

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y AMBIENTALES

Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología,  
Edafología y Química Agrícola

**“DISTRIBUCIÓN AMBIENTAL**

**DE URANIO**

**Y TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA**

**DE RADIONÚCLIDOS**

**( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$ )**

**EN ÁREAS URANÍFERAS**

**DEL OESTE DE SALAMANCA”**



VNiVERSiDAD  
D SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL









**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y AMBIENTALES**

Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y  
Química Agrícola

**“DISTRIBUCIÓN AMBIENTAL DE URANIO Y  
TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA  
DE RADIONÚCLIDOS ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$ ) EN  
ÁREAS URANÍFERAS DEL OESTE DE  
SALAMANCA”**



**VNiVERSIDAD  
D SALAMANCA**

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL









**“DISTRIBUCIÓN AMBIENTAL DE URANIO Y TRANSFERENCIA  
SUELO-PLANTA DE RADIONÚCLIDOS ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$ )  
EN ÁREAS URANÍFERAS DEL OESTE DE SALAMANCA”.**

Memoria presentada por **Elena Gil Pacheco**

para optar al **Grado de Doctora.**

Vº Bº.

**Director del Departamento.**

**Salamanca Septiembre 2021**



Los directores de la Tesis:

---

**D. Antonio García Sánchez**, Profesor de Investigación del IRNASA (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca) CSIC.

**D. Fernando Santos Francés**, Catedrático de Edafología de la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca.

Y la tutora de la Tesis:

**D. Rosalía Carrón de la Calle**, Profesora Titular de Farmacología de la Facultad de Farmacia de Salamanca.

**AUTORIZAN:** La presentación y defensa de la memoria titulada "DISTRIBUCIÓN AMBIENTAL DE URANIO Y TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA DE RADIONÚCLIDOS ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$ ) EN ÁREAS URANÍFERAS DEL OESTE DE SALAMANCA" realizada bajo su dirección, por Elena Gil Pacheco.

Salamanca Septiembre 2021



“Confía en el tiempo, que suele dar dulces salidas a muchas amargas dificultades”  
(*La gitanilla*, 1613).

Miguel de Cervantes Saavedra

A los “**Gilpa**”, porque tanto a los presentes como a los ausentes el tiempo les dio dulces salidas.



## AGRADECIMIENTOS

En estas líneas quiero expresar mi más sincero agradecimiento:

A Don Miguel Ladero “mi jefe” por descubrirme la botánica, por poner todo su empeño en enseñarme a ver las plantas con la misma pasión con las que él las ve, por enseñarme a organizar una salida de campo, por enseñarme a hablar en público y sobre todo por su nobleza, lealtad y la gran amistad y cariño que me une a él.

A mis directores de tesis, Don Antonio García Sánchez y Don Fernando Santos Francés agradecerles la paciencia que han tenido estos años conmigo al transmitirme sus conocimientos de geología y geoquímica siendo una profana en ambas materias.

A mi tutora de tesis Rosalía Carrón, gracias por ponérmelo tan fácil, por ayudarme todo lo que has podido, por tus consejos que siempre fueron buenos, por entender mi situación y sobre todo porque estos años han consolidado nuestra amistad.

A María Jesús Sánchez, gracias desde el inicio hasta el final, porque sé que sin tí esto no hubiese sido posible, no tengo palabras para expresar todo lo que has hecho por mí.

A Toni y a Sara mi “pequeño gran” equipo por todo lo que habéis aportado a mi documento cada uno desde su disciplina, os cruzasteis en este camino y os habéis implicado hasta el final, espero seguir compartiendo éxitos con vosotros y daros las gracias por vuestra confianza y amistad.

A mis chicos de botánica Javier González y Javier Hernández porque siempre que los he necesitado han estado, se han preocupado por mí me han ayudado en todo lo que han podido y han puesto muchos puntos de humor a las diferentes situaciones.

A toda la gente que ha estado detrás de la cortina Tito, Jose, Moises, Tere, Maite, Gema, María Angeles....por- que siempre que os he pedido ayuda habéis respondido sin dudar ni un minuto, y vuestro apoyo, consejos y ayuda han sido fundamentales.

Gracias a mis compañeras de trabajo Sor e Inés que empezaron esta aventura conmigo haciendo filtros de papel en las tardes de farmacia y a día de hoy siguen preocupadas por el fin de la aventura. A mis compañeros de Aldeanueva que me los encontré a mitad de camino, Deli, Casimiro, Alejandro, Begoña, Carmen Cáceres, Carmen Amador que me ayudaron, comprendieron y me trataron cada vez que me hizo falta y a Conchita que es la que está soportando el final de la aventura.



No puedo quedar atrás a mis amigos, Conchi, Jami, Vicki, Paz, Rosario, Javi, Mamen, porque vosotros habéis

sabido escucharme, entenderme, saber como me sentía en cada momento, me habéis sacado de casa, me habéis ayudado, me habéis hecho reír compartiendo comidas, cervezas, viajes y lo más importante me habéis demostrado vuestro CARIÑO y AMISTAD estando conmigo en los momentos fáciles y difíciles. Habéis sido una gran elección.

A mi familia darle las gracias por intentar ayudarme desde el desconocimiento de las situaciones, por saber entenderme en los malos momentos y sobre todo gracias por vuestro apoyo y darme la facilidad de decidir

a sabiendas que la decisión tomada iba a suponer esfuerzo, sacrificio y malos ratos, pero como confiamos en el tiempo al final seré DOCTORINA y habrá que coger el mejor "gilpa" de la casa y brindar mirando al cielo. Siempre me dijeron que había que confiar en el tiempo porque al final lo que queda de las situaciones son

experiencias ,aprendizajes y momentos. Todo esto está ligado a personas que nos enseñan, nos comprenden, nos acompañan en el camino o simplemente nos hacen sonreír. Personas con las que nos vamos cruzando, con las que tenemos la suerte de coincidir y compartir cosas y cada una aporta algo diferente y nos ayudan en nuestra formación. A todos **MUCHAS GRACIAS**.





## PUBLICACIONES DERIVADAS DE ESTA TESIS DOCTORAL

Parte de los resultados obtenidos durante el desarrollo de esta tesis doctoral han sido publicados como artículos en las siguientes revistas:

Santos-Francés, F., **Gil-Pacheco, E.**, Martínez-Graña, A., Alonso-Rojo, P., Avila-Zarza, C., García-Sánchez, A. (2018). Concentration of uranium in the soils of the west of Spain. *Environmental Pollution*, 236, 1-11.

**Gil-Pacheco, E.**, Suárez-Navarro, J. A., Sánchez-Gonzalez, S. M., Suárez-Navarro, M. J., Hernaiz, G., García-Sánchez, A. (2020). A radiological index for evaluating the impact of an abandoned uranium mining area in Salamanca, Western Spain. *Environmental Pollution*, 258, 113825.

**Gil-Pacheco, E.**, Suárez-Navarro, J. A., Fernandez-Salegui, A. B., Sánchez-Gonzalez, S. M., Suárez-Navarro, M. J., García-Sánchez, A. (2021). Factors that influence the absorption of uranium by indigenous plants on the spoil tip of an abandoned mine in western Spain. *Science of the Total Environment*, 759, 143571.



<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>33</b>
1.1. ANTECEDENTES DE LA MINERÍA DEL URANIO	35
1.2. FUNDAMENTOS DE LA RADIOACTIVIDAD	37
1.3. SERIES RADIOACTIVAS O DE DECAIMIENTO	38
1.4. ACTIVIDAD Y TIEMPO DE VIDA MEDIA DE LOS ISÓTOPOS	39
1.5. GEOQUÍMICA DEL URANIO	41
1.5.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL URANIO	41
1.5.2. RESERVAS MUNDIALES DE URANIO	41
1.5.3. MINERALES DE URANIO	42
1.5.4. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DEL URANIO	43
1.5.5. FUENTES NATURALES DE URANIO	44
1.5.6. FUENTES ANTROPOGÉNICAS DE URANIO	46
1.6. URANIO EN EL MEDIO AMBIENTE	47
1.6.1. URANIO EN SUELOS	48
1.6.2. URANIO EN EL AIRE, EN LOS SEDIMENTOS Y EN LAS AGUAS SUPERFICIALES	53
1.6.3. URANIO EN LAS PLANTAS	53
1.6.4. EFECTOS PERJUDICIALES DEL URANIO	58
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>63</b>
<b>3. MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES</b>	<b>69</b>
3.1. MATERIALES	71
3.1.1. SUELOS NATURALES	71
3.1.2. SUELOS DE YACIMIENTOS MINEROS	73
3.1.3. MUESTRAS DE VEGETACIÓN	74
3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS	75
3.2.1. DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LOS SUELOS	75
3.2.2. DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN SUELOS	76
3.2.3. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE RADIONÚCLIDOS POR ESPECTROMETRÍA GAMMA	77
3.2.4. ANÁLISIS DE PLANTAS	85
3.2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	88

<b>4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>91</b>
4.1. ESTUDIO FÍSICO DE LA ZONA SELECCIONADA	93
4.1.1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	93
4.1.2. CLIMATOLOGÍA Y BIOCLIMATOLOGÍA	94
4.2. VEGETACIÓN DE LA ZONA	104
4.2.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA VEGETACIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO	104
4.2.2. SERIES DE VEGETACIÓN EN LAS ZONAS DE ESTUDIO	116
4.2.3. ESQUEMA SINTAXONÓMICO	117
4.3. GEOLOGÍA DE LA ZONA ESTUDIADA	123
4.4. SUELOS DE LA ZONA ESTUDIADA.	132
4.4.1. PARÁMETROS ANALÍTICOS DETERMINADOS EN LOS SUELOS DE LOS PERFILES	134
4.5. DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN SUELOS SIN INFLUENCIA ANTRÓPICA	136
4.5.1. CÁLCULO DEL NIVEL DE FONDO DE REFERENCIA Y LÍNEA BASE GEOQUÍMICA .	137
4.5.2. EVALUACIÓN DE RIESGOS AMBIENTALES: ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN	143
4.5.3. RELACIÓN DEL INDICE DE URANIO CON ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS ..	145
4.5.4. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS NATURALES	146
4.6. CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS SITUADOS EN LAS PROXIMIDADES A LOS YACIMIENTOS ESTUDIADOS	152
4.6.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS YACIMIENTOS MINEROS ESTUDIADOS	152
4.6.2. DATACIÓN Y ORIGEN DE LOS YACIMIENTOS DE URANIO	154
4.6.3. YACIMIENTOS DE URANIO ESTUDIADOS: DESCRIPCIÓN GEOLÓGICA Y CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS SITUADOS EN SUS PROXIMIDADES	156
4.7. EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LA MINA DE VILLAR DE PERALONSO	181
4.7.1. RADIOTOXICIDAD EN UNA MINA ABANDONADA DE URANIO	184
4.7.2. CORRELACIÓN ENTRE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS Y CONCENTRACIONES DE ACTIVIDAD DE LOS DIFERENTES EMISORES GAMMA	188
4.7.3. DETERMINACIÓN DE DOSIS E ÍNDICES DE RADIOACTIVIDAD	193
4. 8. ABSORCIÓN DE <sup>238</sup> U, <sup>226</sup> Ra y <sup>210</sup> Pb POR DISTINTAS ESPECIES DE PLANTAS EN 5 ÁREAS MINERAS	195

4.8.1. ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN DEL YACIMIENTO DE VILLAR DE PERALONSO Y DE LOS FACTORES QUE INFLUYEN EN LA ABSORCIÓN DE RADIONÚCLIDOS POR LAS PLANTAS	200
4.8.2. ABSORCIÓN DE $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ y $^{210}\text{Pb}$ EN LAS PLANTAS	203
4.8.3. RELACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN LAS PLANTAS CON LAS PRECIPITACIONES ANUALES	207
4.8.4. PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y CONTENIDO DE URANIO EN LA PARTE AÉREA DE LAS PLANTAS DE TRÉBOL	211
4.8.5. INFLUENCIA DE LOS HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EN LA ABSORCIÓN DE URANIO POR LAS PLANTAS	213
4.8.6. CONTENIDO DE RADIONÚCLIDOS EN PLANTAS Y FACTOR DE TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA	219
<b>CONCLUSIONES</b>	<b>225</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>231</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>257</b>
ANEXO I: CATÁLOGO FLORÍSTICO	259
ANEXO II: INDICADORES ESTADÍSTICOS DE LAS VARIABLES DETERMINADAS EN LOS SUELOS DE LOS PERFILES	267
ANEXO III: DESCRIPCIÓN DE LOS PERFILES DE LOS SUELOS	271
ANEXO IV: FICHA TÉCNICA DE LAS MINAS ESTUDIADAS.	296



**Tabla 1:** Grupos de emisores gamma utilizados en este trabajo, energías (keV) de los diferentes radionúclidos utilizados y tasa de kerma en aire a 1 m del suelo debida a los diferentes emisores de cada grupo. Incertidumbres  $k=1$ .

**Tabla 2:** Datos de dirección y velocidad de los vientos.

**Tabla 3:** Termotipo y Ombrotipo de los yacimientos mineros estudiados.

**Tabla 4:** Propiedades seleccionadas de los suelos estudiados. M: Valores medios  $\pm$  Desviación estándar y R: Rango de valores.

**Tabla 5:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los horizontes superficiales de los suelos sobre pizarras y propuesta de línea base geoquímica.

**Tabla 6:** Niveles de fondo y rangos del contenido de uranio obtenidos en el Atlas Geoquímico de España (Locutura et al., 2012).

**Tabla 7:** Análisis estadístico de uranio de la roca madre de los suelos sobre pizarras y granitos y propuesta de nivel de fondo.

**Tabla 8:** Análisis estadísticos de uranio del "solum" (horizontes superficiales) de todos los suelos sobre pizarras y granitos.

**Tabla 9:** Análisis estadístico de uranio de la roca madre (horizontes superficiales) de todos los suelos sobre pizarras y granitos.

**Tabla 10:** Factor de contaminación de uranio en suelos sobre pizarras y granitos.

**Tabla 11:** Índice de geo-acumulación (Igeo) de uranio en suelos sobre pizarras y granitos.

**Tabla 12:** Concentraciones de uranio en los horizontes del suelo sobre granitos y pizarras.

**Tabla 13:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Alameda de Gardón.

**Tabla 14:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villar de Yegua.

**Tabla 15:** Análisis estadístico del contenido de uranio en suelos de las proximidades del yacimiento de Carpio de Azaba.

**Tabla 16:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villavieja de Yeltes.

**Tabla 17:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villar de Peralonso.

**Tabla 18:** Concentraciones de actividad ( $Bq\ kg^{-1}$ ), Índice alfa ( $I$ ) y concentración equivalente del radio ( $Ra$

$dosis\ absorbida\ debida\ a\ las\ emisiones\ gamma\ (nGy\ h^{-1})$  de las muestras de suelo y rizosfera. Las incertidumbres están expresadas para un factor de cobertura  $k=2$ .

**Tabla 19:** Correlaciones obtenidas entre las 4 propiedades químicas determinadas y las concentraciones de actividad de los grupos del A al E.

**Tabla 20:** Concentración equivalente de Radio ( $Ra_{eq}$ ), el índice alfa ( $I\alpha$ ) y las dosis absorbidas debida a la radiación gamma a 1 m del suelo obtenida con la ecuación (D), ecuación (Dp) y la dosis neta (Dn). Las incertidumbres están expresadas para un factor de cobertura  $k=2$ .

**Tabla 21:** Concentraciones de uranio y Factor de Transferencia (FT) de las plantas más representativas de los yacimientos estudiados.

**Tabla 22:** Datos estadísticos del contenido de uranio en las plantas. **Tabla 23:** Datos estadísticos del contenido de radio en las plantas. **Tabla 24:** Datos estadísticos del contenido de plomo en las plantas.

**Tabla 25:** Concentración de uranio de *Aira elegantissima* Shur. en los 4 períodos de muestreo.

**Tabla 26:** Concentración de uranio en *Vulpia bromoides* L. en los 4 períodos de muestreo.

**Tabla 27:** Concentración de uranio en *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl en los 4 períodos de muestreo.

**Tabla 28:** Concentración de uranio en los tréboles de Villar de Peralonso a lo largo de las 4 primaveras de muestreo.

**Tabla 29:** Porcentajes de colonización de las raíces de las diferentes especies analizadas.

**Tabla 30:** Concentraciones de uranio en *Trifolium cernuum* Brot., *Trifolium arvense* L., *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. y *Aira elegantissima* Shur., en Villar de Peralonso.

**Tabla 31:** Media geométrica y rango de uranio, radio y plomo en muestras de pastos propuesta por Vanden- hove et al., (2009).

**Tabla 32:** Media geométrica y rango del uranio, radio y plomo estudiados por Duquene et al., (2009).

**Tabla 33:** Datos estadísticos del FT de uranio.

**Tabla 34:** Datos estadísticos del FT de radio.

**Tabla 35:** Datos estadísticos del FT de plomo.

**Figura 1:** Cadena de semidesintegración del uranio.

**Figura 2:** Distribución mundial de uranio (Servicio Geológico Mexicano, 2017).

**Figura 3:** Minerales primarios a) pechblenda ( $\text{UO}_2$ ), b) cofinita ( $\text{USiO}_4$ ) y secundarios de uranio c) carnotita [ $\text{K}_2(\text{UO}_2)_2(\text{VO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ] d) autunita [ $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10-12(\text{H}_2\text{O})$ ] (SIEMCALSA, 2009).

**Figura 4:** Diagrama de Langmuir solubilidad del uranio (Langmuir 1978).

**Figura 5:** Fuentes naturales de uranio (SIEMCALSA, 2009).

**Figura 6:** Fuentes de radiación artificiales (SIEMCALSA, 2009).

**Figura 7:** Esquema del comportamiento de los metales en el suelo (Alloway, 1995).

**Figura 8:** Mapa geológico con los yacimientos de uranio objeto de estudio y localización de los puntos de muestreo de perfiles de suelos.

**Figura 9:** Ubicación de los yacimientos de Carpio de Azaba, Alameda de Gardón, Villar de Yegua, Villavieja de Yeltes y Villar de Peralonso y área de muestreo.

**Figura 10:** Contador Geiger.

**Figura 11:** Puntos de muestreo en el yacimiento de Villar de Peralonso.

**Figura 12:** Espectrofotómetro, blindaje y electrónica asociada. (CIEMAT, 2019) **Figura 13:** Preparación de las muestras para su posterior digestión.

**Figura 14:** Micelio de las micorrizas y vesículas.

**Figura 15:** Localización geográfica del área de estudio.

**Figura 16:** Mapa pluviométrico de la provincia de Salamanca (Garmendia, 1964).

**Figura 17:** Mapa termométrico de la provincia de Salamanca (Forteza del Rey, 1985).

**Figura 18:** Velocidad y dirección del viento de la provincia de Salamanca.

**Figura 19:** Mapa de termotipos de la provincia de Salamanca. **Figura 20:** Mapa de ombrotipos de la provincia de Salamanca. **Figura 21:** Comarcas de la provincia de Salamanca.

**Figura 22:** Plantas bioindicadores de suelos básicos a) *Sideritis hirsuta* L. (rabo de gato), b) *Coronilla minima* L. (Coronilla de rey), c) *Aphyllanthes monspeliensis* L. (Junquillo azul), d) *Velezia rigida* L. (Clavelillo seco).

**Figura 23:** *Asparago-Rhamnetum oleoidis*, series del retamar.

**Figura 24:** *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*.

**Figura 25:** *Quejigar genisto. Quercetum rotundifoliae-Quercetosum faginae*.

**Figura 26:** Robledal adehesado. *Pyro pyrastris-Quercetum pyrenaicae*.

**Figura 27:** Ballicar. *Festuco amplae-Agrostetum castellanae*.

**Figura 28:** *Quercus pyrenaicae-Fraxinetum angustifoliae*.

**Figura 29:** *Nymphaetum albo luteae* Nowoski.

**Figura 30:** *Typho angustifoliae-Phargmitetum australis*.

**Figura 31:** *Sanguisorbo agrimonoidis-Quercetum suberis*.

**Figura 32:** *Pyro bourgaeanae-Quercetum pyrenaica*.

**Figura 33:** *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*.

**Figura 34:** Comunidad de *Genisto floridae-Cytisetum scoparii*.

**Figura 35:** Comunidad de *Thymo mastichinae-Cytisetum multiflori*.

**Figura 36:** Comunidad de *Cytiso multiflori-Retametum shaerocarpae*.

**Figura 37:** Comunidad de *Lavandulo pedunculatae-Genisetum hystricis*.

**Figura 38:** Comunidad de *Poa bulbosa-Trifolietum subterranei*.

**Figura 39:** Comunidad de *Thymo zigidis-Plantaginetum radicatae*.

**Figura 40:** Comunidad de *Arrehenathero baetici-Stipetum giganteae*.

**Figura 41:** Comunidad de *Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati*.

**Figura 42:** Zonificación del Macizo Ibérico (Vera et al., 2004).

**Figura 43:** Corte de pizarras en la carretera de Alameda de Gardón.

**Figura 44:** Afloramiento de cuarcitas armoricanas.

**Figura 45:** Afloramiento granítico altamente fracturado y diaclasado de San Miguel de Valero.

**Figura 46:** Lineaciones estructurales de la cuenca del Duero, marcando horst y graben o subcuenca (Alonso et al., 2004).

