994)
- Capacidad de intercambio catiónico. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 243-245, MAPA (1994)
- Cationes de cambio. Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 245-247, MAPA (1994)
- Carbono orgánico oxidable (materia orgánica). Métodos oficiales de análisis, tomo III, págs. 281-283, MAPA (1994)

Apéndice D. Descripción de los perfiles de suelos de Bailín

En este Apéndice se recoge la descripción macromorfológica de campo de cuatro perfiles edáficos correspondientes a los cuatro grupos de suelos reconocidos en Bailín: los Regosoles, los Cambisoles, los Calcisoles y los Leptosoles. Para esta descripción de cada perfil tipo se han seleccionado las siguientes parcelas:

Grupo de suelo	Parcela (perfil tipo)
Regosol	BA2-3
Cambisol	BA2-2
Calcisol	BA3-2
Leptosol	BA3-1

Regosol háplico calcárico (Suelo BA2-3)

Situación: Vertedero de Bailín, a 2 km del municipio de Sabiñanigo, Huesca.

Coordenadas U.T.M.: 30 T 0717224; 4706876.

Altitud: 843 msnm.

Geomorfología: Ladera rectilínea; ondulado (10 % de pendiente). Orientación Oeste.

Material original: Margas rojizas con pequeñas intercalaciones de areniscas.

Uso del suelo y vegetación: Boj (*Buxus sempervirens*) y pino royo (*Pinus sylvestris*).

Erosión: sin erosión.

Profundidad efectiva: 80 cm.

Pedregosidad superficial: sin afloramientos rocosos.

Drenaje: Bueno.

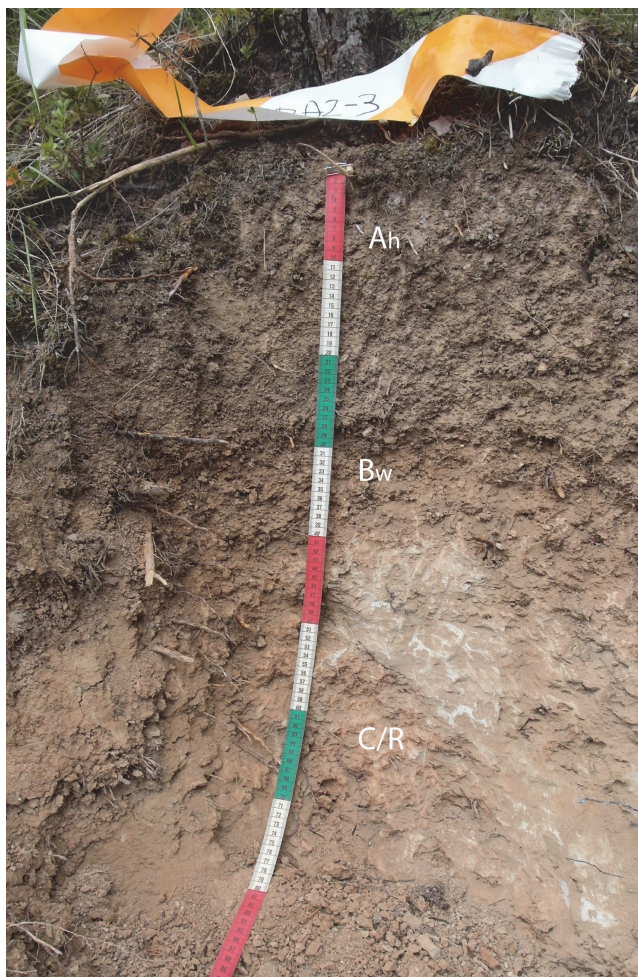
Clima atmosférico: 868 mm/año; 12° C media anual.

Clima del suelo (STS): Régimen de humedad: Údico. Régimen de temperatura: Mésico.

Autor(es) descripción: David Badía, Mauricio Hernández, Javier Gómez.

Fecha: 21/06/2017.

Clasificación tentativa: Regosol háplico calcárico.



Descripción macromorfológica de los horizontes (FAO, 2006)

Ah (0-30 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): marrón claro (10YR 6/3) en seco; marrón amarillento oscuro (10YR 3/3) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: muy pocos (menos del 2%) menor de 1 cm, margas y areniscas del Triásico, geonodulos, de forma subredondeados esferoidales, sin orientación definida, con distribución regular. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: fuerte, granular, mediana y gruesas. COMPACIDAD: moderadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: abundante (5%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAICES: muy finas a medianas, abundantes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: plano, neto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE ócrico.

Bw (30-50 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): marrón claro (7.5YR 6/4) en seco; marrón (7.5YR 4/4) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: muy pocos (menos del 2%), margas y areniscas del Eoceno, geonódulos, de forma subredondeados esferoidales, sin orientación definida, con distribución regular. TEXTURA AL TACTO: franco-arcillosa. ESTRUCTURA: fuerte, bloques subangulares, fina y mediana. COMPACIDAD: moderadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: poca (2%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAICES: finas a gruesas, poco frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: pocas. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, neto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE sin definir.

C/R (>50 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): marrón claro (7.5YR 6/4) en seco; marrón (7.5YR 4/4) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: sin definir. TEXTURA AL TACTO: arcillosa. ESTRUCTURA: fuerte, laminar, fina y mediana. COMPACIDAD: muy compacto. MATERIA ORGÁNICA: muy poca (<1%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: inexistente. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAICES: muy finas a gruesas, muy pocas, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: no visible. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE sin definir.