**Figura 47:** Areniscas de Ciudad Rodrigo.

**Figura 48:** Depósitos de terrazas constituidos por gravas y arenas.

**Figura 49:** Morfología de los suelos más representativos sobre granitos.

**Figura 50:** Morfología de los suelos más representativos sobre pizarras.

**Figura 51:** Distribución de uranio en sedimentos y suelos de la Península Ibérica (Locutura et al., 2012).

**Figura 52:** Distribución de uranio en suelo inferior y superior.

**Figura 53:** Correlación lineal de pH, arcillas y CCC.

**Figura 54:** Distribución espacial del contenido de uranio en los suelos naturales del oeste de la provincia de Salamanca.

**Figura 55:** Distribución del contenido de uranio en profundidad, a lo largo del perfil, en los Cambisoles y Luvisoles/Alisoles del oeste de la provincia de Salamanca.

**Figura 56:** Mapa de ubicación y de muestreo del yacimiento de Alameda de Gardón.

**Figura 57:** Mapa geológico del yacimiento de Alameda de Gardón.

**Figura 58:** Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Villar de Yegua.

**Figura 59:** Mapa geológico del yacimiento de Villar de Yegua.

**Figura 60:** Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Carpio de Azaba.

**Figura 61:** Mapa geológico del yacimiento de Carpio de Azaba.

**Figura 62:** Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Villavieja de Yeltes.

**Figura 63:** Mapa geológico del yacimiento de Villavieja de Yeltes.

**Figura 64:** Mapa de ubicación y muestreo del yacimiento de Villar de Peralonso.

**Figura 65:** Mapa geológico del yacimiento de Villar de

Peralonso. **Figura 66:** Fracturas y fallas del yacimiento de Villar

de Peralonso. **Figura 67:** Diagrama de caja de uranio en Villar

de Peralonso.

**Figura 68:** Diagrama de caja de radio en Villar de Peralonso.

**Figura 69:** Diagrama de caja de la concentración de plomo en suelos.

**Figura 70:** Distribución espacial del contenido de uranio en suelos del área de Villar de Peralonso.

**Figura 71:** Distribución espacial del contenido de radio en suelos del área de Villar de Peralonso.

**Figura 72:** Distribución espacial del contenido de plomo en suelos del área de Villar de Peralonso.

**Figura 73:** Situación de los puntos de muestreo en los suelos de la mina de Villar de Peralonso.

**Figura 74:** Evolución supergénica de la pechblenda y pH.

**Figura 75:** Dosis adsorbida en el área de estudio.

**Figura 76:** *Arrhenatherum bulbosum* C. Presl. recolectado en Carpio de Azaba.

**Figura 77:** *Lupinus angustifolius* L. recolectado en Alameda de Gardón.

**Figura 78:** *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. recolectada en Villar de Yegua.

**Figura 79:** *Thymus mastichina* (L.) L. recolectado en Villavieja de Yeltes.

**Figura 80:** Mapa de muestreo de la vegetación en Villar de Peralonso.

**Figura 81:** Diagrama de caja del contenido de uranio en las plantas.

**Figura 82:** Diagrama de caja del contenido de radio en las plantas.

**Figura 83:** Diagrama de caja del contenido de plomo en las plantas.

**Figura 84:** Pluviosidad a lo largo de los años de muestreo.

**Figura 85:** Plantas colonizadoras del yacimiento Villar de Peralonso, a) *Aira elegantissima* Shur., b) *Vulpia bromoides* (L.) Gray., c) *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl.

**Figura 86:** Correlación entre la concentración de uranio en *Aira elegantissima* Shur y las de precipitaciones anuales.

**Figura 87:** Correlación entre la concentración de uranio en *Vulpia bromoides* L. y las precipitaciones anuales.

**Figura 88:** Correlación entre la concentración de uranio en *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl y las precipitaciones anuales.

**Figura 89:** Tréboles muestreados en Villar de Peralonso. a) *Trifolium arvense* L., b) *Trifolium cernuum* Brot., c) *Trifolium micranthum* Viv., d) *Trifolium strictum* L.

**Figura 90:** Correlación entre la biomasa y la concentración de uranio en los tréboles estudiados en Villar de Peralonso.



## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 91:** Vesículas de estructuras lipídicas en raíces micorrizadas de *Aira elegantissima* Shur.

**Figura 92:** Nódulos en las raíces de *Trifolium cernuum* Brot.

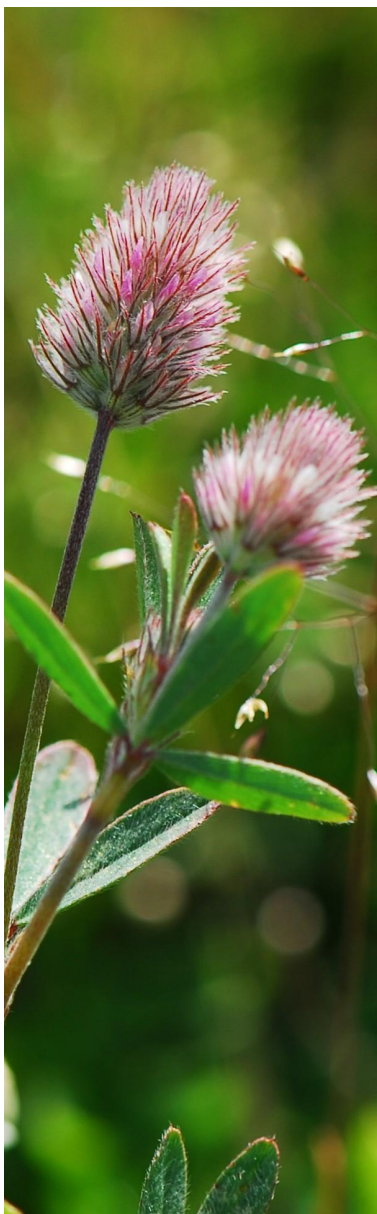
**Figura 93:** Porcentaje de micorrización y concentración de uranio en plantas seleccionadas de Villar de Pe- ralonso.

**Figura 94:** Gráfico HJ-Biplot del análisis de componentes principales para las propiedades del uranio en función del factor de transferencia del  $^{238}\text{U}$ .

**Figura 95:** Diagrama de caja para el FT de uranio.

**Figura 96:** Diagrama de caja para el FT de radio.

**Figura 97:** Diagrama de caja para el FT de plomo.





# INTRODUCCIÓN





### 1.1. ANTECEDENTES DE LA MINERÍA DEL URANIO

A partir de la década de los años 50 del siglo XX la energía nuclear ligada al uranio (U) se constituye en una fuente primaria de producción de electricidad. Centenares de miles de megavatios de potencia, cerca del 20% de la electricidad consumida en el mundo, se generan en más de 400 centrales nucleares. En algunos países de Europa este aporte supera el 70%. Esto llevó a un consumo de uranio superior a 60.000 t anuales, procedente de yacimientos en Canadá, Australia, Kazajistán, Níger y Rusia (Internacional Atomic Energy Agency, IAEA, 2010).

Comenzaba una nueva era donde, elementos hasta entonces desconocidos o simplemente carentes de interés como era el uranio, aparecían en escena; cuyos principales usos fueron y son la generación de energía eléctrica y su utilización con fines bélicos, hechos que llevaron a su explotación minera masiva. Este hecho ha tenido, como es sabido, una gran influencia en el rechazo posterior de una parte de la sociedad a las aplicaciones pacíficas de esta nueva fuente de energía.

España no podía ser ajena a todos los movimientos mundiales que desde mediados del siglo pasado han utilizado el uranio como combustible en las centrales nucleares. Para favorecer su investigación, el Ministerio de Industria y Comercio dictó una Orden el 4/10/1945 mediante la cual se reservaba, con carácter temporal y a favor del Estado, los posibles yacimientos de uranio ubicados en diversas provincias españolas.

Con la creación en 1951 de la Junta de Energía Nuclear (JEN), da comienzo la investigación sistemática de minerales radiactivos en España. Al principio se buscaban mineralizaciones en diques pegmatíticos de Sierra Morena que dieron lugar a la mina de "El Cabril". Se investigaron también las viejas escombreras de minas que explotaron yacimientos filonianos de cobre, en Sierra Morena, dando lugar a la mina del Santuario de Nuestra Señora de la Cabeza en la Sierra de Andújar (Jaén) y a otras como Cardeña (Córdoba). Las investigaciones en el Batolito granítico de los Pedroches, ya mediante prospección radiométrica a pie con escintilómetros, dieron lugar a la localización de numerosas anomalías, principalmente de minerales secundarios de uranio, productos de alteración de pechblenda.

Estos trabajos dotaron a los equipos de investigación de experiencia suficiente para extrapolar sus investigaciones a otras áreas del territorio nacional como lo fueron los granitos hercínicos sobre los que se centraron todos los esfuerzos investigadores, buscándose desde 1951, principalmente en Salamanca, Zamora y Cáceres mineralizaciones filonianas. Fueron las áreas de Valdemascaño, Villar de Peralonso, San Felices de los Gallegos y Casillas de Flores, en Salamanca, las más prometedoras, normalmente de gran riqueza, pero escasa extensión, donde se llegaron a hacer labores mineras, de

prospección y evaluación, quedando hoy en día algunos pozos que pueden ser reconocidos, aunque en algunos casos hayan sido cegados por motivos de seguridad. Sin embargo, estos granitos no fueron muy productivos y no fue hasta 1957 cuando un equipo de prospección detectó, niveles de radiactividad inusualmente altos en una zona de pizarras recubiertas por un pequeño espesor de terciario. Este hecho llevó al descubrimiento de un yacimiento en Villar de Ciervos (Mina Esperanza). Con este descubrimiento se produce una revolución en los criterios mundiales de prospección de uranio, por primera vez en el mundo se tenía conocimiento de las posibilidades de encontrar concentraciones importantes de uranio sobre pizarras preordovícicas.

Los equipos de prospección se volcaron entonces en la investigación de estas zonas de pizarras en el Macizo Hercínico, localizándose numerosas anomalías. Con ello se determinaron tres importantes áreas de la provincia de Salamanca, empezando en todas ellas labores mineras de mayor o menor importancia, pero tendentes a la investigación, salvo en la Mina Fe (Saelices) donde debido a su importancia estas labores que se iniciaron como una transversal que arrancaba a las orillas de un meandro del río Águeda, dieron lugar a una importante explotación minera.

En la provincia de Salamanca, al descubrirse niveles de radiactividad muy altos que permitieron la identificación de las minas Esperanza en Villar de Ciervos, Fe en Saelices y Caridad en la zona de Alameda de Gardón dieron lugar, en 1972, a la fundación de la Empresa Nacional de Uranio (ENUSA), cuya finalidad era iniciar las explotaciones de los yacimientos encontrados.

Los principales yacimientos de uranio en el oeste de la provincia de Salamanca se presentan en zonas de fractura en pizarras y esquistos del Complejo Esquisto Grauvaquico y granitos que forman parte del basamento paleozoico del Macizo Hespérico. Los yacimientos de Saelices, Alameda del Gardón, Gallegos de Argañán, Carpio de Azaba, Villar de la Yegua y Villar de Peralonso son los más importantes de este tipo de depósitos en el área.

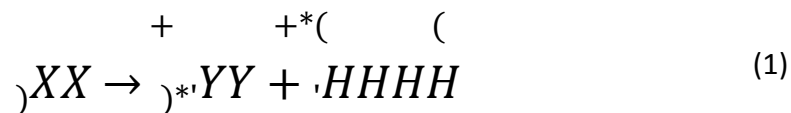
Existe, en general, un claro control tectónico de las mineralizaciones a lo largo de fracturas regionales y zonas de cizalla; a esta fracturación se le ha asignado una edad Alpina, así como a los procesos hidrotermales asociados que causaron la mineralización de uranio. Además, en el oeste de la provincia existen otros yacimientos de uranio de menos importancia que se presentan en forma de filones de cuarzo asociados a granitos hercínicos y que contienen en general pechblenda

( $\text{UO}_2$ ) y/o cofinita [ $\text{SiO}_4\text{U}(\text{OH})_4$ ] (minerales primarios de uranio); los cuales están situados en Casillas de Flores, Ituero de Azaba, Puebla de Azaba, Sobradillo, San Felices de los Gallegos y Bañobarez (SIEMCALSA, 2007).

## 1.2. FUNDAMENTOS DE LA RADIOACTIVIDAD

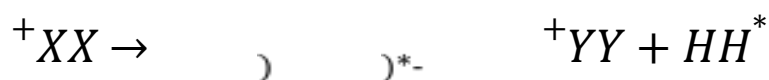
La radioactividad es el proceso por el cual un núcleo atómico pierde energía mediante la emisión de radiación ionizante, que interacciona con la materia y provoca la ionización de los átomos del material. Es un fenómeno espontáneo de desintegración nuclear en el que se produce un cambio en el número de neutrones y protones. En conjunto, el estado energético de un núcleo radioactivo y el tipo de emisión que da lugar, dependen del número de neutrones y protones existentes. Existen, en función del tipo de partícula emitida, tres emisiones radioactivas distintas. Cada una se caracteriza por su masa y su energía. A su vez cada emisor o núcleo radioactivo se caracteriza por una vida media o constante de semidesintegración. Los tipos de emisión que se pueden producir son: radiación alfa, radiación beta y radiación gamma.

En la radiación alfa ( $\alpha$ ) el núcleo emite una partícula alfa o núcleo de helio (Ecuación 1). Se ha representado como un grupo de dos protones y dos neutrones unidos por fuerzas atractivas fuertes. La energía con la que es emitida una partícula alfa es una característica propia del proceso concreto de emisión para cada núcleo radioactivo.



Las partículas alfa son masivas, por lo que pierden la mayor parte de su energía en distancias cortas. Estas se caracterizan por ceder casi toda su energía al atravesar un medio material.

Dentro de la radiación beta ( $\beta$ ) existen dos tipos de desintegraciones: una en la que se emiten electrones y otra en la que se emiten positrones (Ecuaciones 2 y 3). La carga de las partículas, determinan si son electrones o positrones. Los electrones emitidos a gran velocidad por los núcleos se denominan partículas beta. Como una partícula beta no tiene protones ni neutrones, su número másico es cero y su carga -1.





$$+ \nu \nu^* \quad (2)$$

$$+ XX \rightarrow + YY^* + HH' + \nu \nu \quad (3)$$

e+ = Positrón; e- = Electrón;  $\nu$  = Neutrino;  $\bar{\nu}$  = Antineutrino.

La radiación gamma ( $\gamma$ ) es una radiación electromagnética de frecuencia superior a 1020 Hz y longitud de onda menor a 1 nm y se consideran fotones muy energéticos que se emiten a partir de un núcleo a medida que este desprende ener-

gía. Los fotones no poseen masa ni carga eléctrica. Los rayos gamma tienen frecuencias muy altas porque la diferencia entre las energías de un núcleo en su estado fundamental y excitado es muy grande.

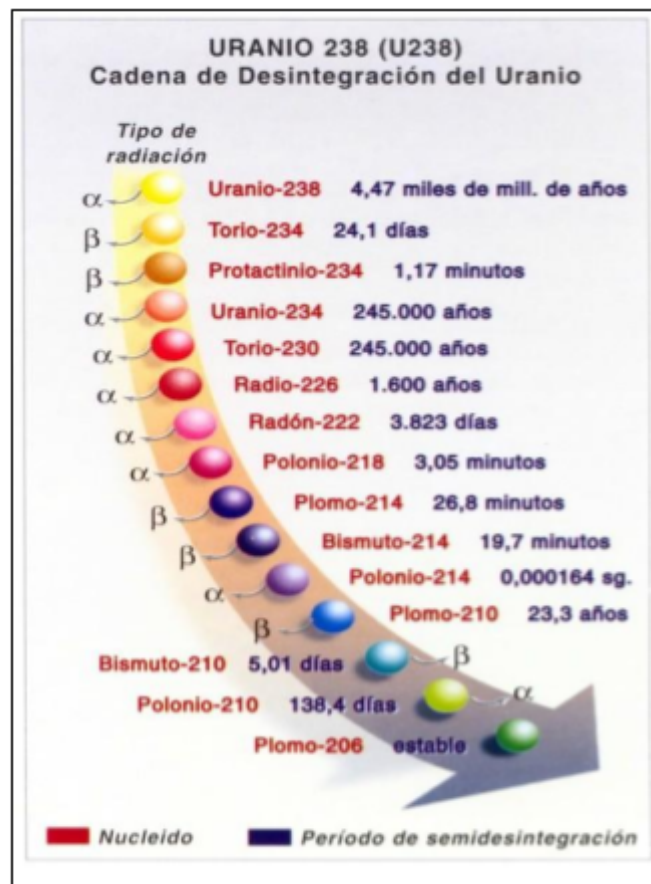
Los elementos pesados pueden producir más radiación alfa, mientras que la radiación beta es más típica de los elementos ligeros. Las radiaciones alfa y beta se ven a menudo acompañadas por radiación gamma porque el desprendimiento de una partícula alfa o beta deja con frecuencia al núcleo final en un nivel excitado, altamente energético. Al reordenarse los nucleones en el interior del núcleo, para alcanzar un estado de energía más baja, se emite un fotón o rayo gamma.

### 1.3. SERIES RADIOACTIVAS O DE DECAIMIENTO

Se denomina serie radioactiva a una cadena de elementos, todos ellos radioactivos que van decayendo el uno en el otro, hasta que dan lugar a un núcleo estable (generalmente plomo). Las series de decaimiento radioactivo tienen lugar debido a la existencia de un progenitor con una vida media larga. En teoría deberían existir cuatro series de desintegración que suelen identificarse por el correspondiente progenitor: (1) Serie del Neptunio (Np). Parte del  $^{237}\text{U}$  (vida media 6,75 días) y que decae mediante emisión beta a  $^{237}\text{Np}$  que es su principal progenitor de vida  $10^7$  años), y que decae mediante emisión alfa a  $^{232}\text{Th}$  que es su principal progenitor de  $10^9$  años).

En la naturaleza únicamente se encuentran los elementos cuyo progenitor principal tenga una vida media comparable a la edad de la Tierra ( $4,5\text{-}10^9$  años) porque de otro modo habría decaído y desaparecido. Esto es lo que ocurre con la serie del Neptunio, por ello no está presente en la naturaleza. El caso de la serie del  $^{235}\text{U}$ , es diferente porque a pesar de estar presente en la naturaleza, es de difícil detección y su importancia cuantitativa es relativa. El uranio tiene 14 isótopos naturales, siendo los más abundantes  $^{238}\text{U}$  (99,28%) y  $^{235}\text{U}$  (0,71%) guardando una relación de actividad entre ambos de 21,7.

Todos estos isótopos son radiactivos, lo que significa que sus núcleos emiten partículas de radiación para tender a una configuración estable. El uranio tiene dos series radiactivas naturales,  $^{238}\text{U}$  y  $^{235}\text{U}$ , acabando ambas en isótopos estables del plomo,  $^{206}\text{Pb}$  y  $^{207}\text{Pb}$ , respectivamente. En la figura 1 se presenta la serie radiactiva natural del  $^{238}\text{U}$  que será la más estudiada en esta memoria.



*Figura 1: Cadena de semidesintegración del uranio.*

Como se ha comentado antes, la principal emisión del  $^{238}\text{U}$  y  $^{235}\text{U}$  es una partícula alfa, que consiste en un núcleo de átomo de helio, esto es, dos protones y dos neutrones por lo que su carga neta es doblemente positiva. Este tipo de partículas toman dos electrones del medio para conseguir la estabilidad por lo que su interacción con el medio tiene poco poder de penetración, pero son muy ionizantes. Por esta razón la incorporación de estos elementos en el ambiente desde el punto de vista de protección radiológica es muy radiotóxica. Por otra parte, la desintegración alfa provoca mucha inestabilidad al núcleo produciéndose rayos gamma. Las partículas alfa tienen una elevada energía, de unos 4 MeV con un alcance máximo de 4 cm.

#### 1.4. ACTIVIDAD Y TIEMPO DE VIDA MEDIA DE LOS ISOTOPOS

La radioactividad es una función del número de átomos y sus probabilidades de desintegración en una unidad de tiempo; la actividad específica de cada isótopo se expresa en las Unidades del Sistema Internacional, como  $\text{Bq g}^{-1}$  o  $\text{MBq kg}^{-1}$ , donde 1 Bq (becquerelio) corresponde a 1 dps (desintegración por segundo). La actividad radioactiva (A) de uno de

los isótopos de uranio  $^{238}\text{U}$  se define como la variación del número de partículas del elemento radioactivo en función del tiempo (Ecuaciones 4 a 6).

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (4)$$

03

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (5)$$

Donde A es la actividad del isótopo de  $^{238}\text{U}$ ;  $N_0$  = Número de partículas en el momento inicial;  $\lambda$  = Constante de semidesintegración del isótopo correspondiente, que se calcula en función de la vida media ( $T$ ). La constante de semidesintegración para determinar la actividad en Bq vendría dada por la expresión:

(6)

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T}$$

>

Donde  $T$  es el periodo de semidesintegración o vida media del isótopo de  $^{238}\text{U}$ . El número de átomos  $N$  se determina mediante el número de Avogadro con la expresión (Ecuación 7):

$$N = \frac{m}{A} N_A \quad (7)$$

AB

Donde  $N_A$  es el número de Avogadro, y  $A$  es el peso atómico del isótopo  $^{238}\text{U}$ .

Por otra parte, el valor de  $T$  tiene que venir expresado en segundos, por lo que el período  $10^7 \text{ Sv y}^{-1}$ . De esta forma se obtienen las actividades específicas de los diferentes  $10^8 \text{ Bq g}^{-1}$ .

En las series radioactivas se tiene una larga cadena de isotopos hijos. Cuando el tiempo de vida media de los progenitores es mayor que el de los isotopos hijos da como resultado la existencia del equilibrio secular o equilibrio radiactivo de las series. Por lo tanto, en un sistema cerrado, la actividad de todos los isótopos de la serie es la misma.

En el entorno natural, debido a las características propias de cada uno de los isótopos y a los procesos de interacción con los materiales del medio, se pueden producir disequilibrios desde la situación base de equilibrio. Este hecho es muy importante para los estudios de movilidad de elementos radioactivos, ya que la existencia de claros disequilibrios entre isótopos de la serie o entre diferentes muestras, indicaría la existencia de procesos de transporte o difusión, que son selectivos para unos elementos químicos determinados.

## 1.5. GEOQUÍMICA DEL URANIO

### 1.5.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL URANIO

El uranio es un elemento químico metálico de color plateado-grisáceo de la serie de los actínidos, su símbolo químico es U y su número atómico es 92. Por ello tiene 92 protones y 92 electrones, con una valencia de 6 o 4. Su núcleo puede contener entre 142 y 146 neutrones, sus isótopos más abundantes son el  $^{238}\text{U}$  que posee 146 neutrones y el  $^{235}\text{U}$  con 143 neutrones. El uranio tiene el mayor peso atómico entre todos los elementos que se encuentran en la naturaleza 238,03. El punto de fusión es 1.132°C (2.070°F), y el punto de ebullición, 3.818°C (6.904°F). Fue descubierto como óxido en 1.789 por M. H. Klaproth que lo llamó así en el honor del planeta Urano que acababa de ser descubierto en 1.781.

El uranio natural es una mezcla de tres isótopos  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{238}\text{U}$ . Los tres son el mismo producto químico, pero tienen propiedades radioactivas diferentes. De cada gramo de uranio natural, el 99,28% de su masa es  $^{238}\text{U}$ , el 0,71%  $^{235}\text{U}$  y el resto  $^{234}\text{U}$ . Salvo raras excepciones, relación  $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$  permanece constante en la corteza terrestre. Es un elemento tóxico y muy peligroso debido a su radiactividad, así como a la propia toxicidad como metal pesado. En la naturaleza no se presenta en su forma elemental, sino que se asocia a otros elementos formando compuestos.

El uranio presenta una distribución muy amplia en la naturaleza. Está presente de forma natural en entornos acuáticos y terrestres (Cowart & Burnett, 1994). Aparece en la mayoría de las rocas en concentraciones de 2-4 mg kg<sup>-1</sup> y es tan común en la corteza terrestre como el estaño y el molibdeno, por ejemplo. Geológicamente, a nivel mundial, las principales fuentes naturales de uranio son los filones hidrotermales y las rocas sedimentarias del período precámbrico.

Algunas rocas tienen valores más altos que el promedio. Las rocas félsicas, como el granito, generalmente contienen más uranio que las rocas máficas, como el basalto y la dunita. El uranio se encuentra en rocas de fosfato y lignito en niveles altos al igual que se puede encontrar en forma de carbonatos orgánicos e inorgánicos.

### 1.5.2. RESERVAS MUNDIALES DE URANIO

Las principales ubicaciones geográficas de minerales que contienen uranio son, Canadá, Rusia, EE.UU. y Australia. Hay zonas como Sudáfrica, Brasil y Níger que contienen grandes cantidades de uranio y que cuentan con reactores con fines de investigación, pero donde nunca se ha usado enriquecido con otra finalidad (Figura 2).

1.5.3. MINERALES DE URANIO

Los minerales de uranio más comunes que pueden encontrarse en yacimientos incluyen la uraninita o pechblenda ( $UO_2$ ) y la cofinita ( $USiO_4$ ), en ambientes reductores, y la carnotita [ $K_2(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$ ], la tyuyamunita [ $Ca(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 5-8H_2O$ ], la autunita [ $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 10-12H_2O$ ] y el uranofano [ $Ca(UO_2)_2(Si_2O_7) \cdot 6H_2O$ ], en zonas oxidadas (Alloway, 1995; Cowart & Burnett, 1994; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Pais & Beton, 1997; Ribera, 1996; Sam & Eriksson, 1995) (Figura 3).



Figura 2: Distribución mundial de uranio (Servicio Geológico Mexicano, 2017).

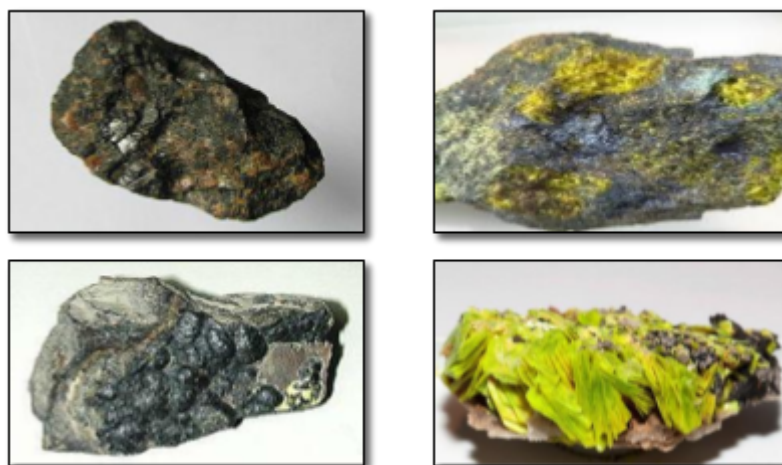


Figura 3: Minerales primarios a) pechblenda ( $UO_2$ ), b) cofinita ( $USiO_4$ ) y secundarios de uranio c) carnotita [ $K_2(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$ ] d) autunita [ $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 10-12H_2O$ ] (SIEMCALSA, 2009).

#### 1.5.4. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DEL URANIO

Los isótopos del uranio  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{238}\text{U}$  tienen las mismas propiedades químicas, formando óxidos con el aire, produciendo tanto  $\text{UO}_2^{2+}$  como  $\text{U}_3\text{O}_8$ . El uranio IV y VI constituyen los estados de oxidación más estables del uranio en el medio

ambiente. El uranio se encuentra en el estado de oxidación tetravalente: U(IV) en condiciones fuertemente reductoras.

El  $\text{UO}_2$  se adsorbe e inmoviliza en el suelo por la formación de hidróxidos, fluoruros hidratados y fosfatos, pero este  $\text{UO}_2$

puede mobilizarse por la disolución oxidativa de las aguas  $^{2+}$ , e hidrólisis superficiales y el agua subterránea pasando a  $\text{UO}_2$

zándose en solución para formar hidroxicomplejos monomoleculares tales como  $\text{U}(\text{OH})_2^{2+}$ . Por otra parte, el U(IV) en las aguas subterráneas reductoras forma complejos con sulfato, cloruro y fosfato, con fluoruro con valores de pH inferiores a 4 y también con ácidos orgánicos húmicos y fúlvicos.

El uranio en medios oxidantes se encuentra en su estado  $^{2+}$ . El ion uranilo es el de oxidación U(VI) como ion uranilo ( $\text{UO}_2$

más estable y soluble lo que determina su movilidad, biodisponibilidad y absorción. En solución acuosa forma complejos

con halógenos y con la mayoría de oxoaniones, tales como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{ClO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ , así como con ácidos

carboxílicos, aumentando su estabilidad en el orden siguiente:  $\text{CO}_3^{2-} > \text{HPO}_4^{2-} > \text{SO}_4^{2-}$ . La formación de complejos de uranilo carbonato se ve favorecida por un pH alto, altas actividades de ion uranilo y altas presiones parciales de  $\text{CO}_2$ . Los

fosfatos de uranilo pueden ser importantes en sistemas con pH de 6 a 9, cuando la ratio de P/C es mayor que 10. Los sulfatos, los complejos de flúor y de cloro son importantes cuando sus concentraciones son altas. Los ácidos orgánicos, que contienen varios grupos funcionales por molécula, también forman complejos fuertes con el uranio.

La alta afinidad del uranio con grupos de oxoaniones, con el grupo silanol y con grupos de ácido carboxílico hace que el uranio se adsorba en los suelos y que U(IV) se retenga con más fuerza que U(VI). Se ha demostrado que la adsorción de uranio es rápida (el 90% tiene lugar en pocas horas), es muy fuerte en el rango de baja concentración y se ve favorecida por un pH alto (Willett & Bond, 1995). La adsorción de uranio por goethita en el rango de pH que va de 4,5 a 6,5 crece

mientras que  $(\text{UO}_2)_2(\text{OH})_5^{5+}$  aumenta y luego decrece debido a la formación de carbonatos. Se observa una tendencia

similar con la hematita, el oxihidróxido férrico amorfo y otros óxidos de hierro, y también con la esmectita mediante

reacciones de coordinación en los como  $\text{PO}_4^{3-}$  pueden formar precipitados

bordes con el aumento del pH. Tanto

$\text{HPO}_4^{2-}$

con  $(\text{UO}_2$

$^{2+})$ . No obstante, la concentración de uranio total en la



solución del suelo puede ser mayor que las actividades

calculadas, debido a hidrólisis y la presencia de ligandos orgánicos e inorgánicos que evitarían la precipitación o la co-precipitación del uranio en fase sólida.

El agua con un alto contenido de carbonato puede aumentar la solubilidad del uranio en aguas naturales, en particular con un pH de 6 a 7 o superior. Se ha sugerido la formación de complejos de uranilo por medio de ácidos fúlvicos para facilitar el transporte de uranio en las aguas subterráneas, aunque la competencia del  $\text{CaCO}_3$  puede disminuir su eficacia (Duff et al., 1997; Elles, 1998; Fellows et al., 1998; Mortvedt, 1994).

Bajo condiciones reductoras, el uranilo se reduce a la forma U(IV), que tiende a precipitar en capas de arcilla, calcita o fosfatos. Los óxidos U(IV) son menos solubles que U(VI) como se muestra en el diagrama de Langmuir de la figura 4.

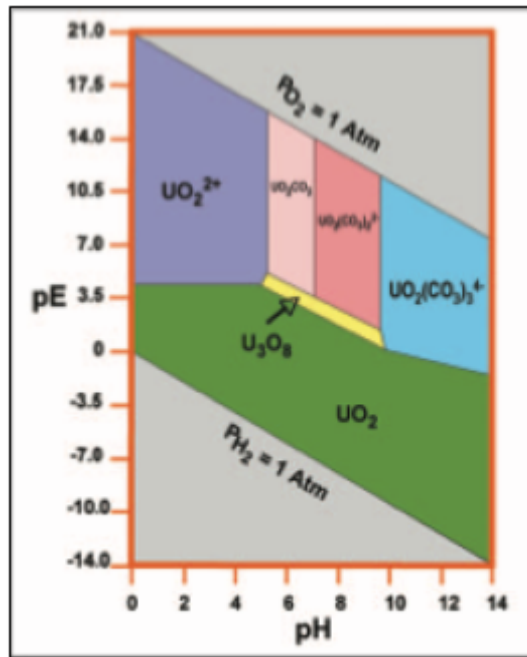


Figura 4: Diagrama de Langmuir solubilidad del uranio (Langmuir, 1978).

El U(VI) puede ser reducido por microorganismos. Se admite que el enriquecimiento del uranio en suelos de gran riqueza orgánica es el resultado del transporte, adsorción o complejación de  $\text{UO}_2^{2+}$  por medio de materiales húmicos y de la complejación de  $\text{UO}_2$

reducción de U(VI) disuelto a U(IV), seguido de la formación de uraninita ( $\text{UO}_2$ ) (Casas et al., 1998; Fellows et al., 1998).

Los radionúclidos pueden aparecer en los suelos como consecuencia de procesos geoquímicos naturales, o como consecuencia de actividades antrópicas de las cuales las más importantes son las actividades mineras e industriales.

#### 1.5.5. FUENTES NATURALES DE URANIO

El origen de los radionúclidos en el ambiente puede deberse a causas naturales, como la exhalación natural de radón en suelos graníticos, principalmente, o la exposición natural de suelos con alto contenido en uranio. (NCRPM, 1987).

El uranio es el más abundante de los actínidos de origen natural. Está presente de forma natural en entornos acuáticos y terrestres (Coward & Burnett, 1994). En la corteza de la tierra varía entre 1 y 4 mg kg<sup>-1</sup>, en las rocas sedimentarias, a decenas o incluso cientos de mg kg<sup>-1</sup>, en yacimientos ricos en fosfato (Langmuir, 1998) o en depósitos de mineral de uranio (Plant et al., 2003).

En los depósitos de mineral de uranio existe en principio un equilibrio entre el <sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U, <sup>232</sup>Th y sus descendientes radiactivos. Sin embargo, estos equilibrios radiactivos se ven alterados por diferentes procesos geoquímicos que se producen en los mismos, que pueden determinarse mediante el uso del <sup>230</sup>Th y <sup>226</sup>Ra al ser emisores alfa de períodos de semidesintegración elevados (77.000 años y 1.600 años respectivamente) (Megumi, 1979). Mediante dichos desequilibrios se puede estimar el comportamiento de los elementos pertenecientes a dichas series y, especialmente, su movilidad, por la trascendencia ambiental de la misma.

El agua es el principal vector de transporte para el uranio. En acuíferos confinados, el uranio se presenta en estado tetravalente, mientras que en aguas superficiales su estado es hexavalente. Los productos solubles de la meteorización de las rocas se transportan a las aguas subterráneas y de estas a los ríos, llegando al océano. El contenido de uranio de las aguas superficiales varía en el rango 0,1-10 mg L<sup>-1</sup> (Figura 5).

Los sedimentos contaminados que subsisten en ambientes cerrados (humedales, estanques, lagos) pueden ser resuspendidos por medio de movimientos de agua y movilización (Duff et al., 1997; Ribera, 1996; Vicky et al., 1996). La alta capacidad de los sedimentos para fijar el uranio cuando se encuentra en estado de oxidación U(IV) se usa para eliminar el uranio disuelto de las aguas residuales de las minas en estanques de tratamiento.



*Figura 5: Fuentes naturales de uranio (SIEMCALSA, 2009).*

### 1.5.6. FUENTES ANTROPOGÉNICAS DE URANIO

Hay principalmente dos tipos de actividades antropogénicas que liberan radionúclidos al ambiente. La primera son las explotaciones de rocas de fosfato para la elaboración de fertilizantes (Nanlon, 1994), que pueden producir un aumento de la actividad específica del  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en aquellos suelos donde su uso intensivo favorece la absorción por la raíz de los vegetales (Sam et al., 1999). La segunda, y más importante, es la explotación minera de yacimientos ricos en óxidos de uranio. La extracción de mineral de uranio y su posterior molienda generan cantidades considerables de residuos radiactivos que degradan el ambiente y amenazan la biota de los ecosistemas. La disposición inadecuada de estos desechos ricos en radionúclidos ha llevado a producir efectos indeseables en el medio natural, sometidos a la dispersión en el suelo por escorrentías y a través del aire por efecto del viento (Dupré et al., 2008).

La contaminación antropogénica con uranio, debida a la extracción y molienda, contribuye de manera importante a la degradación del medio ambiente (Dupré et al., 2008). Los desechos radiactivos producidos por la actividad minera del uranio contienen una serie de elementos radiactivos de larga vida como son los isótopos de uranio, radio y torio (Chen et al., 2005) y pueden estar implicados en el origen potencial de la migración de radionúclidos al ambiente (Markose et al., 1993). Los niveles más elevados de estos elementos se pueden asociar a los residuos derivados de la explotación minera y la extracción de uranio, al procesamiento de fosfatos, a la extracción, transporte y almacenamiento de gas (que contiene principalmente  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{210}\text{Po}$ ), a las cenizas procedentes de la combustión del carbón y a los residuos de las industrias de fundición de minerales (Figura 6).



*Figura 6: Fuentes de radiación artificiales (SIEMCALSA, 2009).*

Después de la explotación de los minerales, las minas de uranio entran en una etapa de inactividad hasta su restauración. Durante esta fase, grandes cantidades de materiales, más o menos ricos en radionúclidos, dejan de estar confina-

dos y se favorece su dispersión, por las precipitaciones o la acción eólica, en el medio ambiente (Vera et al., 2002). Para conocer el impacto de los radionúclidos depositados en la superficie del suelo es necesario comprender las vías por las que se distribuye en el ambiente (Bunzl, 2002). Asimismo, es importante estudiar la incorporación de radionúclidos en los vegetales para conocer los riesgos sobre el ecosistema y la salud humana (Singh et al., 2005).

La presencia de radionúclidos en el ambiente es un factor de riesgo para los seres humanos, debido a la posibilidad de que se incorporen a las cadenas tróficas y sean asimilados por el hombre a través de los alimentos. Esta es la fuente de exposición más probable para los elementos radiactivos (Gasó et al., 2000; Repin et al., 1998).

## 1.6. URANIO EN EL MEDIO AMBIENTE

Las áreas con alta radiactividad natural o zonas contaminadas ofrecen una buena oportunidad de examinar las consecuencias de una exposición prolongada a las radiaciones ionizantes (Penna-Franca et al., 1970). Estas áreas representan excelentes laboratorios naturales para estudios ambientales del comportamiento de radionúclidos naturales en condiciones estáticas (Galvão et al., 1988). Es de gran interés conocer los niveles de concentración de radionúclidos en el ambiente, así como su distribución y movilidad, de los isótopos, con reconocida toxicidad.

Los niveles de radiación terrestre alrededor del mundo difieren de un lugar a otro al variar la concentración de los materiales radiactivos en la corteza. Estudios llevados a cabo en EE.UU., Francia, Italia, Japón y Alemania han revelado que aproximadamente el 95% de la población vive en áreas donde la dosis media oscila entre 0,3 y 0,6 mSv  $y^{-1}$  (NCRPM, 1991). La mayor parte de la radiación que recibe la población del mundo proviene de fuentes naturales. La exposición a ellas es inevitable, sin embargo, esta radiación de fondo puede variar en determinadas regiones del planeta, siendo mayor en aquellas áreas con suelos ricos en uranio. También, el empleo de determinados materiales de construcción en las viviendas, el uso del carbón o incluso los viajes en avión aumentan la exposición a la radiación natural.

Otro aspecto a considerar es la influencia de las propiedades de los suelos en el comportamiento de los elementos radiactivos de las escombreras de minas abandonadas a la hora de llevar a cabo su rehabilitación. Las consecuencias de no rehabilitar son la dispersión por el viento y el polvo con alto contenido radiactivo, por erosión o por ruptura de las posibles barreras de contención, siendo la acción del agua el principal factor de dicha dispersión en minas abandonadas (Strachan & Goodwin, 2015). Esta dispersión provoca el aumento significativo de la tasa de dosis anual efectiva en dichas áreas (Quindos et al., 2004) y como consecuencia una mayor incidencia de distintos tipos de cáncer (Linsalata, 1994b; Tas-

kin et al., 2009). Por otra parte, la inmovilización de los radionúclidos en la capa superficial del suelo supone un problema medioambiental para la salud humana ya que son fácilmente integrados en la cadena alimenticia (Cazzola et al., 2004).

En este sentido también debemos tener en cuenta que los radionúclidos procedentes de la serie radiactiva del  $^{238}\text{U}$  son más peligrosos incluso que el  $^{238}\text{U}$ . El  $^{226}\text{Ra}$  es considerado como el más peligroso por: i) su comportamiento químico es igual al del  $\text{Ca}^{2+}$ , ii) sus descendientes de vida corta,  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$ , suponen un 96% de la dosis externa de radiación gamma y iii) el  $^{214}\text{Po}$  y  $^{218}\text{Po}$ , descendientes de vida corta de  $^{222}\text{Rn}$ , parecen ser los causantes directos de casos de cáncer de pulmón y riñón a partir de concentraciones superiores a  $200 \text{ Bq m}^{-3}$ . Asimismo, el  $^{210}\text{Pb}$ , también descendiente radiactivo de  $^{238}\text{U}$ , supone un riesgo por el incremento de  $^{210}\text{Pb}$  no soportado que decae en  $^{210}\text{Po}$ , que es un emisor alfa puro con una alta radiotoxicidad.

### 1.6.1. URANIO EN SUELOS

La contaminación del suelo se produce por la introducción o por la elevación a un nivel inusual de un elemento extraño, que, por sí mismo o por sus efectos sobre los restantes componentes, genera un efecto nocivo para los organismos del suelo, sus consumidores o es susceptible de transmitirse a otros sistemas. Los suelos tienen una capacidad propia de inmovilización de metales (absorción, precipitación) que es una aptitud amortiguadora de la contaminación. Una forma de definir que un suelo está contaminado es la siguiente: "cuando el suelo agota su capacidad amortiguadora (inmovilización) de un determinado metal". De aquí surge el concepto de umbral de toxicidad química que sería el límite de amortiguación del suelo para un determinado metal, en este caso el uranio. Pero este elemento presenta, además, otro riesgo potencial que no ha sido amortiguado químicamente por el suelo y su alta radiactividad.

El estudio de la concentración de actividad de distintos radionúclidos en el suelo sirve de base para cuantificar la absorción efectuada por distintas especies vegetales. Algunos autores (Greeman et al., 1999) afirman que es primordial comprender el comportamiento de los radionúclidos en el suelo para profundizar en los estudios de incorporación en masas vegetales. En este sentido Mortvedt (1994) afirma que es necesario llevar a cabo estudios sobre la química del suelo y las relaciones planta-suelo con uranio, torio y radio. En general, las investigaciones que se llevan a cabo están más centradas en el estudio de suelos naturales, donde los radionúclidos presentes provienen de procesos geológicos naturales o son producto de la contaminación causada por las explotaciones mineras de uranio.