Cambisol calcárico (Suelo BA2-2)

Situación: Vertedero de Bailín, a 2 km del municipio de Sabinánigo, Huesca.

Coordenadas U.T.M.: 30 T 0717212; 4706900.

Altitud: 804 msnm.

Geomorfología: Ladera rectilínea; ondulado (10 % de pendiente). Orientación Oeste.

Material original: Coluvial de arenisca calcárea y margas.

Uso del suelo y vegetación: Quejigo (*Quercus cerruoides*) y pino rojo (*Pinus sylvestris*).

Erosión: sin erosión.

Profundidad efectiva: 70 cm.

Pedregosidad superficial: sin afloramientos rocosos.

Drenaje: Bueno.

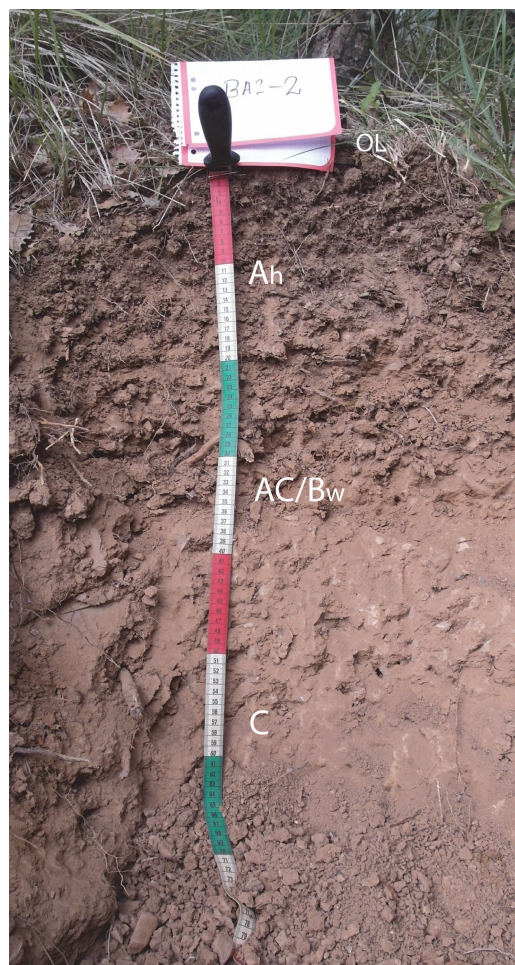
Clima atmosférico: 868 mm/año; 12° C media anual.

Clima del suelo (STS): Régimen de humedad: Údico. Régimen de temperatura: Mésico.

Autor(es) descripción: David Badía, Mauricio Hernández, Javier Gómez.

Fecha: 21/06/2017.

Clasificación tentativa: Cambisol calcárico.



Descripción macromorfológica de los horizontes (FAO, 2006)

OL (-3-0 cm): Capa de hojarasca, con predominio de material profundamente transformado (OH=Oa)

Ah (0-20 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 5/3, en seco; 7.5YR 4/3, en húmedo). MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: muy pocos (menos del 1%), margas y areniscas del Eoceno, de forma angular plana, sin orientación definida, sin distribución definida. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: fuerte, granular, mediana. COMPACIDAD: muy poco compacto. MATERIA ORGÁNICA: abundante (5%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: finas y muy finas, frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, gradual. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE ócrico.

AC/Bw (20-40 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): marrón claro (7.5YR 6/4) en seco; marrón (7.5YR 4/3) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: pocos (menos del 3%), margas y areniscas del Eoceno, de forma subangular esferoidal y angular plana, con orientación horizontal o plana, con distribución irregular. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: fuerte, bloques subangulares, mediana a gruesa. COMPACIDAD: moderadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: abundante (5%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: finas a gruesas, frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: psuedomicelios. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, neto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE cámbico.

C (>40 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 5/4, en seco; 7.5YR 4/4, en húmedo). MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: frecuentes (menos del 7%), margas y areniscas del Eoceno. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: fuerte, bloques subangulares, gruesa. COMPACIDAD: muy compacto. MATERIA ORGÁNICA: poca (1-2%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: inexistente. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: pocas, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: no visible. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE: sin definir.

Calcisol (Suelo BA3-2)

Situación: Vertedero de Bailín, a 2 km del municipio de Sabiñánigo, Huesca.

Coordenadas U.T.M.: 30 T 0716711; 4707321.

Altitud: 802 msnm.

Geomorfología: ladera rectilínea; ondulado (10 % de pendiente). Orientación Oeste.

Material original: Coluvial cuaternario y limolitas.

Uso del suelo y vegetación: Quejigo (*Quercus cerrioides*), pino royo (*Pinus sylvestris*) y aliaga (*Genista scorpius*).

Erosión: Arroyada difusa, intensidad ligera.

Profundidad efectiva: 52 cm.

Pedregosidad superficial: poco pedregoso (2-5%).

Drenaje: Muy bueno y rápido.

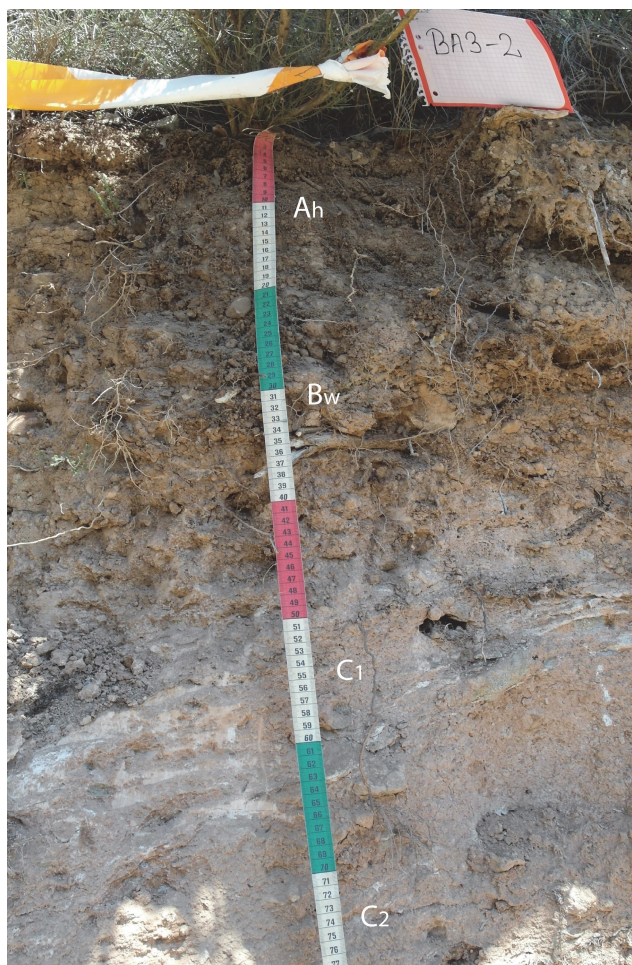
Clima atmosférico: 868 mm/año; 12° C media anual.

Clima del suelo (STS): Régimen de humedad: Údico. Régimen de temperatura: Mé-sico.

Autor(es) descripción: Mauricio Hernández, Javier Gómez.

Fecha: 01/09/2017.

Clasificación tentativa: Calcisol.



Descripción macromorfológica de los horizontes (FAO, 2006)

Ah (0-8 cm) ESTADO DE HUMEDAD: húmedo. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 4/3) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: pocos (menos del 5%), areniscas y limolitas, de forma subangular esferoidales, sin orientación definida, con distribución regular. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: débil, granular, fina. COMPACIDAD: muy poco compacto. MATERIA ORGÁNICA: abundante (5%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, pocas. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: muy finas y finas, abundantes, sin grietas. TEST DE CAMPO: positiva a HCl, muy fuerte. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: Inexistentes. LÍMITE INFERIOR: plano, neto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE ócrico.

Bw (8-24 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 4/4) en seco; marrón oscuro (7.5YR 3/3) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: frecuentes (menos del 15%), areniscas y limolitas de la Facies de Bailín, de forma subangular esferoidal y tabular, con orientación horizontal o plana, con distribución regular. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: moderada, bloques subangulares, mediana. COMPACIDAD: moderadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: muy poca (1%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: finas a medianas, abundantes, sin grietas. TEST DE CAMPO: positiva al HCl, muy fuerte. ACUMULACIONES: psuedomicelios de carbonato. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, gradual. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE cámbico.

C1 (24-52 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón rojizo claro (5YR 6/4) en seco; marrón rojizo (5YR 4/4) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: frecuentes (menos del 15%), areniscas y limolitas de la Facies de Bailín, de forma subredondeados planos u subangulares esferoidales, sin orientación definida, con distribución regular. TEXTURA AL TACTO: franca. ESTRUCTURA: apedial heredada. COMPACIDAD: muy compacto. MATERIA ORGÁNICA: inexistente. ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: finas a gruesas, muy pocas, sin grietas. TEST DE CAMPO: positiva a HCl, muy fuerte. ACUMULACIONES: psuedomicelios y costras de carbonato. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, abrupto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE cálcico.

C2 (>52 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón rojizo (5YR 5/4 en seco; 5YR 4/4 en húmedo). MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: inexistentes, areniscas y limolitas de la Facies de Bailín. TEXTURA AL TACTO: sin definir. ESTRUCTURA: Apedial maciza. COMPACIDAD: extremadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: inexistente. ACTIVIDAD BIOLÓGICA: inexistente. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: medianas, pocas, sin grietas. TEST DE CAMPO: positiva al HCl, muy fuerte. ACUMULACIONES: costras de carbonato. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: no visible. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE sin definir.

Leptosol (Suelo BA3-1)

Situación: Vertedero de Bailín, a 2 km del municipio de Sabiñánigo, Huesca.

Coordenadas U.T.M.: 30 T 0716708; 4707309.

Altitud: 802 msnm.

Geomorfología: ladera rectilínea; moderadamente escarpado (20% de pendiente). Orientación Sur- Oeste.

Material original: Margas de las facies de Bailín y limolitas.

Uso del suelo y vegetación: Boj (*Buxus sempervirens*), aliaga (*Genista scorpius*), ginebro (*Juniperus oxycedrus*) y alatierno (*Rhamnus alaternus*).

Erosión: Arroyada en surco, intensidad ligera.

Profundidad efectiva: 30 cm.

Pedregosidad superficial: Extremadamente pedregoso (40-80%). Grava media.

Drenaje: Rápido.