El promedio mundial de la serie del  $^{238}\text{U}$  en la tierra es de  $32 \text{ Bq kg}^{-1}$ . La concentración de actividad del uranio en los

principales compartimentos del medio ambiente (aire, plantas, animales, aguas superficiales y sedimentos, aguas subterráneas) está relacionada con la del suelo, que a su vez está relacionada con las formaciones geológicas subyacentes. En general, los suelos en cuencas sedimentarias y en formaciones de calizas tienen menos uranio que los macizos con rocas graníticas. En un nivel más local, las condiciones geológicas específicas también pueden llevar a niveles inusuales de uranio, en ríos y aguas subterráneas.

En Europa, la concentración media de uranio en el suelo se estima en aproximadamente  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ , con un rango de variación de menos de  $0,1$  a más de  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  (De Vos & Tarvainen, 2006). Las concentraciones más altas en Francia se encuentran sobre alteraciones hidrotermales del Macizo Central, en cúpulas de granito, filones o en esquistos negros. Le Roux (2007) propuso un promedio general incluyendo todas las regiones, lugares y tipos de suelo de  $40 \text{ Bq kg}^{-1}$  (aproximadamente  $3 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

La contaminación antropogénica de uranio en los suelos es causada por los diferentes procesos de extracción, uso y eliminación de productos o subproductos que contienen uranio. Aunque el uranio disminuye en las escombreras de las minas, el contenido de uranio puede ser de 10 a 100 veces mayor que en los suelos naturales. En algunas regiones como en el Valle de San Joaquín (EE.UU.), el riego con agua que contenía uranio provocó la contaminación de los suelos agrícolas, es decir aumentaron los niveles de uranio en los horizontes superiores de los suelos (Duff et al., 1997).

El uso de fertilizantes de fósforo es también una posible fuente de enriquecimiento de uranio en los suelos. El promedio de concentración de uranio en tales fertilizantes es 100 veces mayor que la de los suelos no tratados y depende principalmente del origen de los fosfatos (Heiland, 1986; Karhunen & Vermeulen, 2000).

Una proporción significativa, cercana al 75% de la concentración de uranio y torio en los suelos, proviene de las fases edáficas (materia orgánica, arcillas y óxidos de hierro). La formación del suelo involucra liberación de radionúclidos de la fuente primaria e implica movilidad de estos (Gueniot et al., 1988; Hansen & Stout, 1968, 1970; Lawson et al., 1986; Megumi, 1979).

Los radionúclidos presentes en el suelo muestran un comportamiento particular dependiendo de las propiedades intrínsecas de estos y de los factores ambientales presentes. Hay que tener en cuenta que la concentración total de un elemento de interés presente en el suelo difiere de su concentración en la solución acuosa del poro, pudiendo este último factor determinar su biodisponibilidad a corto plazo para la masa vegetal (Sweeck, 1996).

La materia orgánica y los minerales arcillosos proporcionan lugares de intercambio catiónico en los suelos y aumentan la adsorción de uranio. La EPA (1999) llegó a la conclusión de que la adsorción de uranio en minerales arcillosos es compleja e implica múltiples puntos de unión, incluidos puntos de intercambio y de coordinación. Se cree que la influencia de la materia orgánica en la movilidad del uranio implica: i) una disminución a través de la adsorción por intercambio catiónico y ii) un aumento por la formación de complejos orgánicos y coloides solubles.

Existen evidencias de que, en ausencia de carbonatos, la presencia de óxidos/hidróxidos de hierro es importante en la adsorción de uranio que viene asociada a las superficies con carga negativa de los sesquióxidos, o acaba incorporándose estructuralmente en óxidos de hierro que recubren partículas del suelo como resultado de ciclos de disolución-precipitación (Duff et al., 2002). En general, se ha determinado que las concentraciones máximas de uranio en la solución del suelo se han observado con pH alcalino, alta capacidad de intercambio de cationes, elevado contenido de materia orgánica, de arcilla, hierro amorfo y niveles de fosfato.

Asimismo, el tipo de suelo tiene una influencia significativa en la movilidad del uranio como es el caso de los suelos ácidos, en los cuales la movilidad del uranio se reduce por la presencia de óxidos de hierro y manganeso (Allard et al., 1981). La inmovilización del uranio también está ligada a la materia orgánica del suelo, siendo la posible especie contribuyente un complejo de organofosfato/silicato (Bruggeman et al., 2012). La materia orgánica incrementa las propiedades de retención del suelo, siendo mayor cuando está adherida a las partículas minerales del suelo (Bednar et al., 2007). Por el contra-

rio, los complejos orgánicos incrementan la movilidad del uranio en los suelos, ya que el  $UO_2^{2+}$  tiene una gran tendencia

a formar complejos con ácidos fúlvicos y húmicos (Regenspurg et al., 2010) debido a la presencia de grupos carboxílico, hidroxilo y fenólico (Gavrilescu et al., 2009). El uranio puede quedar retenido por los minerales de la arcilla debido a los procesos de intercambio catiónico en lugares de carga fija ubicados en el plano basal a un pH ácido o por adsorción en lugares de superficie anfóteros, ubicados en los bordes de los cristales de arcilla (Chisholm-Brause et al., 2001).

Por otra parte, los microorganismos del suelo desempeñan un papel importante en la inmovilización del uranio debido a que degradan los compuestos orgánicos solubles del uranio (Berthelin & Munier-Lamy, 1983). Los microorganismos necesitan aceptores de electrones como el  $Fe^{3+}$  que en condiciones anaeróbicas hace que aumente la movilidad (Kalinowski et al., 2004). Asimismo, existen microorganismos anaeróbicos capaces de reducir el U(VI) en sedimentos y biomasa (Abdelouas et al., 2000). Por otro lado, las bacterias como la *Tiobacillus ferrooxidans* en condiciones oxidantes catalizan la formación de iones férricos que experimentan hidrólisis generando más acidez (Al-Hashimi et al., 1996).



La movilidad del uranio en el suelo aumenta en condiciones aeróbicas al formar compuestos complejos con materia orgánica, carbonatos, fosfatos y sulfatos. Estos compuestos, que son más o menos solubles, y los oxihidróxidos de hierro son los que determinan en su mayor parte la movilidad del uranio en el suelo. Estos fenómenos contribuyen a la existencia de áreas de acumulación en horizontes con un elevado contenido en materia orgánica, en arcilla y FeO(OH). Sin embargo, en un ambiente reductor (por ejemplo, en un suelo gleyzado o en contacto con un nivel freático), el uranio tiene valencia IV y, por lo tanto, una tendencia a precipitar como  $UO_2$  (Figura 7). El  $UO_2$  sólido se forma en condiciones fuertemente reductoras y se adsorbe e inmoviliza en el suelo por la formación de hidróxidos, fluoruros hidratados y fosfatos, pero este  $UO_2$  puede movilizarse por la disolución oxidativa de las aguas superficiales y el agua subterránea pasando a  $UO_2^{2+}$ . El  $UO_2^{2+}$  al ser soluble en agua, su movilidad es más elevada, formando complejos carbonatados

$[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$  y  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$  en un rango de pH de neutro a alcalino suele permanecer adsorbido. Sin embargo, el ion  $UO_2^{2+}$

do sobre oxihidróxidos de hierro que son componentes mayoritarios en las escombreras de las minas estudiadas siendo estas reacciones muy dependientes del pH (Morrison et al., 1995). Otra forma de adsorción del uranio es a través de la formación de fosfatos de uranio por la alteración supergénica de los óxidos de U(IV) (Ohnuki et al., 2004). La precipitación del U(VI) con fosfatos o mediante la interacción de complejos fosfatados del ion uranilo con el óxido de hierro hace que el uranio quede inmovilizado.

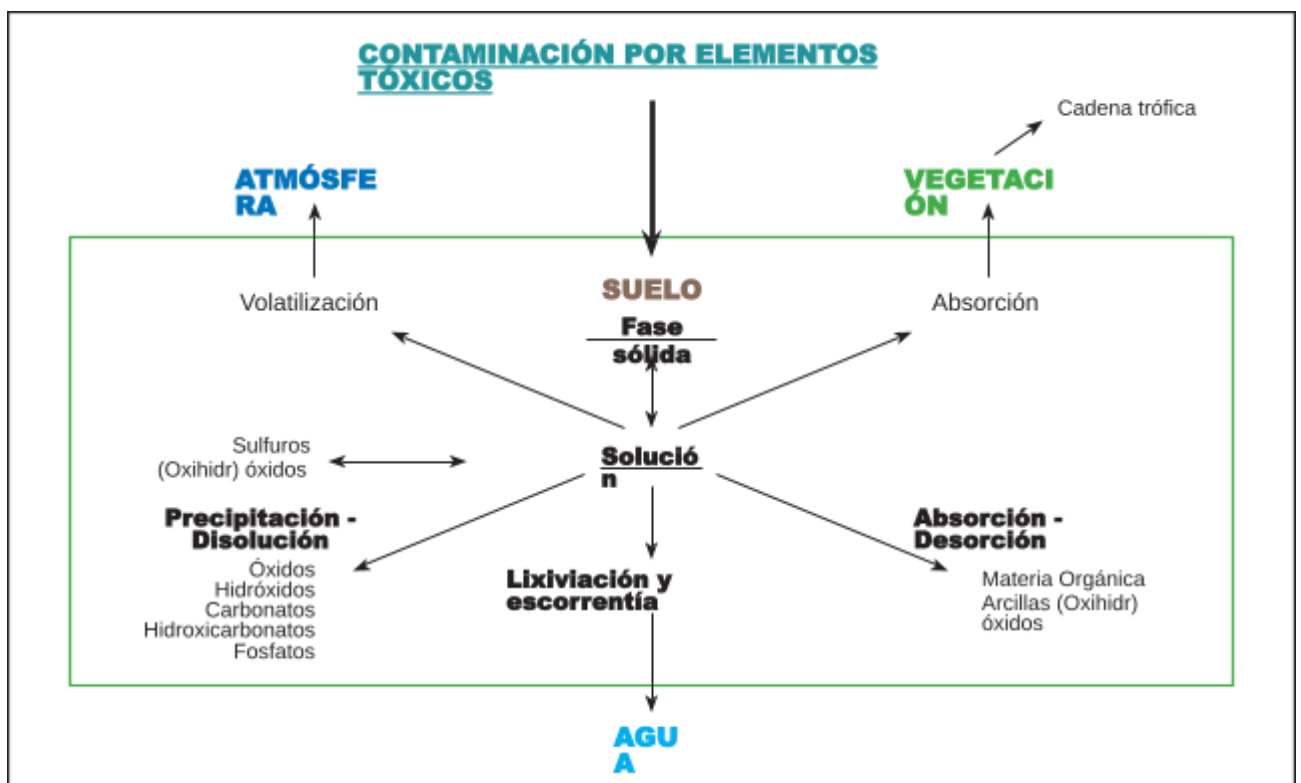


Figura 7: Esquema del comportamiento de los metales en el suelo (Alloway, 1995).

Durante el proceso de meteorización, el uranio puede lixiviarse o acumularse en algunos horizontes del perfil del suelo. En ambientes tropicales, el uranio se retiene en los suelos rojos (en el horizonte B), porque tiene una gran afinidad por los oxihidróxidos de hierro (Xu et al., 1993; Yoshida et al., 1998). También se han descrito altos contenidos de uranio en suelos muy ricos en materia orgánica (Higgo et al., 1996; Fellows et al., 1998), en este caso el uranio se acumula en el horizonte A del suelo.

Respecto a la influencia de las propiedades del suelo en el comportamiento del radio y del torio cabe señalar que la inmovilización del radio en el suelo se debe a procesos de adsorción y coprecipitación. La coprecipitación se produce con oxihidróxidos de Fe, Mn y también en la sílice amorfa (Cambell et al., 2014). Los procesos de adsorción se producen también cuando existe presencia de yeso y baritina (Tuovinen et al., 2016). La materia orgánica y los minerales de la arcilla son aún dos factores prioritarios para que el radio quede inmovilizado en el suelo (Nathwani & Phillips, 1979), siendo la materia orgánica 10 veces más adsorbente que los minerales de la arcilla (Greeman et al., 1999, Vandenhove

& Van Hees, 2007). Por otra parte, el torio es muy insoluble y se encuentra como  $\text{ThO}_2$  y  $\text{Th}(\text{OH})_4$  en condiciones ácidas o básicas, respectivamente, siendo soluble a pH muy ácido (Lottermoser & Ashley, 2005).

El radio migra como un catión que compite con otros cationes alcalinotérreos por los lugares de absorción en el suelo. La afinidad relativa del radio con otros elementos para el intercambio iónico en minerales de arcilla es la siguiente:  $\text{Ra}^{2+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$  (EPA, 2004). Estos estudios muestran que el radio se adsorbe fácilmente por las arcillas y los óxidos de Fe presentes en los suelos, a pH 7 o superior. Existen pocos estudios que muestren la adsorción de radio por la materia orgánica, pero algunos sugieren que el radio puede ser fuertemente adsorbido por la misma (EPA, 2004).

En los suelos la razón de actividad (AR) de  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  está dentro del  $\pm 10\%$  de la unidad para la mayoría de los casos, lo que implica un pequeño fraccionamiento de uranio y radio al considerar todo el perfil del suelo. Sin embargo, el  $^{226}\text{Ra}$  excede en gran medida la actividad del  $^{238}\text{U}$  en los horizontes superficiales (AR hasta 1,8); en vegetación (AR hasta 65); en la materia orgánica (AR hasta 30) y en algunos oxihidróxidos de hierro (AR hasta 3,5) (EPA 1999).

Los datos de adsorción muestran que el plomo tienen una gran afinidad por los suelos. Los estudios de adsorción del plomo en suelos indican que esta guarda una estrecha relación con el pH y la capacidad de intercambio de cationes de los suelos. Las propiedades que afectan a la capacidad de cambio de cationes (tales como el contenido de materia orgánica y el contenido de arcilla) tienen mayores efectos sobre la adsorción de plomo que el pH del suelo (EPA, 1999). Los

datos experimentales muestran que únicamente los iones de hidrógeno y los iones de aluminio no hidrolizados pueden desplazar el plomo de los sitios de intercambio en los minerales de arcilla.

### 1.6.2. URANIO EN EL AIRE, EN LOS SEDIMENTOS Y EN LAS AGUAS SUPERFICIALES

La Comisión Científica de las Naciones Unidas sobre los Efectos de la Radiación Atómica evalúa la radioactividad en el aire y observa datos de alrededor de  $1 \mu\text{Bq m}^{-3}$  (UNSCEAR, 2000) en zonas fuera de la influencia de instalaciones nucleares, como por ejemplo es el caso de Polonia ( $1$  a  $18 \mu\text{Bq m}^{-3}$  o  $0,08$  a  $1,5 \text{ ng m}^{-3}$ ) y en los EE.UU., ( $0,9$  a  $5 \mu\text{Bq m}^{-3}$  o  $0,07$  a  $0,4 \text{ ng m}^{-3}$ ).

En este sentido debemos tener en cuenta que a partir del decaimiento del  $^{238}\text{U}$  se produce también el gas noble  $^{222}\text{Rn}$  que se difunde a la atmósfera y ha sido considerado considerado como un factor cancerígeno a partir de  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  (OMS, 2011).

En Europa, la concentración media de uranio en los sedimentos se estima aproximadamente en  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ , con un rango de variación de menos de  $1$  a más de  $90 \text{ mg kg}^{-1}$  (De Vos & Tarvainen, 2006). En los sedimentos de los ríos en torno al Macizo Central Francés se han observado altas concentraciones de uranio que pueden alcanzar los  $59 \text{ mg kg}^{-1}$ .

En Europa, el fondo geoquímico promedio del agua superficial es del orden de  $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$  y se estima que el rango es de  $0,5$ - $0,44 \mu\text{g L}^{-1}$  en el mundo (De Vos & Tarvainen, 2006). Según Charrin et al., (2001) la concentración de uranio en el agua de río a nivel mundial tiene un promedio de  $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$  y un valor máximo de  $0,44 \mu\text{g L}^{-1}$ . En Francia, se estima que el fondo de uranio en el agua del río es de  $0,44 \mu\text{g L}^{-1}$ , en cuencas sedimentarias, y variando de  $0,15$  a  $0,44 \mu\text{g L}^{-1}$  en áreas de rocas hercínicas y en zonas alpinas (Salpeteur & Jean-Marine, 2010).

La concentración de actividad del  $^{238}\text{U}$  corrobora estos rangos de variación en Francia, ya que se estima que oscila entre  $0,01$  y  $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$  (aproximadamente de  $1$  a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Se suele encontrar una radioactividad más alta en el agua potable en algunos lugares de Francia, generalmente cuando procede de fuentes subterráneas. Así, el 95% de las muestras de suministro de agua analizadas entre, los años 2005 y 2007 tienen una concentración de  $^{238}\text{U}$  menor a  $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$ , un 2,5% están entre  $0,1$  y  $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$  y un 1% excede este valor, con un máximo de  $1,5 \text{ Bq L}^{-1}$  (Carvalho et al., 2007).

### 1.6.3. URANIO EN LAS PLANTAS

La transferencia de radionúclidos desde el suelo a la planta está influenciada por variables ambientales abióticas y bióticas (Sam & Eriksson, 1995). Las más importantes son el tipo de suelo, capacidad de intercambio iónico, contenido

de humedad, pH, materia orgánica y temperatura del suelo, composición y concentración de la solución del suelo, y especiación del soluto. Además la incorporación de los radionúclidos depende de factores bióticos como son la especie vegetal, tipo de sistema radicular y fase de desarrollo (Bettencourt et al., 1988; Coughtrey & Thorne, 1983; Ibrahim & Whicker, 1990).

La cuantificación de los radionúclidos incorporados por los vegetales y la distribución de los mismos en los distintos órganos se puede efectuar mediante el análisis de cuatro indicadores: Factor de Transferencia (FT); Factor de Bioacumulación (FB); Factor de Distribución (FD) y Factor de Translocación (FTL). El FT (Ecuación 8) es una forma de cuantificar la disponibilidad en el suelo de radionúclidos incorporados por la planta mediante la relación entre la concentración de actividad de la planta ( $C_p$ ), expresado en  $Bq\ kg^{-1}$  peso seco; y la concentración de actividad total del suelo ( $C_s$ ), en  $Bq\ kg^{-1}$

peso seco (Carvalho et al., 2007).

$$FT = \frac{C_p}{C_s} \quad (8)$$

IK

El factor de transferencia (FT), se ha utilizado como una medida para estimar el riesgo para la salud. Se han evidenciado grandes variaciones en el FT incluso para las mismas especies de plantas (Duquène et al., 2009; Vandenhove et al., 2009). Por ejemplo, para césped, el FT del  $^{238}U$  tiene un rango de más de 4 órdenes de magnitud, el  $^{230}Th$  y el  $^{226}Ra$  de 3 órdenes de magnitud (Vandenhove et al., 2009). La razón de estas variaciones se debe principalmente a la dependencia del FT de las propiedades del suelo. Por lo tanto, se considera interesante realizar estudios para determinar los factores de transferencia de suelo a planta teniendo en cuenta los diferentes tipos de suelos que se pueden encontrar en los yacimientos mineros.

Aunque algunos autores han sugerido que el uranio se une fuertemente a las paredes celulares de las raíces (Sheppard & Evenden, 1988), pocos han considerado los mecanismos que emplean las plantas para excluir o acumular metales dentro de las estrategias de tolerancia del suelo y la planta. Viehweger & Geipel (2010) consideraron la relación entre la deficiencia de hierro y la absorción de uranio y la tolerancia en especies de plantas nativas que crecen en un yacimiento de uranio. Estos autores manifestaron que el U(VI) se reducía a U(IV) en la superficie de la raíz, pero no pudieron discernir si esto ha sido causado por la actividad de la reductasa de la planta o por los microorganismos del suelo.

Existe una amplia variación entre las especies de plantas y su capacidad de absorber uranio de los suelos a través de las raíces o su translocación dentro de la planta (Gulati et al., 1980; Blanco et al., 2009; Vandenhove et al., 2009). El potencial

de algunas plantas terrestres y acuáticas para acumular uranio ha sido analizado en varios estudios, tanto de campo como en laboratorio, para su posible uso en la biomonitorización de uranio (Steubing et al., 1993), para la fitorremediación de aguas contaminadas con uranio (Sethy et al., 2011; Soudek et al., 2011) y de suelos o residuos sólidos contaminados (Li et al., 2011; Soudek et al., 2011). Se sabe muy poco sobre los mecanismos responsables de la absorción del uranio en plantas. Se ha propuesto que la distribución de uranio en las mismas seguía un patrón similar al calcio con una acumulación mayor en las hojas más viejas que en las más jóvenes (Mortvedt, 1994).

Vidal et al., (1998) han propuesto  $0,04 \text{ mg kg}^{-1}$  como valor típico para el uranio acumulado en la planta, con un máximo de  $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ; sin embargo, Pais & Beton Jones (1997) propusieron  $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ .

La fitorremediación de suelos con niveles altos de uranio se ha llevado a cabo en varios estudios recientes (Ebbs et al., 1998; Blanco et al., 2009). Stojanovic et al., (2012) describieron los test en los que utilizaron sauce y girasol para mostrar una mayor acumulación cuando se aplicaba ácido cítrico al suelo. Se sabe que las raíces de las plantas usan exudados de ácidos orgánicos para aumentar la concentración de iones en la solución del suelo. Stojanovic et al., (2012) indicaron que el ácido cítrico aumentó la transferencia por un factor de 22.