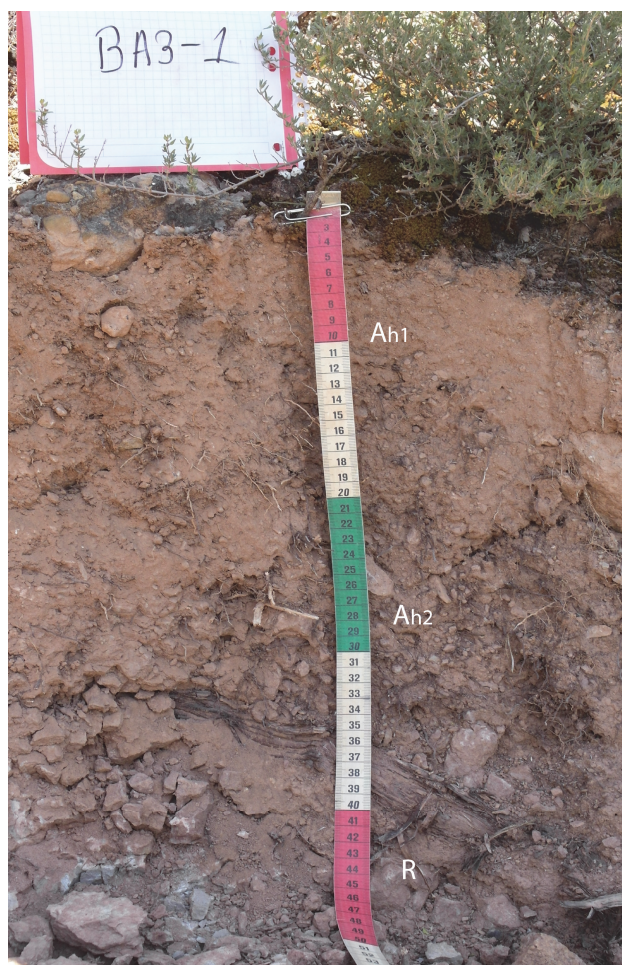
Clima atmosférico: 868 mm/año; 12° C media anual.

Clima del suelo (STS): Régimen de humedad: Údico. Régimen de temperatura: Mésico.

Autor(es) descripción: Mauricio Hernández, Javier Gómez.

Fecha: 01/09/2017.

Clasificación tentativa: Leptosol.



Descripción macromorfológica de los horizontes (FAO, 2006)

Ah1 (0-10 cm) ESTADO DE HUMEDAD: ligeramente húmedo. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 4/5) en húmedo. MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: pocos (menos del 5%), areniscas de la Facies de Bailín de tamaño de gravas finas, de forma subredondeados esferoidales y subangulares planos, sin orientación definida, disminuyendo en profundidad. TEXTURA AL TACTO: franca arenosa. ESTRUCTURA: débil, granular, muy fina. COMPACIDAD: muy poco compacto. MATERIA ORGÁNICA: poca (2%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, pocas. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: muy finas y finas, frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: plano, neto. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE ócrico.

Ah2 (10-30 cm) ESTADO DE HUMEDAD: ligeramente húmedo. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): Marrón (7.5YR 5/3 en seco; 7.5YR 4/3 en húmedo). MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: frecuentes (menos del 15%), areniscas y limolitas de la Facies de Bailín de tamaño de gravas medias, de forma subredondeados esferoidal y angular esferoidal, sin orientación definida, aumentando en profundidad. TEXTURA AL TACTO: franco arenosa. ESTRUCTURA: moderada, granular, mediana. COMPACIDAD: moderadamente compacto. MATERIA ORGÁNICA: muy poca (1%) ACTIVIDAD BIOLÓGICA: galerías rellenas y vacías, frecuentes. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: finas a gruesas, frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: ondulado, contacto para-lítico. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE sin definir.

R (>30 cm) ESTADO DE HUMEDAD: Seco. ESTADO REDOX: oxidado. COLOR (de la matriz del suelo): marrón rojizo (5YR 5/3 en seco; 5YR 4/3 en húmedo). MANCHAS: inexistentes. ELEMENTOS GRUESOS: inexistentes, Areniscas de la Facies de Bailín. TEXTURA AL TACTO: sin definir. ESTRUCTURA: apedial heredada o de roca. COMPACIDAD: muy compacto. MATERIA ORGÁNICA: inexistente. ACTIVIDAD BIOLÓGICA: inexistente. ACTIVIDAD ANTRÓPICA: no aparente. RAÍCES: gruesas, frecuentes, sin grietas. TEST DE CAMPO (reacción muy fuerte de la matriz al HCl): positiva. ACUMULACIONES: inexistentes. CEMENTACIONES: matriz no cementada. REVESTIMIENTOS: inexistentes. LÍMITE INFERIOR: neto, contacto lítico. DIAGNÓSTICO: HORIZONTE sin definir.

Apéndice E. Tablas de datos analíticos de suelos y vegetación

Tabla E.I. Concentración (ppb = $\mu\text{g/kg}$) de los diferentes isómeros de HCH en las muestras de suelos de la zona de Bailín.