Existen grandes diferencias de contenido de uranio entre los órganos de la misma planta. En general, se admite el siguiente orden de concentraciones: raíces>hojas> frutos>granos. En cualquier caso, el contenido de uranio en los órganos de la planta aumenta con el contenido en suelos o aguas (Morishima et al., 1977; Singh, 1997).

El catión uranilo ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) es la forma de uranio que más se acumula en las raíces de las plantas, y Ebbs et al., (1998)

mostraron que los ácidos orgánicos débiles mejoraban la absorción de dicho catión por la raíz. Algunos estudios han demostrado que la presencia de fosfatos reduce la absorción y la translocación desde la raíz por un factor de 25, pero, por el contrario, otros estudios no han mostrado ningún efecto (Enamorado et al., 2009; Vandenhove et al., 2009). Una característica de éste y otros estudios es el uso de códigos geoquímicos de especiación para interpretar resultados y ayudar con el diseño experimental, aunque Duquène et al., (2009) son prudentes acerca de su aplicación como predictores de absorción de las plantas. De hecho la influencia de la especiación del uranio sobre su absorción por las plantas

fue considerada por Duquène et al., (2009) quienes observaron que el ( $\text{UO}_2^{2+}$ ), los complejos de carbonato de uranilo

y el  $\text{UO}_2\text{PO}_4^{4-}$  parecían ser las especies de uranio que eran absorbidas por las raíces y transferidas a los brotes de una manera preferente.

El IAEA (2010) proporciona una amplia recopilación de la concentración de uranio en diferentes tipos de plantas, para diversas partes de plantas comestibles y en diferentes tipos de suelos. Estos datos fueron también considerados y utilizados por Vandenhove et al., (2009) para analizar las diferencias entre los grupos de cultivos. El forraje y el pasto tuvieron los valores más altos de FT ( $2,3E^{-2}$  a  $6,5E^{-2}$ ), mientras que leguminosas, tubérculos y cereales presentan los valores más bajos ( $2,2E^{-3}$  a  $6,5E^{-3}$ ). Es decir, había un orden de diferencia de magnitud entre los grupos de cultivos. Los autores concluyeron que las condiciones experimentales, el clima, la naturaleza de la contaminación y las características del suelo (como el pH, la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica, arcilla y los oxihidróxidos de hierro) no afectaban a los factores de transferencia.

Algunos estudios indican que los FT de uranio disminuyen en los suelos siguiendo el orden arenosos, limosos y arcillosos (Mortvedt, 1994; Sheppard & Evenden, 1988) y esto también se observa en el conjunto de datos del IAEA. Hay pocos datos para suelos ricos en materia orgánica, pero estos sugieren que la absorción aumenta en estos tipos de suelos, lo que contradice algunos estudios previos (Mortvedt, 1994; Sheppard et al., 1989; Sheppard & Evenden, 1988). El análisis de los efectos del tipo de suelo frente a diferentes grupos de cultivos mostró que existen pocas diferencias significativas entre ellos (verduras, tubérculos y girasoles).

Un estudio de Laroche et al., (2005) utilizó plantas de tomate que crecían en un terreno contaminado encontrando que los mayores órganos implicados en la transferencia fueron las raíces, seguido de tallos y frutos. En el caso del centeno, el contenido de uranio en la raíz fue sustancialmente mayor que el de las hojas (Shtangeeva, 2010) y lo mismo se observó para el trigo (Pulhani et al., 2005; Shtangeeva, 2010) y para otros tipos de plantas como guisantes, brásicas, maíz, pasto y trébol (Chen et al., 2005).

La absorción de las raíces depende de los mismos parámetros que afectan la movilidad del uranio en el suelo, es decir, la cantidad de materia orgánica que contienen y la presencia de fosfatos, sulfatos y carbonatos. Varios estudios han demostrado un efecto de competencia en la transferencia suelo-planta de iones calcio y magnesio (Vandenhove et al., 2005). El fenómeno se vuelve más pronunciado a medida que aumenta el pH.

La relación de la absorción de radio por las plantas con la de otros alcalinotérreos ha sido también estudiada (Tagami & Uchida, 2009). A menudo hay conclusiones contradictorias para diferentes cultivos y diferentes condiciones experimentales. Sin embargo, parece haber un cierto consenso de que el comportamiento del radio en el sistema suelo-planta es

más cercano al del bario que al de los otros elementos alcalinotérreos (Vandenhove et al., 2005).

La linealidad de la relación entre las concentraciones de radio en las plantas y las de los suelos ha sido también estudiada por varios autores. Ibrahim & Whicker (1990) indicaron una dependencia de la ratio de concentración entre la planta y el suelo hasta llegar a un punto en el cual los valores eran constantes indicando un posible efecto de saturación (plateau). Sin embargo, Blanco et al., (2002) y Tracy & Meyerhof (1993) consideraron el supuesto de linealidad, válido para el radio, contrariamente a los trabajos de Bettencourt et al., (1988) y Markose et al., (1993) que demostraron la existencia de una estrecha correlación entre el radio biodisponible en el suelo (extraído con acetato de amonio) y el contenido de la planta.

Vandenhove et al., (2010) mostró que la variación para cultivos específicos puede explicarse a partir de la materia orgánica o el pH, encontrando una dependencia negativa de FT del radio con el contenido de materia orgánica para leguminosas, forraje de leguminosas y pastos naturales y también una dependencia negativa de FT con el pH para forraje de leguminosas y pastos.

Pulhani et al., (2005) mostraron también que la concentración más baja de radio en el trigo estaba en el grano, en tanto que la mayor actividad se acumula en la raíz. Un estudio de árboles mediterráneos realizado por Blanco et al., (2010) mostró que la transferencia de radio al fruto siempre fue menor que a las hojas, y en una de las especies de plantas estudiadas las hojas más viejas tenían concentraciones más altas que las más jóvenes (*Eucalyptus cameldulensis* L.). La baja transferencia de radio a grano también fue mostrada por Gerzabek et al., (1998), quienes encontraron que el FT para la paja de trigo era un orden de magnitud más grande que para el grano. Se ha observado que el transporte de radio debe de estar en el xilema, por lo tanto, los órganos de almacenamiento de plantas, predominantemente suministrados por el floema, deben de tener menor contenido de radio.

Hay estudios que confirman la afinidad de la vegetación por determinados radionúclidos como el radio (Taskayev et al., 1997). Sin embargo, en las raíces muestra una tendencia a formar compuestos químicos de baja movilidad (Taskayev et al., 1997). El radio es más móvil que el plomo en el suelo (Ibrahim & Whicker, 1990) y se disuelve fácilmente, pudiendo ser absorbido por las raíces de las plantas y acumulado en las raíces y los brotes (Soudek et al., 2007). El radio es químicamente análogo a un elemento esencial como el calcio y se considera que participa en procesos fisiológicos similares en las plantas (Gerzabek et al., 1998).

La comprensión del transporte de uranio y sus productos de desintegración en un sistema suelo-planta es, por lo tanto, importante para una mejor evaluación radiológica de la exposición humana a los elementos radiactivos, a través de la ingestión. En el caso de  $^{210}\text{Pb}$ , se cree que la deposición de  $^{210}\text{Pb}$  producido en la atmósfera a partir del  $^{222}\text{Rn}$  tiene lugar una vez que se adhiere a partículas atmosféricas que se depositan a través de procesos de deposición húmedos o secos (Amaral et al., 1988; Derbyshire et al., 2001; Pietrzak-Fils et al., 1997; Sheppard et al., 2008).

Los niveles de concentración de  $^{210}\text{Pb}$  en plantas nativas y cultivadas son muy bajos. La biodisponibilidad de  $^{210}\text{Pb}$  en el suelo es bastante baja debido a la capacidad del suelo para adsorber fuertemente los iones de plomo (Irha et al., 2009). La acumulación de  $^{210}\text{Pb}$  en las plantas se ha investigado poco (Pietrzak-Fils et al., 1997) y, en los artículos, los autores coincidían en que la deposición atmosférica contribuye a la mayor parte de la contaminación de la planta con  $^{210}\text{Pb}$ . La absorción de  $^{210}\text{Pb}$  por parte de la raíz se ha demostrado para el caso de los hongos y, además, el 30% de  $^{210}\text{Pb}$  presente en el suelo estaba disponible para la transferencia a los hongos.

#### 1.6.4. EFECTOS PERJUDICIALES DEL URANIO

Existen dos peligros diferentes para la salud producidos por el uranio. El primero es la toxicidad química, a corto plazo, de compuestos solubles como él ( $\text{UO}_2^{2+}$ ), al influir en la función de los órganos, especialmente de los riñones. El segundo es la

influye a largo plazo, debido al efecto de la radiación alfa de corta distancia del uranio que permanece en el cuerpo, lo que podría causar el desarrollo de cáncer y defectos genéticos por alteración de los cromosomas (Schroder et al., 2003).

El uranio penetra en el organismo por diferentes vías: pulmonar (inhalación), ingestión (sistema gastrointestinal) o transcutáneo (Ribera, 1996; OMS, 2001). Solo una pequeña parte (<10%) lo hace por vía respiratoria, se retendrá en el árbol bronquial, la proporción más alta (hasta el 65%) alcanzará el tracto gastrointestinal y el resto ha sido exhalado. Los compuestos insolubles que permanecen en los pulmones afectarán al tejido alveolar mediante irradiación y en ese caso los compuestos solubles se transferirán a los fluidos extracelulares, conllevando la difusión del uranio por todo el organismo.

La mayoría del uranio ingerido se excreta naturalmente. Únicamente el 0,5% es absorbido cuando se ingieren formas insolubles de uranio, mientras que la absorción de los iones uranilo más solubles puede ser de hasta un 5% (Emsley, 2001). Los compuestos solubles de uranio tienden a pasar rápidamente a través de todo el cuerpo, mientras que los compuestos de uranio insolubles representan un riesgo de exposición más grave. Solamente el 12% de todo el uranio ingerido (soluble e insoluble) será absorbido por el intestino y transportado a la sangre en 6 días y el resto se excretará



en las heces (OMS, 2001; Durakovic et al., 2003). Después de entrar en el torrente sanguíneo el uranio absorbido tiende a

la bioacumulación y la estancia durante muchos años en los tejidos óseos, debido a la afinidad de  $\text{UO}_2^{2+}$  por los fosfatos

y la sustitución por el calcio (Emsley, 2001).

La ingestión de uranio a largo plazo por los humanos lleva a una lesión renal progresiva e irreversible. Los daños estructurales y funcionales del riñón son bien conocidos. Los  $\text{UO}_2^{2+}$  deprimen la función glomerular, la secreción tubular

de aniones orgánicos y la reabsorción de glucosa filtrada en el túbulo proximal. Además, se han descrito efectos dañinos del uranio sobre el hígado y el sistema nervioso (Durakovic et al., 2003).

La radiación ionizante afecta a las diferentes moléculas, directa o indirectamente, a través de la formación de radicales libres, engendra una cascada de reacciones que pueden afectar a las células en todos los organismos. El daño del uranio producido a nivel molecular determina modificaciones en las funciones celulares tales como la permeabilidad, la movilidad, la síntesis de proteínas y los ciclos mitóticos. Macromoléculas como el ácido desoxirribonucleico, las proteínas y los polipéptidos se ven afectados. Estos daños ocurren tanto en el citoplasma como en el núcleo de la célula. Sus efectos pueden ser de naturaleza somática (afectando la parte no reproductiva de la célula) o de naturaleza genética (afectando a su parte reproductiva). Las dosis de radiación a las células osteoprogenitoras (células madre), las superficies óseas vivas y la médula ósea se consideran, en general, de mayor importancia biológica que las dosis absorbidas por otros tejidos, debido al hecho de que pueden producir sarcomas y leucemias óseas. En el caso de daño celular genético puede provocar la muerte celular o mayores tasas de mutación. Estas mutaciones contribuyen a fenómenos de transformación celular, precursores de colonias cancerosas. Pueden producirse anomalías y malformaciones por radiación en el embrión o el feto durante el embarazo. La mutagénesis se debe principalmente a la exposición a dosis altas (Ribera, 1996).

Los valores críticos para el uranio han sido establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Los factores de calidad son importantes porque se usan para definir una dosis equivalente biológica, la cual representa una dosis que es proporcional al efecto biológico de la energía absorbida de la radiación. Para algunos tipos de radiación, como neutrones o partículas cargadas, esta dosis será considerablemente mayor que la dosis absorbida. La definición de la dosis equivalente (H) es la siguiente (Ecuación 9):

$$H = D \cdot Q \quad (9)$$

Donde D es la dosis equivalente y Q el factor de calidad.

Se acepta una ingesta diaria de  $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  de peso corporal para uranio soluble o  $5 \mu\text{g kg}^{-1}$  de peso corporal para formas insolubles. La dosis efectiva de radiación para la población general es  $<1 \text{ mSv y}^{-1}$ , y para trabajadores  $<20 \text{ mSv y}^{-1}$  durante 5 años, o  $<50 \text{ mSv y}^{-1}$  durante un año. En la década de los 90, la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (USEPA) puso un estándar de agua potable para el uranio de  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  basado en el daño renal (Armstrong et al., 1994). La OMS (2001) estableció un límite de uranio en el agua de  $2 \mu\text{g L}^{-1}$ .

### Quimiotoxicidad

Los datos relacionados con la ecotoxicidad del uranio en ecosistemas terrestres y acuáticos fueron revisados por Sheppard et al., (2005), con el propósito de estimar la “concentración prevista sin efecto” (CPSE) para varios tipos de biota relevante, y propusieron un CPSE suelo de  $250 \text{ mg kg}^{-1}$  para las plantas terrestres y  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  para los organismos del suelo.

En Francia, el “estándar provisional de calidad ambiental” (EQS) propuesto para el uranio en un medio acuático continental, resultado del trabajo del Instituto Nacional del Medio Ambiente Industrial y Riesgos (INERIS), se obtiene sumando el fondo geoquímico y el CPSE ( $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ). En España, el Instituto de Radioprotección y Seguridad Nuclear (IRSN) propuso una revisión de este valor CPSE, en el año 2010, integrando la especiación del uranio de acuerdo con las propiedades fisicoquímicas del curso de agua. El rango de valores obtenido varía para la exposición crónica de  $0,3$  a  $3,510 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Con respecto a los efectos sobre los microorganismos del suelo, la concentración más baja indicada es de  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  (peso seco del suelo) y se refiere a bacterias fijadoras de nitrógeno. También se demostraron los efectos indirectos sobre la respiración del suelo o las tasas de descomposición de la materia orgánica, pero para niveles claramente más altos de contenido de uranio (Meyer et al., 1998).

Existen pocos datos para la fitotoxicidad del uranio. En regiones particularmente uraníferas, se observaron modificaciones en la pigmentación en ciertas especies de plantas y cambios en su crecimiento. Se han descrito efectos macroscópicos, tales como una reducción en la eficiencia de la biomasa de las plantas y en la producción de semillas (Sheppard et al., 2005). La actividad fotosintética en líquenes también se ve afectada, mientras que se observó estrés oxidativo y genotoxicidad para varias especies de plantas superiores (Vandenhove et al., 2005; 2008).

### Radiotoxicidad del $^{238}\text{U}$

La toxicidad radiológica del uranio solo se considera preponderante para las mezclas de uranio enriquecido con el

isótopo  $^{235}\text{U}$ . Varios estudios, incluido el trabajo teórico de Mathews (2009) apoyan esta noción. La CPSE definida en este último estudio ( $3,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ) parece protectora, desde una perspectiva radiológica, para un ecosistema acuático típico expuesto a uranio empobrecido, natural o ligeramente enriquecido, después de un período de descomposición de no más de un siglo.

Se ha observado daño en el ADN, las proteínas y los lípidos por las partículas alfa emitidas por el uranio (Miller et al., 2002). Los efectos sobre los peces (incubación de huevos, porcentaje de daño del ADN), también se han correlacionado con la radiotoxicidad del uranio (Barillet et al., 2007). Mientras que el riñón, el órgano diana del uranio en animales, se considera levemente radiosensible, la acción radiotóxica de este elemento se realizaría preferentemente en su segundo tejido diana, el tejido óseo, que es el órgano primario para la fijación a largo plazo (Leggett, 1994).

Los datos de la radiotoxicidad del uranio son insuficientes para validar la pertinencia del criterio de umbral de  $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$  para el  $^{238}\text{U}$  en la protección de los ecosistemas que se ha establecido a nivel europeo para la exposición crónica a la radiación gamma externa.

Las actividades mineras antiguas existentes en el área estudiada dieron como resultado la liberación de residuos radiactivos en el entorno adyacente, que conducen a la distribución de contaminantes en diferentes compartimentos ecológicos, como son las aguas superficiales, los suelos, los sedimentos y las plantas.



# OBJETIVOS





## 2- OBJETIVOS

El oeste de la provincia de Salamanca constituye una de las zonas uraníferas más importantes de España, siendo abundantes los yacimientos de uranio que se han explotado en las décadas de los años 60 al 90 del siglo XX. Esta región ha sido en los últimos 70 años, la que ha contribuido a la práctica totalidad de la producción española de uranio. En ella se encuentran muchos indicios mineros y la mayoría de los yacimientos (Villavieja de Yeltes, Villar de Peralonso, Carpio de Azaba, Villar de Yegua, Alameda de Gardón, Saelices el Chico, Lumbrales, Sobradillo, etc.).

La transferencia de radionúclidos del suelo con altos contenidos de uranio a plantas de pastizales, con la posible entrada posterior en la cadena alimentaria, a través del ganado, ha sido muy poco estudiado, a pesar del alto riesgo para la salud humana en esta región.

De acuerdo con lo anterior se plantearon los siguientes objetivos:

- 1- Establecimiento de los criterios que permitan evaluar el grado de contaminación de los suelos situados en las proximidades de los yacimientos mineros en el área de estudio (oeste de la provincia de Salamanca), que hayan podido verse afectados por las actividades mineras, a partir del análisis de perfiles de suelos desarrollados sobre rocas graníticas y pizarras. Para conseguir este objetivo se han estudiado: i) Los niveles de fondo en uranio y línea base geoquímica de rocas y suelos y ii) Su distribución espacial y en profundidad, a lo largo de los perfiles del suelo.
- 2- Caracterización y estudio de los yacimientos de uranio más representativos del área (Villar de Peralonso, Alameda de Gardón, Carpio de Azaba, Villavieja de Yeltes y Villar de la Yegua).
- 3- Determinación de la distribución global de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en las escombreras de los yacimientos seleccionados y establecimiento del yacimiento de Villar de Peralonso como yacimiento "piloto" para llevar a cabo diferentes estudios específicos en los suelos.
- 4- Evaluación global de la dispersión del  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en el yacimiento piloto, i) Estudio de los niveles de  $^{226}\text{Ra}$  y de  $^{210}\text{Pb}$  en los suelos para determinar el índice de contaminación y el grado de movilidad de dichos metales en el suelo, ii) Establecimiento de las relaciones de radioisótopos con las características principales de los suelos y determinación del grado de fraccionamiento de  $^{226}\text{Ra}$  y de  $^{210}\text{Pb}$  respecto al  $^{238}\text{U}$  en los horizontes superficiales del suelo, iii) Estudio de las desproporciones radiactivas de los diferentes emisores

## OBJETIVOS

gamma teniendo en cuenta sus propiedades químicas y correlación con los datos químicos de las muestras de los suelos (pH, contenido en materia orgánica y arcilla), iv) Determinación de dosis e índices de radiactividad a partir de la tasa ambiental de kerma en aire a 1 m del suelo, el índice alfa y la concentración equivalente de radio.

- 5- Determinación del modo y grado de entrada de radioisótopos ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) en la cadena alimentaria, según el esquema suelo-planta en el yacimiento de Villar de Peralonso, a partir de: i) La evaluación de las especies vegetales bioacumuladoras y de las comunidades vegetales pioneras que se instalan en las escombreras de las minas o en suelos contaminados, ii) La determinación de los niveles de  $^{228}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en algunas especies vegetales y el grado de acumulación de dichos metales, iii) La determinación de los coeficientes de transferencia suelo-planta y factores de bioacumulación en especies vegetales y iv) La evaluación de la influencia de las micorrizas, de la pluviosidad y la producción de biomasa en la transferencia suelo-planta de radionúclidos.







# MATERIALES

# Y MÉTODOS EXPERIMENTALES







## 3- MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

### 3.1. MATERIALES

Los materiales (suelos y plantas) para la elaboración de este trabajo se tomaron a lo largo de los años 2013, 2014, 2015 y 2016, durante la primavera y el otoño.

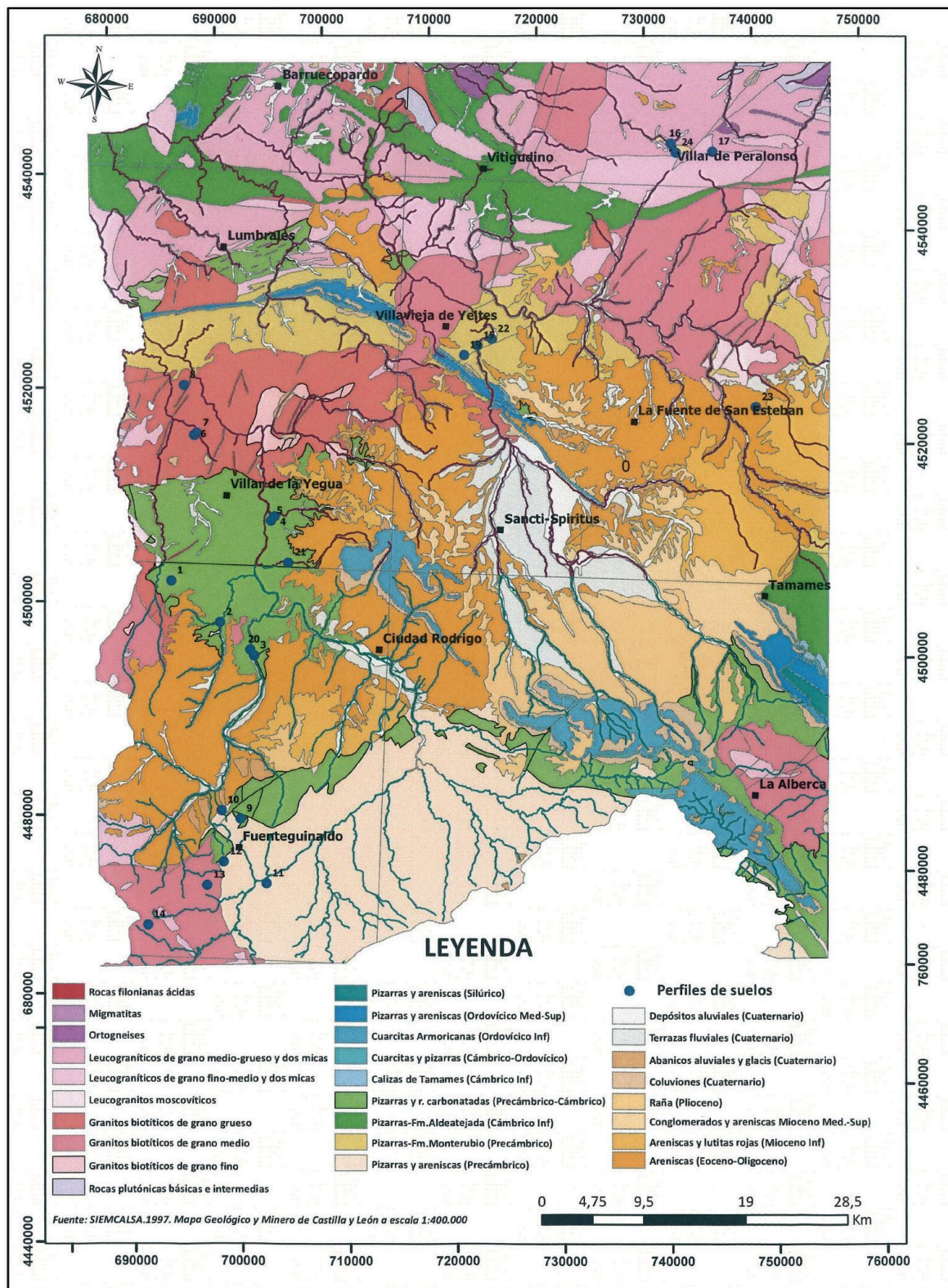
#### 3.1.1. SUELOS NATURALES

Se han tomado muestras de suelos naturales, sin influencia antropogénica, situados sobre rocas graníticas y pizarras pertenecientes al Macizo Ibérico. Dicho muestreo se ha realizado con objeto de calcular el nivel de fondo y la línea base geoquímica de uranio en los suelos de una zona del oeste de la provincia de Salamanca. Se tomaron muestras de 23 perfiles de suelos naturales, desarrollados sobre las citadas litologías.

Se seleccionaron los lugares de muestreo de los suelos en áreas adyacentes a los yacimientos mineros (Figura 8). Durante el muestreo, se realizó la descripción detallada de cada perfil en una ficha de campo (ANEXO III).

Se recogieron al azar tres o cuatro submuestras del suelo replicadas en cada punto de muestreo y se mezclaron para obtener una muestra compuesta de unos 750 g de peso. Dichas muestras, debidamente identificadas, se guardaron en bolsas de plástico para su traslado al laboratorio. Se secaron a temperatura ambiente y se pasaron por un tamiz de luz de malla de 2 mm, utilizándose la fracción <2 mm para realizar los posteriores análisis.

Se muestrearon tanto los horizontes superficiales (A) e intermedios (B), como los más profundos o roca madre (C o R). La clasificación de los suelos se realizó, teniendo en cuenta su morfología y datos analíticos, mediante la taxonomía de la WRB (IUSS, 2015).



*Figura 8: Mapa geológico con los yacimientos de uranio objeto de estudio y localización de los puntos de muestreo de perfiles de suelos.*

### 3.1.2. SUELOS DE YACIMIENTOS MINEROS

Se tomaron muestras de suelos en las proximidades de los cinco yacimientos seleccionados en el estudio: Villar de Yegua, Alameda de Gardón, Rivera de Azaba, Villavieja de Yeltes y Villar de Peralonso. En el caso del yacimiento de Villar de Peralonso (considerado como yacimiento piloto) se tomó un mayor número de muestras de suelos con el objeto de realizar el estudio con mayor profundidad de suelos y de vegetación (Figura 9).

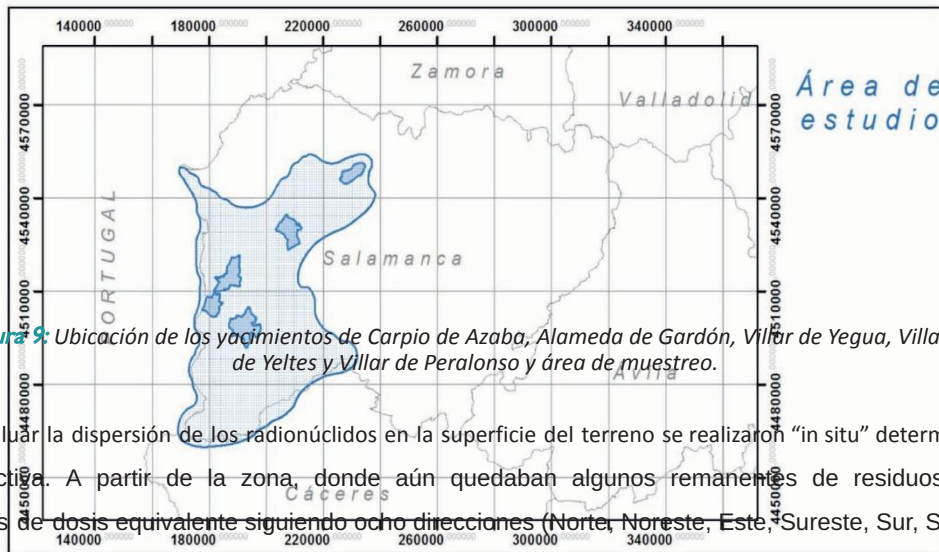


Figura 9: Ubicación de los yacimientos de Carpio de Azaba, Alameda de Gardón, Villar de Yegua, Villavieja de Yeltes y Villar de Peralonso y área de muestreo.

Con el fin de evaluar la dispersión de los radionúclidos en la superficie del terreno se realizaron “in situ” determinaciones de la actividad radiactiva. A partir de la zona, donde aún quedaban algunos remanentes de residuos, se efectuaron determinaciones de dosis equivalente siguiendo ocho direcciones (Norte, Noreste, Este, Sureste, Sur, Suroeste, Oeste y Noroeste). Estas mediciones se realizaron con el contador Geiger Termo Scientific FH 40 G (Figura 10).



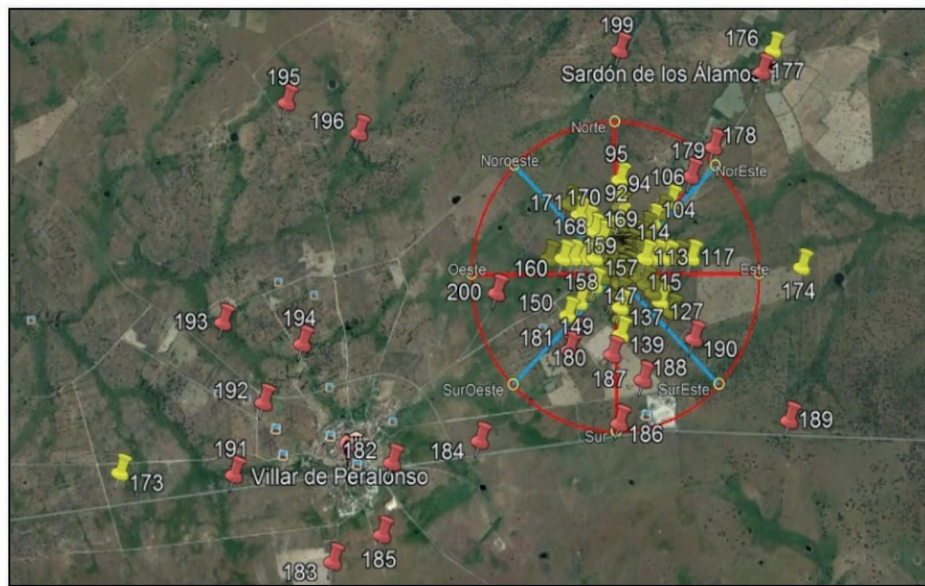
Figura 10: Contador Geiger.



## MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

Se registraron valores cada 2 m en los primeros 25 m y después cada 25 m, hasta una distancia de 500 m. En función de los valores obtenidos se estimó el gradiente de actividad y se eligieron puntos de muestreo de suelos, en todos los yacimientos estudiados (Villar de Yegua, Alameda de Gardón, Rivera de Azaba, Villavieja de Yeltes y Villar de Peralonso). Este protocolo se siguió en todos los yacimientos, menos en el de Villar de Peralonso, que se llegaron a recoger muestras hasta una distancia de 3 km del punto que se asignó como 0 con un total de 203 muestras (Figura 11). Se tomaron muestras de suelo hasta una profundidad de 10 cm (CSN, 2003), donde previamente se eliminó la cobertura vegetal.

Una porción de las muestras tamizadas a 2mm fue molida a 1 mm para su posterior análisis de radionúclidos.



*Figura 11: Puntos de muestreo en el yacimiento de Villar de Peralonso.*

### 3.1.3. MUESTRAS DE VEGETACIÓN

La recolección de cada una de las muestras de vegetación se ha realizado en el campo (Villar de Yegua, Alameda de Gardón, Carpio de Azaba, Villavieja de Yeltes y Villar de Peralonso) en un radio de unos 3-5 m. En el yacimiento de Villar de Peralonso se recolectaron un número mayor de plantas, por presentar este yacimiento la mayor cantidad de vegetación de alta palatividad.

En total se han recolectado 103 especies de plantas: 23 en Villar de la Yegua, 6 en Carpio de Azaba, 24 en Alameda de Gardón, 24 en Villar de Peralonso y 25 en Villavieja de Yeltes. Una vez recolectadas las plantas, se introdujeron en bolsas de plástico herméticamente cerradas para el traslado al laboratorio, para su limpieza, determinación botánica y posterior análisis.

En el laboratorio del IRNASA, se separaron las partes aéreas de las raíces, que se sometieron a un minucioso lavado con agua corriente y, después, a un proceso de limpieza más exhaustivo mediante un baño de ultrasonidos (Fisher Scientific FB 15061), con el fin de eliminar las partículas de suelo todavía adheridas. Después de comprobar que el grado de limpieza era el adecuado, las muestras se enjuagaron con agua ultrapura y se secaron, al abrigo de la luz a temperatura ambiente.

Finalmente, las muestras así acondicionadas se molieron con un molino de cuchillas (IKA A 11 Basic) o un molino de palas (Retsch SR2 31202), dependiendo del volumen y tamaño de las mismas.

## 3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

### 3.2.1. DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LOS SUELOS

La caracterización fisicoquímica básica de los suelos incluyó la determinación de los siguientes parámetros: pH, análisis granulométrico, materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CCC), fósforo asimilable y análisis granulométrico.

- **Determinación del pH**

Se ha determinado en una mezcla suelo-agua en proporción 1:1, utilizando un pH metro Crison 2001.

- **Análisis granulométrico (Arena, Limo y Arcilla)**

El análisis granulométrico se ha realizado por el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service USDA 1972, 3A2), después de la eliminación de la materia orgánica con  $H_2O_2$  y usando hexametáfosfato sódico como dispersante, separando la fracción más gruesa (arena) por tamización y las más finas (limo y arcilla) por diferencia en el tiempo de sedimentación.

- **Determinación de la materia orgánica**

Se determinó siguiendo el método descrito por (Walkley, 1947), por oxidación en húmedo con dicromato potásico

( $K_2Cr_2O_7$ ) en medio ácido y valoración del exceso con  $6H_2O$  y difenilamina como  $Fe(NH_4)(SO_4)_2$  sulfato ferroso amónico ( $Fe(NH_4)(SO_4)_2$ )

indicador redox.

### • Capacidad de intercambio catiónico y bases extraíbles

Se utilizó el método de acetato amónico para el intercambio de los cationes de cambio por lixiviación del suelo con solución de acetato amónico 1N a pH 7. En el extracto obtenido se determinan los cationes (bases extraíbles) sodio, potasio, calcio y magnesio por Espectrometría de Absorción Atómica (Varian SpectrAA 220/FS). Posteriormente se elimina el exceso de acetato amónico con alcohol etílico y se desplaza el amonio absorbido con solución de cloruro sódico acidificada. Se valoró el amonio en el extracto por destilación en un aparato Bouat y de esta forma se obtiene la capacidad de cambio de cationes.

#### 3.2.2. DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN SUELOS

La distribución ambiental de uranio se ha realizado mediante la determinación del contenido total y soluble (móvil) de <sup>238</sup>U. El análisis del contenido de uranio en los suelos se realizó por triplicado.

### • Contenido total de uranio en los suelos

La determinación de la concentración total de uranio se llevó a cabo a partir de 0,5 g de suelo, previamente molido mediante un molino de bolas de ágata (retsch s100). Las muestras así preparadas se sometieron a un proceso de digestión ácida con agua regia, por triplicado, utilizando una relación suelo: extractante de 1:10 (peso: volumen). Dicho proceso se llevó a cabo en Horno Microondas (Milestone Ethos Plus, Metromh AG), operando a 190°C durante 15 min. Los extractos derivados del proceso de digestión fueron transferidos a matraces aforados de 25 mL y posteriormente enrasados con agua ultrapura.

El análisis de uranio y otros elementos tóxicos en estos extractos se llevó a cabo por Espectrometría de Emisión Óptica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES), utilizando un Espectrómetro Varian 720-ES. Para comprobar la exactitud del método de digestión y de análisis se han utilizado los materiales de referencia NIST SRM 2709a y NIST SRM 2711a, resultando desviaciones <10% en los contenidos de los elementos determinados, en muestras triplicadas de los materiales indicados.

### • Contenido soluble de uranio en los suelos

Se ha determinado dicho contenido siguiendo el estándar europeo en (UNE-EN, 2002)12457-4 (2002), que extrae la fracción soluble en agua. De acuerdo con este método, las muestras de suelo han sido sometidas por duplicado a un

proceso de extracción con agua ultrapura, usando una relación suelo: extractante de 1:10 (peso: volumen). La extracción se ha llevado a cabo mediante agitación durante 24 h a 10 rpm en un agitador orbital Heidolph Reax 2. Transcurrido este tiempo, las muestras se dejaron sedimentar durante 15 min y los sobrenadantes se filtraron a través de filtros de membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ .

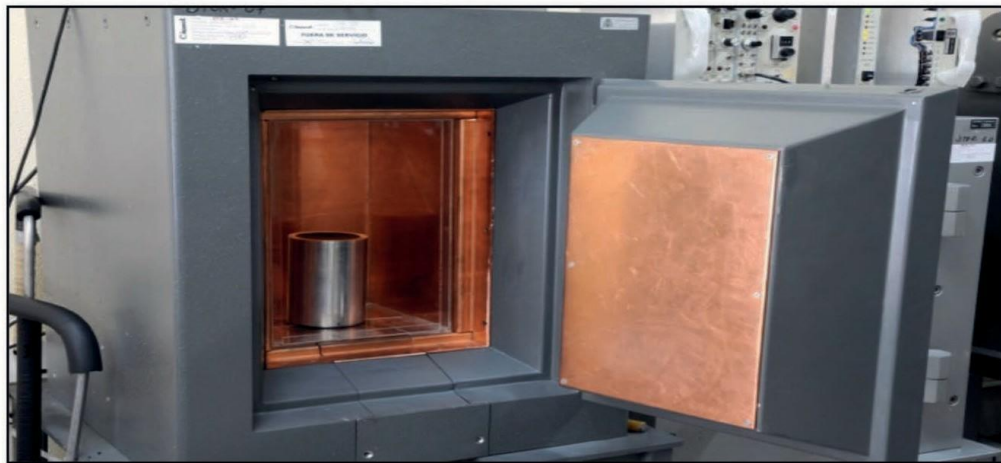
El análisis de uranio y otros elementos tóxicos en estos extractos se ha llevado a cabo por espectroscopia ICP-OES. Cuando las concentraciones de los elementos tóxicos se han encontrado por debajo del límite de detección de esta técnica, los análisis se han realizado por Espectroscopia de Absorción Atómica con Atomización Electrotérmica (EAA-AE), mediante un espectrómetro Varian Spectra AA-220, equipado con un atomizador de horno de grafito GTA 110.

### 3.2.3. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE RADIONÚCLIDOS POR ESPECTROMETRÍA GAMMA

#### • Descripción de los sistemas detectores

La concentración de actividad de los diferentes emisores gamma fue determinada en el Laboratorio de Espectrometría gamma y separaciones radioquímicas de la Unidad de Radiactividad Ambiental y Vigilancia Radiológica del CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medio Ambientales y Tecnológicas). Los espectros adquiridos han sido transferidos mediante unos módulos AIMS a un PC y se analizan mediante el software Genie 2000. (Figura 12)

El laboratorio donde están situados los detectores tiene una antigüedad de 50 años y dispone de una ventilación continua que proporciona una temperatura de 21°C. La concentración de actividad del  $^{222}\text{Rn}$  ambiental oscila entre 5  $\text{Bq m}^{-3}$  y 134  $\text{Bq m}^{-3}$  con un valor medio de 35  $\text{Bq m}^{-3}$ . El fondo en todos los detectores se ha medido cada 6 meses durante un tiempo de 600.000 segundos.





*Figura 12: Espectrofotómetro, blindaje y electrónica asociada (CIEMAT, 2019).*

Los detectores están calibrados tanto en energías como en efi. La calibración en energía consiste en buscar la relación que existe entre los diferentes canales del espectro y la energía en keV y la calibración en efi consiste en buscar la relación entre la energía en keV y el rendimiento de detección. El rendimiento de detección o efi se determina dividiendo el número de cuentas de un determinado fotópico entre las desintegraciones por minuto de dicho fotópico. La calibración en efi se realiza mediante el empleo de un cóctel de calibración que consiste en un conjunto de radionúclidos emisores gamma. Cada uno de los diferentes emisores gamma del cóctel puede ser monoenergético o tener varios fotópicos de diferente energía. Por ejemplo, el  $^{241}\text{Am}$  dispone de un fotópico en 59 keV, mientras que el  $^{60}\text{Co}$  tiene dos fotópicos, uno en 1.173 keV y otro en 1.333 keV. La calibración en efi también se puede realizar mediante códigos matemáticos de Monte Carlo.

El uso de los códigos de Monte Carlo requiere el conocimiento de las dimensiones del detector (tamaño del cristal, capa muerta, etc.) así como de la composición y tamaño de la muestra, denominado geometría de recuento. En esta tesis doctoral se han utilizado ambos tipos de calibración. En el caso de la calibración experimental, se tomó una cantidad conocida de hierba secada a 105°C hasta peso constante, en la cual fue depositada una cantidad conocida del cóctel gamma constituido por ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{139}\text{Ce}$ ,  $^{113}\text{Sn}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$  e  $^{88}\text{Y}$ ). En el caso de la calibración mediante el empleo del código de Monte Carlo se utilizó el código de Canberra Labsocs. Los detectores utilizados fueron caracterizados por Canberra y las dimensiones de la geometría y composición de la hierba (C, H, O y N) fueron introducidos mediante el software Labsocs.

Las muestras fueron preparadas en la misma geometría que los patrones y fueron medidas el tiempo necesario para alcanzar la estadística de recuento necesario. Las actividades de las muestras fueron determinadas mediante el software Genie 2K de Canberra. En el caso del  $^{238}\text{U}$  al no tener líneas con la suficiente actividad se determinó a partir del pico de 63 keV de su descendiente radiactivo el  $^{234}\text{Th}$ . El  $^{226}\text{Ra}$  tiene un fotópico de 186 keV, pero tiene interferencias debidas al  $^{235}\text{U}$ , por tanto, su actividad se determina a partir de la actividad de sus descendientes el  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$ . Para ello, es necesario cerrar herméticamente los porta muestras para evitar las pérdidas de su progenitor el  $^{222}\text{Rn}$ , que es un gas noble con gran poder de difusión.