Muestra (Feb 2017)	α -HCH (ppb)	β -HCH (ppb)	γ -HCH (ppb)	δ -HCH (ppb)	ϵ -HCH (ppb)	HCH total (ppb)
BA-1-1a	1.26	47.11	20.59	< LD ¹	< LD	68.96
BA-1-1b	0.51	3.12	1.36	< LD	< LD	4.98
BA-1-2a	1.46	20.85	8.96	2.50	< LD	33.78
BA-1-2b	0.30	1.64	0.38	< LD	< LD	2.32
BA-1-3a	0.17	6.46	2.30	< LD	< LD	8.93
BA-1-3b	4.68	2.36	1.25	< LD	< LD	8.29
BA-2-1a	11.90	421.96	108.25	18.65	< LD	560.76
BA-2-1b	8.48	14.85	6.15	< LD	< LD	29.48
BA-2-2a	19.50	629.24	118.76	13.78	< LD	781.28
BA-2-2b	18.35	7.08	5.60	3.52	< LD	34.55
BA-2-3a	9.14	41.08	15.80	3.16	< LD	69.18
BA-2-3b	0.11	< LD	0.49	< LD	< LD	0.61
BA-2-4a	< LD	3.82	4.97	< LD	< LD	8.79
BA-2-4b	< LD	0.26	0.82	< LD	< LD	1.08
BA-3-1b	< LD	4.00	1.66	< LD	< LD	5.66
BA-3-2a	2.57	23.76	5.86	2.45	< LD	34.63
BA-3-2b	0.34	< LD	< LD	< LD	< LD	0.34
BA-3-3a	0.52	7.62	3.13	2.02	< LD	13.29
BA-3-3b	2.94	6.03	4.39	< LD	< LD	13.37
BA-4-1a	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BA-4-1b	2.46	2.80	2.88	1.84	< LD	9.98
BA-4-2a	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BA-4-2b	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BA-5-1a	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BA-6-1a	< LD	4.92	< LD	< LD	< LD	4.92

¹: Inferior al límite de detección (LD = 0.1 ppb).

Tabla E.II. Textural de las muestras de los suelos analizados en las proximidades del vertedero de Bailín. La última columna incluye la suma total de los isómeros de HCH.

Zona	Parcela	Muestra (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Suma (HCH) ppb
BA1	BA1-1	a (0-15)	21.49	62.20	16.31	69.0
		b (15-30)	17.67	69.09	13.24	5.0
	BA1-2	a (0-15)	15.25	67.79	16.96	33.8
		b (15-30)	11.47	72.21	16.32	2.3
	BA1-3	a (0-15)	24.10	56.06	19.84	8.9
		b (15-30)	25.07	55.12	19.81	8.3
BA2	BA2-1	a (0-15)	33.84	39.06	27.10	560.8
		b (15-30)	35.05	40.48	24.47	29.5
	BA2-2	a (0-15)	26.92	53.80	19.28	781.3
		b (15-30)	26.74	54.41	18.86	34.5
	BA2-3	a (0-15)	30.41	53.36	16.23	69.2
		b (15-30)	27.15	53.06	19.79	0.6
	BA2-4	a (0-15)	28.08	51.82	20.10	8.8
		b (15-30)	21.03	50.74	28.22	1.1
BA3	BA3-1	b (15-30)	52.87	37.81	9.33	5.7
		a (0-15)	39.00	41.65	19.35	34.6
	BA3-2	b (15-30)	39.14	41.91	18.95	0.3
		a (0-15)	29.84	52.55	17.61	13.3
	BA3-3	b (15-30)	35.59	49.88	14.53	13.4
BA4	BA4-1	a (0-15)	23.47	58.43	18.10	0.0
		b (15-30)	18.29	64.04	17.67	10.0
	BA4-2	a (0-15)	10.11	63.60	26.28	0.0
		b (15-30)	7.43	61.29	31.28	0.0

Tabla E.III. Granulometría de las muestras (normalizada a 100 gramos) de los suelos de Bailín.

MUESTRA	1000	500	250	125	63	32	16	8	4	2	<2
BA1-1a	0.48	1.10	2.47	4.97	12.48	16.03	17.20	10.71	8.39	9.87	16.31
BA1-1b	0.33	0.81	1.08	2.42	13.02	22.83	20.02	11.84	7.68	6.72	13.24
BA1-2a	0.26	0.26	0.49	2.13	12.10	17.35	17.79	12.73	9.74	10.19	16.96
BA1-2b	0.14	0.10	0.21	0.94	10.09	18.73	16.84	14.58	10.47	11.58	16.32
BA1-3a	0.99	1.43	3.83	6.32	11.53	15.27	12.23	11.57	8.62	8.36	19.84
BA1-3b	0.89	1.52	3.75	6.13	12.78	18.10	11.56	11.00	7.64	6.82	19.81
BA2-1a	2.31	3.14	6.84	10.60	10.95	7.14	10.47	8.31	6.67	6.48	27.10
BA2-1b	2.61	2.95	6.71	10.91	11.87	11.09	9.69	8.57	5.01	6.12	24.47
BA2-2a	0.94	1.57	4.27	7.61	12.53	18.30	11.86	9.59	6.42	7.63	19.28
BA2-2b	1.05	1.63	4.54	7.52	11.99	14.68	12.26	10.57	8.38	8.52	18.86
BA2-3a	0.96	1.68	4.40	8.95	14.41	14.40	12.54	9.04	7.32	10.06	16.23
BA2-3b	1.23	1.42	4.26	7.71	12.53	15.48	12.22	9.56	7.88	7.92	19.79
BA2-4a	0.50	1.71	5.46	7.84	12.56	11.89	12.26	8.85	8.85	9.98	20.10
BA2-4b	0.85	1.85	3.84	5.31	9.18	7.74	8.97	10.92	10.99	12.12	28.22
BA3-1b	2.39	4.53	11.36	15.49	19.09	17.02	8.50	5.79	3.76	2.74	9.33
BA3-2a	2.31	3.41	8.14	11.46	13.68	11.42	11.27	7.89	6.25	4.83	19.35
BA3-2b	2.51	3.56	8.72	11.45	12.90	13.05	8.63	6.92	6.92	6.41	18.95
BA3-3a	0.55	1.19	4.80	9.34	13.97	16.49	12.36	9.81	6.94	6.94	17.61
BA3-3b	0.48	1.41	4.95	11.24	17.52	13.61	13.43	9.71	6.60	6.53	14.53
BA4-1a	1.39	1.62	3.15	6.22	11.09	14.67	14.23	12.01	9.18	8.33	18.10
BA4-1b	0.50	0.80	1.95	4.45	10.60	13.97	15.48	13.66	10.05	10.89	17.67
BA4-2a	0.43	1.63	2.37	2.43	3.25	5.81	14.60	15.13	14.04	14.04	26.28
BA4-2b	0.43	1.42	1.95	1.70	1.93	4.93	13.28	15.65	15.07	12.35	31.28