- **Medida de las muestras y agrupación de los emisores gamma pertenecientes a las series radiactivas naturales**

Las muestras fueron medidas utilizando una caja de plástico cilíndrica de 7,5 cm de altura y 3 cm de diámetro que suponen un volumen útil de 105 mL. Las cajas de plástico fueron selladas térmicamente para evitar en lo posible las pérdidas del  $^{222}\text{Rn}$  por difusión. Las muestras se dejaron reposar durante 21 días antes de la medida para que se alcanzase el equilibrio secular entre el  $^{222}\text{Rn}$  y sus descendientes. Asimismo, las muestras fueron medidas en dos detectores diferentes y se realizó la media ponderada de las concentraciones de actividad obtenidas. Las densidades tanto de la fuente de calibración como de las muestras medidas fueron estadísticamente comparables para poder minimizar la auto absorción en las energías inferiores a 200 keV donde existe una dependencia del efecto fotoeléctrico y de la densidad de la muestra (Joshi, 1989; Kunzendorf, 1996). Los emisores gamma determinados en este estudio fueron agrupados en base a los criterios de Murray et al., (1987) (Tabla 1) modificados para poder adaptarse mejor al tipo de muestras utilizadas en este trabajo. A continuación, se detallan los emisores gamma de cada uno de los grupos y los fotópicos utilizados para determinar la concentración de actividad de los mismos.

## MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

**Tabla 1:** Grupos de emisores gamma utilizados en este trabajo, energías (keV) de los diferentes radionúclidos utilizados y tasa de kerma en aire a 1 m del suelo debida a los diferentes emisores de cada grupo. Incertidumbres  $k=1$ .

Grupo propuesto para este trabajo	Grupo propuesto por Murray	Radionúclido de vida larga	Núcleo emisor de radiación gamma	Rayos gamma usados en este trabajo (keV)	Radionúclidos incluidos en este grupo	Tasa del kerma por grupo Bq kg <sup>-1</sup> (nGy h <sup>-1</sup> per Bq kg <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>
<b>A</b>	1	<sup>238</sup> U	<sup>234</sup> Th	63,30 ± 0,02	<sup>238</sup> U, <sup>234</sup> Th, <sup>234</sup> Pa, <sup>234m</sup> Pa, <sup>234</sup> U	6,25E-03
			<sup>234m</sup> Pa	1001,26 ± 0,018		
	2	<sup>234</sup> U	(-)	(-)		
<b>B</b>	3	<sup>230</sup> Th	<sup>230</sup> Th	67,67 ± 0,01	<sup>230</sup> Th	6,90E-03
<b>C</b>	4	<sup>226</sup> Ra	<sup>226</sup> Ra	186,211 ± 0,013 351,932 ± 0,002 609,312 ± 0,007 1120,287 ± 0,010 1764,494 ± 0,014	<sup>226</sup> Ra, <sup>222</sup> Rn, <sup>214</sup> Pb, <sup>214</sup> Bi, <sup>210</sup> Tl	4,66E-01
	5	<sup>222</sup> Rn	<sup>214</sup> Pb			
			<sup>214</sup> Bi			
<b>D</b>	6	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Pb	46,539 ± 0,001	<sup>210</sup> Pb	2,07E-04
<b>E</b>	1	<sup>235</sup> U	<sup>235</sup> U	143,767 ± 0,003 163,356 ± 0,003 205,316 ± 0,004	<sup>235</sup> U serie	4,17E-02
<b>F</b>	7	<sup>232</sup> Th	(-)	(-)	<sup>232</sup> Th, <sup>228</sup> Ra, <sup>228</sup> Ac	2,21E-01
	8	<sup>228</sup> Ra	<sup>228</sup> Ac	911,196 ± 0,002		
<b>G</b>	9	<sup>228</sup> Th	<sup>224</sup> Ra	(-)	<sup>228</sup> Th, <sup>224</sup> Ra <sup>220</sup> Rn, <sup>212</sup> Pb, <sup>212</sup> Bi, <sup>208</sup> Tl	3,84E-01
	10	<sup>220</sup> Rn	<sup>212</sup> Pb	238,632 ± 0,002		
			<sup>208</sup> Tl	583,187 ± 0,002		

La actividad del grupo A corresponde al uranio proveniente de la serie radiactiva natural del  $^{238}\text{U}$ , que se utiliza en la primera

parte del ciclo del combustible nuclear, y se determinó a partir del fotópico de 63 keV del  $^{234}\text{Th}$  y de 1.001 keV del  $^{234\text{m}}\text{Pa}$ . La interferencia del  $^{232}\text{Th}$  en el pico de 63 keV fue corregida utilizando la hoja de cálculo propuesta en Suárez-Navarro et al., (2018). El uso del pico de 1.001 keV es posible ya que la concentración de actividad de las muestras utilizadas es elevada (García-Talavera, 2003). La concentración de actividad del  $^{234}\text{U}$  se pudo determinar a partir del fotópico de 53,20 keV, sin embargo la interferencia debida al fotópico de 53,23 keV del  $^{226}\text{Ra}$  lo impide en este tipo de muestras (Yücel et al., 2009).

La concentración de actividad del grupo B fue determinada a partir de las emisiones gamma del fotópico de 67,7 keV del  $^{230}\text{Th}$  (Blanco et al., 2001). La auto absorción no fue tomada en cuenta porque la geometría de medida tenía una densidad y composición equivalente a la de las muestras problema (Suárez-Navarro et al., 2012).

El grupo C representaría al  $^{226}\text{Ra}$  y los descendientes radiactivos del  $^{222}\text{Rn}$ . En este trabajo se ha considerado la unión de los grupos 4 y 5 de Murray et al., (1987). La actividad del  $^{226}\text{Ra}$  fue determinada a partir del pico de 186 keV suprimiendo las interferencias del pico de 185,7 keV del  $^{235}\text{U}$  (Suárez-Navarro et al., 2018). En el caso del  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{210}\text{Bi}$  se utilizaron los fotópicos recogidos en la tabla 1 y las muestras fueron selladas térmicamente para evitar pérdidas de  $^{222}\text{Rn}$ , dejándose reposar durante 21 días para alcanzar el equilibrio radiactivo. Sin embargo, al realizarse las medidas con 100 g de muestra y en algunos casos existir un posible hueco existente entre la muestra y la parte superior del recipiente en el que fueron medidas, se pudo alterar la eficiencia de la geometría de medida (Mauring & Gäfvert, 2013), aunque la posible influencia de este factor entraría dentro de la incertidumbre de medida. Por otra parte, la variación del fondo debida a

los descendientes del  $^{222}\text{Rn}$  hace que la determinación del  $^{226}\text{Ra}$  a partir del  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  tenga una incertidumbre muy elevada (Mauring & Gäfvert, 2014; Maver et al., 2012). Por todo lo anteriormente expuesto, la concentración de actividad del grupo C determinada mediante la media ponderada de las concentraciones de actividad del  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  es más representativa y minimizaría la incertidumbre en su determinación.

El  $^{210}\text{Pb}$  perteneciente al grupo D fue determinado mediante su fotópico de 46,5 keV. Como fue comentado anteriormente, la auto absorción fue minimizada utilizando una geometría de medida con la misma densidad que las fuentes de calibración, que permite realizar su corrección (Długosz-Lisiecka & Bem, 2013).

En el caso del  $^{235}\text{U}$  (grupo E), los fotópicos utilizados fueron los de 143,8 keV (10,5%), 163,4 keV (4,7%) y 205 keV (4,7%). Aunque estos fotópicos son los que hemos utilizados para la determinación del  $^{235}\text{U}$  (Janković & Todorović, 2011), sufren



## MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

summing-in y summing-out coincidentes (García-Talavera et al., 2001). Por otra parte, existen interferencias del  $^{228}\text{Ac}$  en 204,0 keV (0,11%) (Baumgartner et al., 2017) y del  $^{223}\text{Ra}$  en 144,2 keV (3,22%). Estas posibles fuentes de error en la medida fueron minimizadas realizando la medida de las muestras en varios detectores y utilizando la corrección de interferencias que proporciona Genie 2000 (Brundrett et al., 1996). Otros posibles emisores gamma del grupo E serían el  $^{227}\text{Th}$  y  $^{223}\text{Ra}$  teniendo excesiva incertidumbre su análisis. El  $^{227}\text{Th}$  solamente tiene un fotópico posible para la determinación de la concentración de actividad en 236,0 keV, ya que los restantes fotópicos tienen contribuciones de otros radionúclidos. Sin embargo, el pico de 236,0 keV es poco aconsejable, ya que la emisión del fotón va seguida de una o más emisiones al nivel fundamental que deben ser corregidas (García-Talavera et al., 2001). Asimismo, el  $^{223}\text{Ra}$  tiene una línea principal en 269,5 keV (13,7%), que se solapa con el fotópico del  $^{228}\text{Ac}$  en 270,2 keV (3,5%) que, aunque se podría sustraer, al ser tan elevada la incertidumbre no es viable (García-Talavera et al., 2001). Por tanto, en esta serie únicamente se tendrá en cuenta la concentración de actividad del  $^{235}\text{U}$ .

La concentración de actividad del grupo F fue determinada mediante el fotópico de 911,2 keV, que, aunque sufre summing-in y summing-out coincidentes, no afectarían significativamente a la concentración de actividad (Suárez-Navarro et al., 2018). Finalmente, la concentración de actividad del grupo G fue determinada utilizando el promedio del  $^{212}\text{Pb}$  y  $^{208}\text{Tl}$  utilizando los fotópicos (238,6 keV y 583,2 keV respectivamente). En el caso del  $^{208}\text{Tl}$ , la concentración de actividad se dividió entre su ratio de 0,3594 (Kobyta et al., 2015) para calcular la media con la concentración de actividad del  $^{212}\text{Pb}$ .

Teniendo en cuenta la complejidad de la determinación de los diferentes emisores gamma, pertenecientes a las series radiactivas naturales, la agrupación de los diferentes isótopos permite mediante el promedio de sus concentraciones de actividades obtener unos valores más reproducibles.

Además de determinar la concentración de actividad de los emisores gamma pertenecientes a los diferentes grupos de las series radiactivas naturales de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{232}\text{Th}$ , se calcularon las concentraciones de actividad del  $^{40}\text{K}$  y del  $^{137}\text{Cs}$ . En el caso del  $^{40}\text{K}$ , se corrigió la interferencia del  $^{228}\text{Ac}$  en 1.459,13 (0,87%) (Suárez-Navarro et al., 2018).

### • **Determinación de dosis e índices de radiactividad**

Los criterios dosimétricos y radiológicos establecidos en el Capítulo 40 del U.S. *Code of Federal Regulations* (CFR) que aplicaría a las muestras de este trabajo, esto es, muestras tomadas en superficie, serían: (1) que la concentración de

actividad de  $^{226}\text{Ra}$  no exceda de  $185 \text{ Bq kg}^{-1}$ , (2) que los descendientes del radón no excedan de  $111 \text{ Bq m}^{-3}$  en edificios habitados y (3) que el nivel de radiación no exceda el valor de fondo en más de  $175 \text{ nGy h}^{-1}$

De los niveles anteriores, el valor de concentración de actividad del  $^{226}\text{Ra}$  en superficie de  $185 \text{ Bq kg}^{-1}$  se puede considerar como primer nivel de referencia. La importancia de este nivel de concentración de actividad de radio radica en que es el radionúclido prioritario a eliminar de las zonas explotadas, debido a que es el causante de diferentes procesos adversos: (1) lixiviación debido a reacciones químicas naturales, (2) emanación continua de  $^{222}\text{Rn}$  y (3) dispersión debida a la erosión causada por el viento y por el agua (Haque & Ritcey, 1983).

El índice de concentración del Radio equivalente ( $Ra_{eq}$ ) se utiliza para reflejar en un único parámetro la peligrosidad asociada a la radiación proveniente del  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  y  $^{40}\text{K}$  (ecuación 10) (Abo-Elmagd et al., 2010):

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + 1.43 \cdot A_{Th} + 0.077 \cdot A_K \quad (10)$$

Donde  $A_{Ra}$ ,  $A_{Th}$  y  $A_K$  son la actividad y concentración de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  y  $^{40}\text{K}$  respectivamente en  $\text{Bq kg}^{-1}$ . El  $Ra_{eq}$  sería la estimación de que  $1 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $0,77 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{232}\text{Th}$  y  $13 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{40}\text{K}$  producen la misma tasa de dosis de radiación gamma. Para que la tasa de dosis media anual permanezca por debajo de  $1,5 \text{ mGy}$ , a una distancia de  $1 \text{ m}$  sobre el suelo, el valor del  $Ra_{eq}$  debe ser inferior a  $370 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Asghar et al., 2008).

En el mismo sentido, la radiación alfa debida a la posible inhalación del radón del suelo se puede evaluar mediante el índice alfa ( $I_\alpha$ ). En el caso de que el índice alfa sea menor que la unidad, indica una concentración de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  menor de  $200 \text{ Bq kg}^{-1}$ , implicando una liberación de radón menor de  $200 \text{ Bq m}^{-3}$ . Dado que el nivel es semejante al valor de  $185 \text{ Bq kg}^{-1}$ , se puede considerar finalmente, que el nivel de concentración de actividad del  $^{226}\text{Ra}$  sea  $200 \text{ Bq kg}^{-1}$ . El índice alfa se determina mediante la ecuación 11 (Righi & Bruzzi, 2006):

$$I_\alpha = A_{Ra}/200 \quad (11)$$

Finalmente, la dosis absorbida debida a las emisiones gamma por la presencia de los elevados niveles de radionúclidos en la zona de estudio, a  $1 \text{ m}$  del suelo, se determinaría mediante la ecuación 12 (Sabiha et al., 2010):

$$D(\text{nGy h}^{-1}) = 0.462 \cdot A_{Ra} + 0.621 \cdot A_{Th} + 0.042 \cdot A_K \quad (12)$$

Por tanto, el valor obtenido de la dosis absorbida no debería superar el fondo en más de  $175 \text{ nGy h}^{-1}$ .

El valor determinado a partir de los valores medios mundiales es de  $48 \mu\text{Sv y}^{-1}$  Aunque la dosis absorbida es determinada habitualmente utilizando la ecuación 12 (Abo-Elmagd et al., 2010), esta ecuación debería ser empleada únicamente cuando existiera equilibrio radiactivo en las series radiactivas naturales del  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{232}\text{Th}$ . Sin embargo, en las muestras analizadas en este trabajo, existen desequilibrios importantes sobre todo en las series del  $^{238}\text{U}$  y  $^{235}\text{U}$ . Los coeficientes de conversión de la ecuación 12 se calculan a partir de la tasa de kerma en aire a 1 m del suelo determinados en (Saito & Jacob, 1995). La tasa de kerma en aire a 1 m del suelo se determina mediante la concentración de actividad en  $\text{Bq kg}^{-1}$  de los diferentes isótopos de la muestra, que se determinan mediante espectrometría gamma. Por tanto, tomando como modelo la agrupación realizada por (Murray et al., 1987), se han determinado las tasas de kerma en aire a 1 m del suelo para cada uno de los diferentes grupos de radionúclidos (Tabla 1), resultando la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} \dot{D}(\text{nGy h}^{-1}) = & 0.00625 \cdot A_{G1} + 0.00690 \cdot A_{G2} + 0.466 \cdot A_{G3} + 0.000207 \cdot A_{G4} + \dots \\ & \dots + 0.0417 \cdot A_{G5} + 0.221 \cdot A_{G6} + 0.384 \cdot A_{G7} + 0.042 \cdot A_K \end{aligned} \quad (13)$$

donde  $A_{G1}$  es la concentración de actividad media en  $\text{Bq kg}^{-1}$  de los radionúclidos del grupo 1 determinados a partir del

$^{234}\text{Th}$  y  $^{234\text{m}}\text{Pa}$ ,  $A_{G2}$  es la concentración de actividad en  $\text{Bq kg}^{-1}$  del  $^{230}\text{Th}$ ,  $A_{G3}$  es la concentración de actividad media del

$^{226}\text{Ra}$  y los descendientes del  $^{222}\text{Rn}$  determinados a partir del  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$ ,  $A_{G4}$  es la concentración de actividad en  $\text{Bq kg}^{-1}$  del

$^{210}\text{Pb}$ ,  $A_{G5}$  es la concentración de actividad de todos los descendientes del  $^{235}\text{U}$  determinados a partir del  $^{235}\text{U}$ ,  $A_{G6}$  es

la concentración de actividad media en  $\text{Bq kg}^{-1}$  de los radionúclidos del grupo 6 determinados a partir del  $^{228}\text{Ac}$ ,  $A_{G7}$  es

la concentración de actividad en  $\text{Bq kg}^{-1}$  de los radionúclidos del grupo 7 determinados a partir del  $^{212}\text{Pb}$  y  $^{208}\text{Tl}$  y  $A_K$  es la

concentración de actividad en  $\text{Bq kg}^{-1}$  del  $^{40}\text{K}$ . En la ecuación 12 también se tiene en cuenta la contribución de la serie radiactiva del  $^{235}\text{U}$ . En este caso, únicamente se ha utilizado la concentración de actividad del  $^{235}\text{U}$  por los inconvenientes que tiene la medida de los emisores gamma pertenecientes a esta serie radiactiva.

La tasa de dosis absorbida en aire debido a las concentraciones de actividad a 1 m del suelo en las muestras estudiadas se convirtieron a tasa de dosis efectiva utilizando la ecuación 13 (Asghar et al., 2008):

$$E = \dot{D}_p \cdot O \cdot C \cdot 8760 \cdot 10^{-6} \quad (14)$$

donde E es la tasa de dosis efectiva ( $\text{mSv y}^{-1}$ ),  $D_p$  es la tasa de dosis absorbida en aire debida a la radiación gamma a 1 m del suelo (ecuación 13), O es el factor de ocupación en exteriores igual a 0,2 y C es el factor de conversión de la dosis absorbida en aire debida a la radiación gamma a dosis efectiva recibida por un adulto igual a  $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ .

The Excess Lifetime Cancer Risks (ELCR) sería la probabilidad de desarrollar un cáncer durante la vida de una persona a un nivel de exposición y viene dada por la ecuación 14:

$$ELCR = E \cdot DL \cdot RF \cdot 10^{-3} \quad (15)$$

donde DL es la esperanza de vida de una persona estimada en 70 años y RF es el factor de riesgo ( $Sv^{-1}$ ) siendo el valor estocástico de 0,05 para el público (Taskin et al., 2009). El valor de ELCR representa el número de cánceres esperados en un número de personas sobre una exposición a un cancerígeno a una dosis determinada.

#### 3.2.4. ANÁLISIS DE PLANTAS

##### • Identificación de las especies recolectadas

Para la correcta identificación de las especies recolectadas se utilizaron claves botánicas (Flora Europea, Flora Ibérica), (Talavera et al., 1999, 2000; Castroviejo et al., 1990) y para el estudio de la vegetación se han seguido los métodos fitosociológicos clásicos de la escuela sigmatista de Zürich-Monspeller.

##### • Determinación de la concentración de uranio en plantas

Para la determinación de la concentración de uranio en la vegetación, las distintas muestras de plantas, una vez lavadas, secadas y molidas, han sido sometidas por triplicado a un proceso de digestión ácida con  $HNO_3:H_2O_2:H_2O$  (8:2:2), utilizando una relación planta: extractante de 0,5 (g):12 (mL).

Dicho proceso se ha realizado mediante digestión en un horno microondas Milestone Ethos Plus en dos etapas. La primera a una temperatura de 75°C durante un periodo de 10 min y la segunda a de 109°C durante un periodo de 30 min. Los extractos derivados de este proceso fueron transferidos a matraces aforados de 25 mL., siendo posteriormente enrasados con agua ultrapura (Figura 13).



*Figura 13: Preparación de las muestras para su posterior digestión.*

El análisis de uranio en estos extractos se ha llevado a cabo por espectroscopia ICP-OES o EAA-AE, dependiendo de su nivel de concentración. Para comprobar la exactitud de los métodos de digestión y análisis se han utilizado los materiales de referencia NIST SRM 1.573a y BCR-679, resultando desviaciones <10% en la determinación de los elementos, en muestras triplicadas.

### • **Determinación de los factores de bioacumulación**

La determinación de los factores de bioacumulación (FB) y translocación o transferencia (FT) se llevó a cabo a partir de los contenidos de elementos tóxicos. Los FB se han calculado con respecto tanto al contenido total como al contenido soluble de elementos tóxicos en los suelos (FB total y FB soluble) y tanto para la raíz como para las partes aéreas de las plantas. El FT es una forma de cuantificar la disponibilidad en el suelo de radionúclidos incorporados por la planta, mediante la relación entre la concentración de actividad de la planta ( $C_p$ ), expresado en  $Bq\ kg^{-1}$  peso seco, y la concentración de actividad total del suelo ( $C_s$ ), en  $Bq\ kg^{-1}$  peso seco, como está indicado en la ecuación 8 de esta memoria (Madruga et al., 2001).

### • **Determinación de la biomasa**

Las comunidades de plantas están constituidas por diferentes especies y en algunas de ellas no puede determinarse el tamaño absoluto de la población. No obstante, la abundancia poblacional puede obtenerse mediante estimaciones de la densidad (biomasa por unidad de superficie, % de cobertura, etc.). La técnica utilizada en este estudio para calcular la cobertura del suelo es la estimación ocular. Sobre cada transecto se coloca un cuadrado metálico sobre el suelo y se

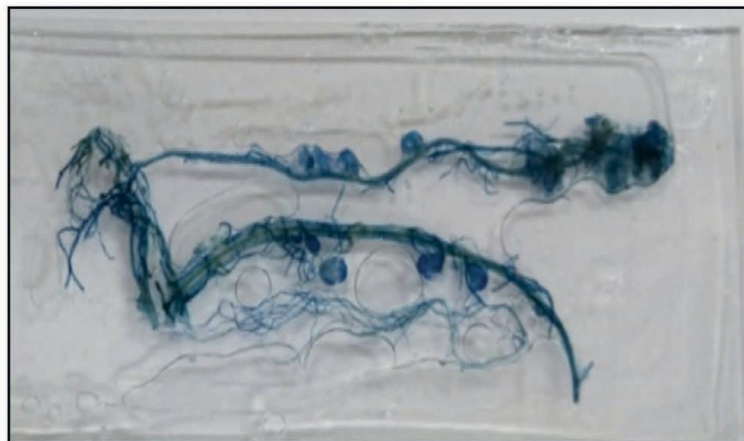
calcula visualmente el porcentaje de suelo cubierto por vegetación. La cobertura (%) en cada transecto se estima como:  
 $\% \text{ de suelo cubierto} = (\% \text{ suelo cubierto} / \text{N}^\circ \text{ de puntos registrados})$ .