Tabla E.IV. Propiedades químicas de las muestras de los suelos analizados en las proximidades del vertedero de Bailín. La última columna incluye la suma total de los isómeros de HCH.

Zona	Parcela	Muestra (cm)	pH en agua	pH en KCl	Conduc. (mS/cm)	CIC (cmol+/kg)	M.O. (%)	CaCO ₃ (%)	Suma HCH (ppb)
BA1	BA1-1	a (0-15)	8.56	7.70	123.5	11.04	3.25	45.99	69.0
		b (15-30)	8.90	7.98	116.5	7.63	1.43	48.34	5.0
	BA1-2	a (0-15)	8.53	7.83	160.5	10.42	3.36	44.53	33.8
		b (15-30)	8.83	7.94	120.3	8.98	1.54	44.96	2.3
	BA1-3	a (0-15)	8.51	7.77	158.9	13.72	4.56	39.19	8.9
		b (15-30)	8.59	7.84	125.2	13.06	4.08	37.98	8.3
BA2	BA2-1	a (0-15)	8.05	7.48	168.2	21.65	7.61	24.27	560.8
		b (15-30)	8.49	7.68	135.8	14.34	3.95	26.23	29.5
	BA2-2	a (0-15)	8.51	7.89	179.2	13.54	5.65	38.23	781.3
		b (15-30)	8.64	7.94	130.6	10.54	3.60	41.20	34.5
	BA2-3	a (0-15)	8.52	7.86	175.0	13.42	5.53	40.78	69.2
		b (15-30)	8.71	8.03	139.3	10.57	3.63	42.66	0.6
	BA2-4	a (0-15)	8.63	7.96	155.0	14.10	6.23	39.96	8.8
		b (15-30)	8.62	7.92	147.1	12.83	4.43	42.14	1.1
BA3	BA3-1	b (15-30)	9.09	8.21	77.4	5.65	1.15	51.08	5.7
		a (0-15)	8.57	7.94	162.4	12.14	5.20	43.64	34.6
	BA3-2	b (15-30)	8.64	7.96	125.1	11.09	3.43	44.04	0.3
		a (0-15)	8.59	7.98	139.3	12.64	5.60	41.87	13.3
	BA3-3	b (15-30)	8.91	8.20	105.3	8.01	2.64	46.08	13.4
BA4	BA4-1	a (0-15)	8.77	7.97	100.1	9.02	2.72	45.21	0.0
		b (15-30)	8.82	8.01	94.1	8.93	2.39	43.21	10.0
	BA4-2	a (0-15)	8.39	7.72	180.2	18.86	6.96	49.07	0.0
		b (15-30)	8.60	7.80	142.1	14.04	4.38	51.63	0.0

Tabla E.V. Porcentaje de saturación en bases de las muestras de suelos de Bailín. La extracción de las bases del complejo de cambio se realizó según el método del acetato amónico a pH = 7 y algunas de las muestras se repitieron con el método del acetato sódico a pH = 8.2. En ambos casos el porcentaje de saturación en bases está sobreestimado debido a que los suelos son calcáreos y parte del carbonato se disuelve durante la extracción.

MUESTRA	Extracción con Acetato amónico a pH=7					Extracción con Acetato sódico a pH=8,2				
	cmol./kg Ca ²⁺	cmol./kg Mg ²⁺	cmol./kg K ⁺	cmol./kg Na ⁺	% sat. bases	cmol./kg Ca ²⁺	cmol./kg Mg ²⁺	cmol./kg K ⁺	cmol./kg Na ⁺	% sat. bases
BA1-1a	28.26	0.71	0.19	0.12	265	12.85	0.55	0.22	0.12	124
BA1-1b	26.17	0.83	0.10	0.09	356					
BA1-2a	26.05	1.01	0.31	0.09	263					
BA1-2b	24.77	0.85	0.19	0.07	288					
BA1-3a	24.91	0.90	0.55	0.05	192					
BA1-3b	26.99	0.67	0.46	0.10	216					
BA2-1a	28.12	0.92	0.76	0.26	139	19.26	0.81	0.50	0.26	96
BA2-1b	26.62	0.59	0.39	0.04	193	15.25	0.49	0.29	0.04	112
BA2-2a	28.81	1.59	0.47	0.11	229					
BA2-2b	27.20	1.47	0.22	0.06	275					
BA2-3a	29.87	1.63	0.28	0.06	237					
BA2-3b	25.48	2.46	0.23	0.07	267					
BA2-4a	30.14	1.59	0.40	0.07	228					
BA2-4b	29.18	1.72	0.35	0.07	244					
BA3-1b	21.60	0.40	0.12	0.06	392	7.63	0.28	0.16	0.06	144
BA3-2a	28.56	1.46	0.32	0.09	251	14.27	1.17	0.29	0.08	130
BA3-2b	29.47	1.65	0.21	0.14	284					
BA3-3a	31.00	1.91	0.28	0.06	263					
BA3-3b	25.91	1.80	0.16	0.07	349					
BA4-1a	26.31	0.57	0.23	0.09	302	11.55	0.45	0.28	0.09	137
BA4-1b	27.31	0.65	0.18	0.07	316	11.46	0.51	0.19	0.07	136
BA4-2a	33.94	1.11	0.32	0.10	188					
BA4-2b	30.49	1.20	0.24	0.14	228					

Tabla E.VI. Estimación de la cantidad de calcio en el complejo de cambio asumiendo una saturación en bases del 100% para todas las muestras. La última columna da la fracción de Ca en el complejo de cambio, $\chi_{Ca} = Ca/(Ca+Mg+Na+K)$, que en to

dos los casos es mayoritaria, $\chi_{Ca} > 75\%$.

MUESTRA	Extracción con Acetato amónico a pH=7					
	cmol./kg Ca^{2+}	cmol./kg Mg^{2+}	cmol./kg K^{+}	cmol./kg Na^{+}	% sat. bases	χ_{Ca}
BA1-1a	10.02	0.71	0.19	0.12	100	0.91
BA1-1b	6.61	0.83	0.10	0.09	100	0.87
BA1-2a	9.01	1.01	0.31	0.09	100	0.86
BA1-2b	7.87	0.85	0.19	0.07	100	0.88
BA1-3a	12.22	0.90	0.55	0.05	100	0.89
BA1-3b	11.83	0.67	0.46	0.10	100	0.91
BA2-1a	19.72	0.92	0.76	0.26	100	0.91
BA2-1b	13.31	0.59	0.39	0.04	100	0.93
BA2-2a	11.37	1.59	0.47	0.11	100	0.84
BA2-2b	8.79	1.47	0.22	0.06	100	0.83
BA2-3a	11.45	1.63	0.28	0.06	100	0.85
BA2-3b	7.81	2.46	0.23	0.07	100	0.74
BA2-4a	12.03	1.59	0.40	0.07	100	0.85
BA2-4b	10.69	1.72	0.35	0.07	100	0.83
BA3-1b	5.07	0.40	0.12	0.06	100	0.90
BA3-2a	10.27	1.46	0.32	0.09	100	0.85
BA3-2b	9.09	1.65	0.21	0.14	100	0.82
BA3-3a	10.39	1.91	0.28	0.06	100	0.82
BA3-3b	5.99	1.80	0.16	0.07	100	0.75
BA4-1a	8.13	0.57	0.23	0.09	100	0.90
BA4-1b	8.03	0.65	0.18	0.07	100	0.90
BA4-2a	17.33	1.11	0.32	0.10	100	0.92
BA4-2b	12.46	1.20	0.24	0.14	100	0.89

Tabla E.VII. Isómeros del HCH en las diferentes fracciones (H: hojas, R: raíces, T: tallos) de las especies vegetales identificadas en Bailín. La columna “HCH total seco” da la concentración sobre el peso seco de las muestras y la columna “HCH total fresco” sobre el peso de las muestras recién cogidas, calculada a partir de la Tabla E.VIII

Especie		a-HCH (ppm)	b-HCH (ppm)	g-HCH (ppm)	d-HCH (ppm)	e-HCH (ppm)	HCH tot seco (ppb)	HCH tot húm.(ppb)
<i>Amelanchier ovalis</i>	H	0.139	0.066	0.050	0.106	0.067	427.1	258.8
	R	0.086	0.289	0.034	0.048	0.063	519.9	292.1
	T	0.112	0.037	0.023	0.124	0.066	361.8	262.2
<i>Aphyllantes monspeliensis</i>	H	0.223	0.561	0.099	0.427	0.091	1400.5	683.2
	R	0.208	0.979	0.085	0.163	0.098	1533.8	1080.1
<i>Buxus sempervirens</i>	H	0.604	3.467	0.193	9.939 ¹	0.687	14890.4	8412.7
	R	0.178	0.080	0.069	0.106	0.068	500.6	376.4
	T	0.310	1.045	0.106	1.596	0.176	3232.7	2565.6
<i>Coronilla minima</i>	H	0.263	1.402	0.103	0.158	0.094	2019.5	1009.8
	R	0.009	0.133	<LOD	0.014	0.059	214.8	144.2
	T	0.169	6.344	0.057	0.284	0.222	7076.7	48.8
<i>Crataegus monogyna</i>	H	0.101	0.086	0.048	0.086	0.285	607.4	318.0
	R	0.121	0.000	0.006	0.015	<LOD	142.0	102.9
	T	0.114	0.063	0.046	0.218	0.073	514.1	352.1
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>	H	0.055	0.019	0.022	0.033	0.058	187.6	88.5
	R	0.371	1.968	0.095	0.218	0.170	2822.3	1622.0
	T	0.213	0.444	0.062	0.523	0.104	1345.0	851.3
Graminea (Poaceae)	H	0.067	0.665	0.027	0.089	0.082	931.0	721.7
	R	0.072	0.423	0.024	0.046	0.066	631.3	489.4
Especie 1	H	0.254	0.447	0.077	0.211	0.093	1082.3	563.7
	R	0.203	1.985	0.037	0.096	0.114	2436.0	1581.8
	T	0.471	1.510	0.116	1.997	0.224	4317.7	3659.1
<i>Genista scorpius</i>	H	0.204	0.177	0.084	0.169	0.075	708.8	381.1
	R	0.087	1.019	0.038	0.078	0.071	1294.2	1176.5
	T	0.469	1.082	0.168	1.999	0.205	3922.9	2335.1
<i>Pinus sylvestris</i> (BA2)	H	12.996	0.581	1.354	2.959	0.207	18096.8	8263.4
	R	0.257	0.159	0.057	0.079	0.068	620.6	335.5
	T	0.785	1.132	0.177	1.782	0.186	4062.5	2763.6
<i>Pinus sylvestris</i> (BA3)	H	0.104	0.002	0.008	0.029	<LOD	143.0	65.3
<i>Pinus sylvestris</i> (BA4)	H	0.001	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1.2	0.5
<i>Pinus sylvestris</i> (BA5)	H	0.059	0.000	0.000	0.018	<LOD	76.9	35.1
<i>Pinus sylvestris</i> (BA6)	H	0.006	<LOD	<LOD	0.014	<LOD	20.2	9.2
<i>Pinus sylvestris</i> (BA7)	H	0.049	<LOD	0.004	0.015	<LOD	68.3	31.2
<i>Plantago lanceolata</i>	H	0.031	0.230	0.018	0.046	0.067	391.7	63.9
	R	0.125	4.337	0.102	0.170	0.200	4935.4	1696.0
<i>Quercus cerrioides</i>	H	0.256	0.158	0.104	0.091	0.076	684.7	444.6
	R	0.042	0.054	0.016	0.040	0.060	211.6	137.4
	T	0.625	1.762	0.208	3.298	0.282	6176.2	4349.4
<i>Rosa canina</i>	H	0.022	0.006	0.009	0.025	<LOD	62.5	30.0
	R	0.046	0.020	0.033	0.027	<LOD	126.2	77.9
	T	0.130	0.289	0.059	0.069	<LOD	547.7	338.1
<i>Sorbus domestica</i>	H	0.211	0.209	0.109	0.198	0.080	806.8	415.9
	R	0.073	0.030	0.035	0.051	0.062	250.8	146.7
	T	0.088	0.091	0.036	0.223	0.072	510.1	347.0

*LOD: inferior al límite de detección. 1: Este valor anómalo no ha sido para interpretar los resultados.

Tabla E.VIII. Peso en húmedo y en seco de las muestras tomadas en la zona de Bailín. Los valores han sido usados para obtener la última columna de la Tabla E.VII.

Especie	Raíz			Tallo			Hoja		
	Peso húmedo	Peso seco	F.C.	Peso húmedo	Peso seco	F.C.	Peso húmedo	Peso seco	F.C.
<i>Amelanchier ovalis</i>	33.0798	18.6179	1.78	44.8076	32.5024	1.38	3.7048	2.2507	1.65
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>	20.3357	11.6579	1.74	23.8244	15.1101	1.58	3.0909	1.4589	2.12
<i>Buxus sempervirens</i>	9.9109	7.4483	1.33	26.2092	20.7753	1.26	4.1002	2.3159	1.77
<i>Sorbus domestica</i>	56.7816	33.2369	1.71	51.844	35.2181	1.47	12.059	6.2103	1.94
<i>Quercus cerrioides</i>	26.6952	17.3352	1.54	31.8827	22.386	1.42	3.495	2.2715	1.54
<i>Rosa canina</i>	10.0128	6.195	1.62	12.4115	7.668	1.62	4.5419	2.188	2.08
<i>Genista scorpius</i>	11.5624	10.5409	1.10	15.3454	9.1136	1.68	3.5656	1.9152	1.86
<i>Crataegus monogyna</i>	20.2684	14.6505	1.38	26.1761	17.9109	1.46	3.2939	1.7265	1.91
<i>Pinus sylvestris</i>	20.9702	11.3171	1.85	42.199	28.7771	1.47	5.977	2.7308	2.19
<i>Coronilla minima</i>	3.3268	2.239	1.49	3.9371	2.7091	1.45	6.9237	3.4605	2.00
<i>Aphyllantes monspeliensis</i>	13.3568	9.4086	1.42	-	-	-	38.187	18.6085	2.05
<i>Plantago lanceolata</i>	4.4846	1.5426	2.91	-	-	-	11.7212	1.9114	6.13
<i>Especie 1</i>	22.8062	14.828	1.54	7.925	6.7239	1.18	15.985	8.3438	1.92
<i>Graminea (Poaceae)</i>	5.0441	3.9044	1.29	-	-	-	16.4375	12.766	1.29