#### • Superficie específica de la hoja

La superficie específica de la hoja se ha calculado mediante un Medidor Portable de Área Foliar LI-3000C. Este aparato combina un ordenador con la tecnología de escaneo de un sensor en el cabezal, para proveer un sistema potente y realizar mediciones de área foliar no destructivas. Utiliza un método electrónico de aproximación rectangular para brindar una resolución de 1 mm<sup>2</sup>. El área foliar, la longitud de las hojas, el ancho promedio y el ancho máximo se registran en el ordenador mientras se pasa el cabezal de escaneo sobre la hoja. Los archivos pueden verse en la pantalla del instrumento o en un ordenador usando el software del LI-3000C.

#### • Determinación del grado de micorrización de las raíces

Con el fin de poner en evidencia las estructuras micorrizógenas, se utiliza el método de aclarado y tinción de raíces de Brundrett et al., (1996). Primeramente, se lavan las raíces y se someten al proceso de aclarado en KOH al 10%, durante 20 minutos, al baño maría. Transcurrido este tiempo, se elimina el KOH y se lavan las raíces con agua. Posteriormente se introducen las raíces en HCl 0,1N, durante 2 minutos, para neutralizar los restos de KOH que puedan quedar. Una vez aclaradas las raíces, estas se tiñen con azul tripán 0,05%, durante 5 minutos, al baño maría; transcurrido este tiempo se lavan las raíces con lactoglicerol para retirar el exceso de colorante. De este modo se ponen de manifiesto las estructuras endomicorrizógenas presentes en las raíces (Figura 14).



*Figura 14: Micelio de las micorrizas y vesículas.*

## MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

Posteriormente, se colocan paralelamente 25 fragmentos de 1 cm de longitud sobre un portaobjetos, se añade lactoglicerol y se coloca el cubreobjetos para la observación al microscopio (40x, Nikon YS100). Para cuantificar el grado de colonización de las raíces se ha calculado la razón entre el número de segmentos micorrizados y el número de segmentos totales analizados y se ha multiplicado por 100 (Ferrera-Cerrato et al., 1993).

### 3.2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Todos los datos analíticos obtenidos de suelos y plantas se han sometido a un tratamiento estadístico y geoestadístico. Se calculó la media aritmética, media geométrica, mediana, rango, desviación estándar, coeficiente de la variable, curtosis y se realizó el análisis de componentes principales, box plot, histogramas y correlaciones entre los elementos y las propiedades de los suelos. La realización de estos análisis estadísticos se llevó a cabo con el software spss v.23.0.

Los métodos de geoestadística que se utilizan en este estudio han sido dos (Kriging y IDW) con el Sistema de Información Geográfica (ARCGIS v 10.5). Para identificar la distribución espacial de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en suelos de áreas mineras contaminadas se ha utilizado el procedimiento geoestadístico avanzado Kriging, que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados con valores "Z". A diferencia de otros métodos de interpolación, utilizar la herramienta Kriging en forma efectiva implica una investigación interactiva del comportamiento espacial del fenómeno, representado por los valores antes de seleccionar el mejor método de estimación para generar la superficie de salida.

Para el cálculo de la distribución espacial del contenido de uranio en los suelos naturales se ha aplicado el método de interpolación IDW (distancia inversa ponderada). La interpolación mediante IDW determina los valores de celda a través de una combinación ponderada linealmente de un conjunto de puntos de muestra, siendo la ponderación una función de la distancia inversa. Mediante este método se asignan valores a las ubicaciones basándose en los valores medidos circundantes y en fórmulas matemáticas específicas que determinan la suavidad de la superficie resultante. La superficie que se interpola debe ser la de una variable dependiente de la ubicación.







# RESULTADOS

# Y DISCUSIÓN





## 4- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. ESTUDIO FÍSICO DE LA ZONA SELECCIONADA

#### 4.1.1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

El área de estudio está localizada al oeste de la provincia de Salamanca. Es un área encajada en las cuencas del río Águeda y Yeltes, perteneciente a la cuenca hidrográfica del Duero. La cuenca del Yeltes abarca 976 km<sup>2</sup> y la cuenca del Águeda, sin incluir la parte portuguesa, abarca unos 2.426 km<sup>2</sup>, en total el área de estudio abarca unos 3.402 km<sup>2</sup> (Figura 15).

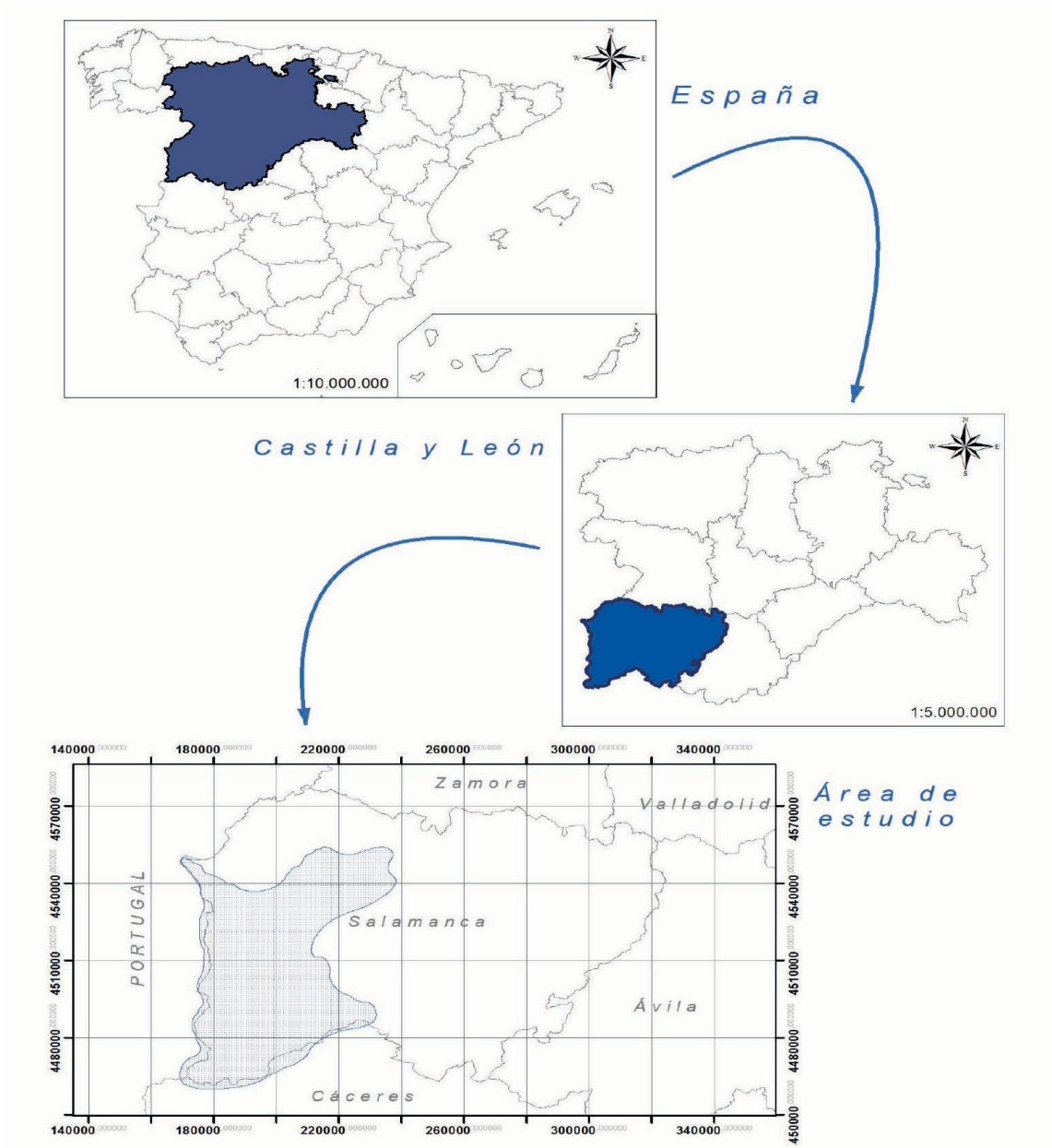


Figura 15: Localización geográfica del área de estudio.

La zona se extiende por las provincias de Salamanca y Cáceres. La parte española, que limita con la provincia de Salamanca, abarca la casi totalidad de las comarcas de Vitigudino, Ciudad Rodrigo y el Abadengo, y pequeñas zonas de las comarcas de Argañán y Azaba, y la parte cacereña ocupa una pequeña zona del norte de la comarca de Sierra de Gata. En total el área presenta una población aproximada de 38.000 habitantes.

La selección de la zona para la realización del presente estudio se ha llevado a cabo en base a la existencia de numerosas mineralizaciones de uranio a lo largo de fracturas en granitos, pizarras y esquistos que forman parte del basamento del Macizo Hespérico. Estas fallas y zonas de cizallas son originadas por una gran fractura regional de más de 100 km de longitud, con dirección NE40°, que atraviesa la zona de estudio.

#### 4.1.2. CLIMATOLOGÍA Y BIOCLIMATOLOGÍA

##### • Climatología

Se han estudiado los parámetros climáticos, temperatura, precipitaciones y dirección e intensidad del viento. Se ha incluido este último parámetro debido a la importancia que tiene en la movilidad de la radicación alfa del uranio. El clima de la provincia de Salamanca ha sido objeto de varios estudios específicos a lo largo de los últimos treinta años (Forteza del Rey, 1985; Garmendia, 1964; Oliver & Calabuig, 1979). A escala continental, el clima de la provincia de Salamanca, como el de la mayor parte del territorio ibérico, es claramente mediterráneo, caracterizado por un período de aridez estival; es decir, coinciden en el verano el periodo de mínimas precipitaciones con el de máximas temperaturas. Estas características generales son matizadas, dependiendo de los territorios concretos de la provincia, por los factores orográficos y por las variaciones de precipitación y temperatura, surgiendo así la diversidad de pisos bioclimáticos.

En la provincia de Salamanca la media de las precipitaciones anuales puede oscilar desde los 393-402 mm, en las estaciones meteorológicas de Calvarrasa de Arriba, Machacón y Garcihernández, hasta más de 1.420-1.923 mm, en las de Navasfrías y La Alberca. La zona más seca se localiza al noreste y paulatinamente las precipitaciones aumentan hacia el oeste y el sur de la provincia. En el noroeste, en los Arribes, raramente se superan los 1.000 mm anuales, mientras que, en el sur, cerca de la provincia de Cáceres, las precipitaciones se incrementan con la altitud (Sierras de Gata, Francia y Béjar).

Además, al factor orográfico que favorece el aumento de las precipitaciones se une el efecto pantalla asociado a las situaciones sinópticas que son el origen de la mayoría de las precipitaciones: las borrascas atlánticas que penetran en la Península por el oeste atravesando Portugal, descargan su humedad en la vertiente sur de las sierras del Sistema Central, que en el caso de la provincia de Salamanca corresponde a la zona montañosa situada al sur de la provincia.

Por su parte, los temporales del noroeste, desarrollados en otoño y primavera, que dejan grandes cantidades de lluvia en el norte peninsular, apenas producen precipitaciones en la provincia de Salamanca. Y, finalmente, en el norte y noroeste de la provincia, como ocurre en el centro de la Cuenca del Duero (provincia de Valladolid y este de la de Zamora), son frecuentes en verano las tormentas convectivas o tormentas de calor.

La precipitación total anual es una de las variables que mejor pueden definir las variaciones climáticas. Al trazar las líneas isoyetas, en función de las precipitaciones totales, sobre el mapa provincial quedan perfectamente delimitadas unas zonas, en las que influye significativamente la característica orográfica marcadas por diferentes niveles de altitud. No obstante, la región más seca se encuentra localizada hacia el NE de la provincia, ocupando una amplia zona que se dirige hasta Ledesma. Toda ella es la zona de la meseta salmantina con una altitud media de 800 m. A partir de ese núcleo, hacia el W y hacia el S van aumentando paulatinamente las precipitaciones hasta llegar, en los extremos NW y S, a las zonas de máxima precipitación. Con valores intermedios aparece una estrecha banda que rodea la zona más seca y que penetra hacia el oeste hasta Ciudad Rodrigo.

En la zona del sur las isoyetas se dibujan muy próximas entre sí, pasando casi rápidamente de los 500 mm a cantidades superiores a los 1.000 mm, en las sierras de Francia y Béjar, a lo largo del límite con la provincia de Cáceres, donde las precipitaciones de invierno y, sobre todo, las de noviembre se incrementan. Puede, por lo tanto, esquematizarse el mapa pluviométrico de la provincia de Salamanca distinguiendo tres zonas, ya descritas por Garmendia (1964), y que según su precipitación se ordenan, de mayor a menor, de la siguiente forma: 1-Zona muy lluviosa del sur; 2-Zona moderadamente lluviosa del norte, noroeste y centro y 3-Zona seca del noreste y centro (Figura 16).

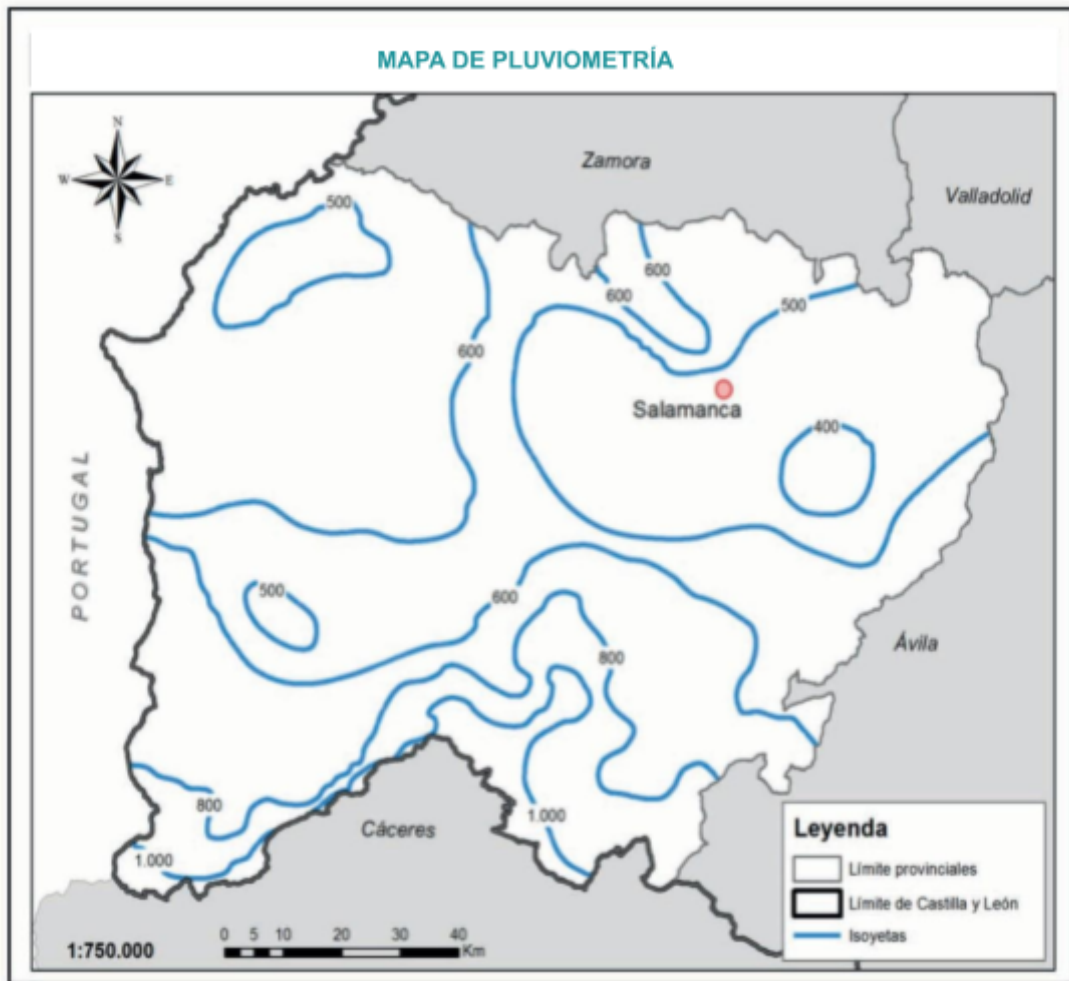
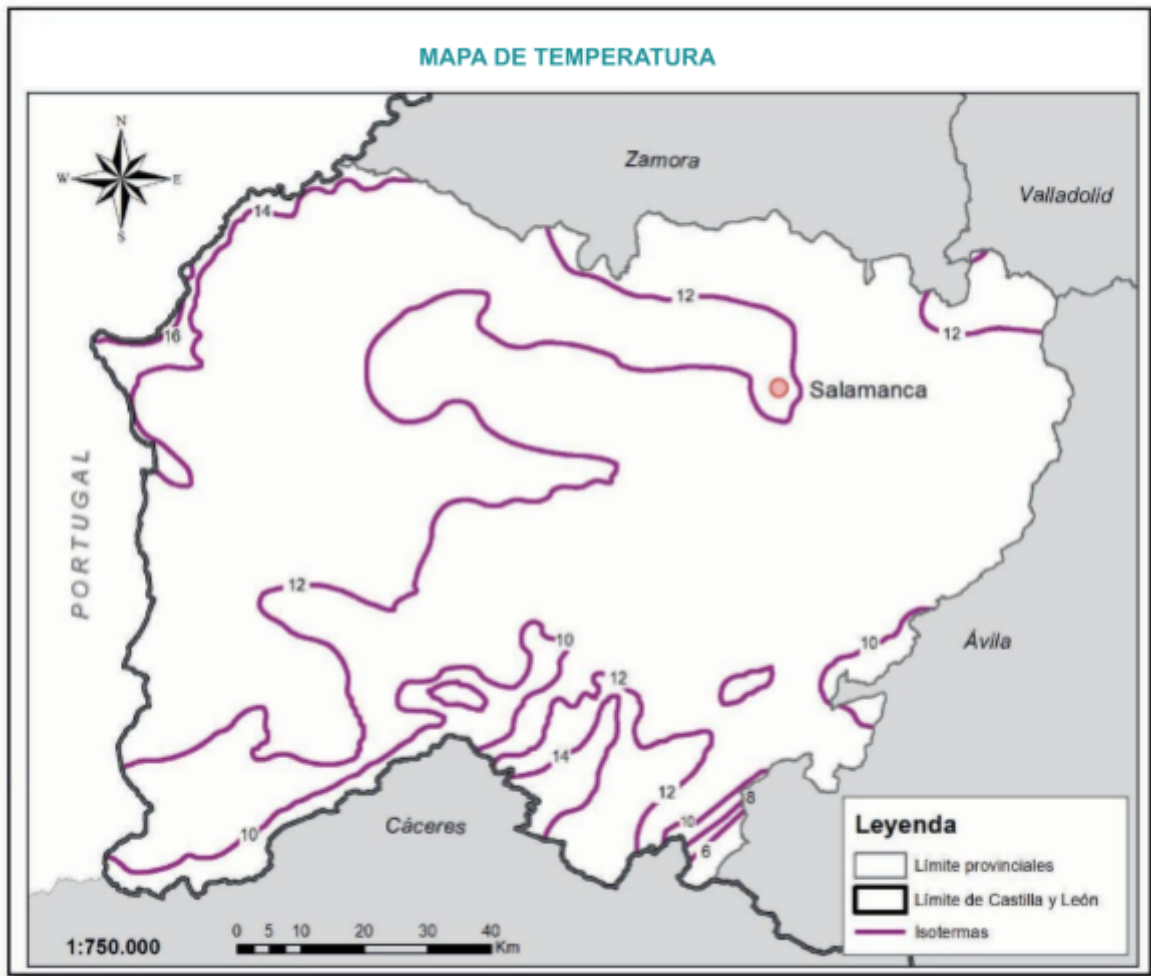


Figura 16: Mapa pluviométrico de la provincia de Salamanca (Garmendia, 1964).

En cualquiera de ellas, el mínimo de precipitaciones tiene lugar en los meses de julio y agosto, con valores que oscilan en torno a los 10 mm. Ambos meses definen el verano como muy seco. La pluviosidad se concentra en el período invernal, relativamente largo, destacando dos máximos (invernal y post estival) en enero y noviembre, y dos mínimos secundarios relativos en abril y diciembre. El descenso de la pluviosidad hacia julio presenta un talud más lento y suave que el incremento hacia el otoño desde agosto, apareciendo la primavera aparentemente más seca que el otoño.

Respecto a la termometría, la mayor parte de la provincia registra una media anual que oscila entre 10-13°C, en Vallejera de Riofrío, Candelario, Navasfrías y gran parte de las Comarcas del Abadengo y de los Campos de Argañan y Azaba, a excepción de las zonas más cálidas de la provincia de Salamanca, Los Arribes y el Valle del Alagón, que cuentan con unas temperaturas medias de 14 a 17°C y de las zonas más frías, Sierra de Francia y Sierra de Béjar, con temperaturas medias de 6 a 7,5°C (Figura 17).

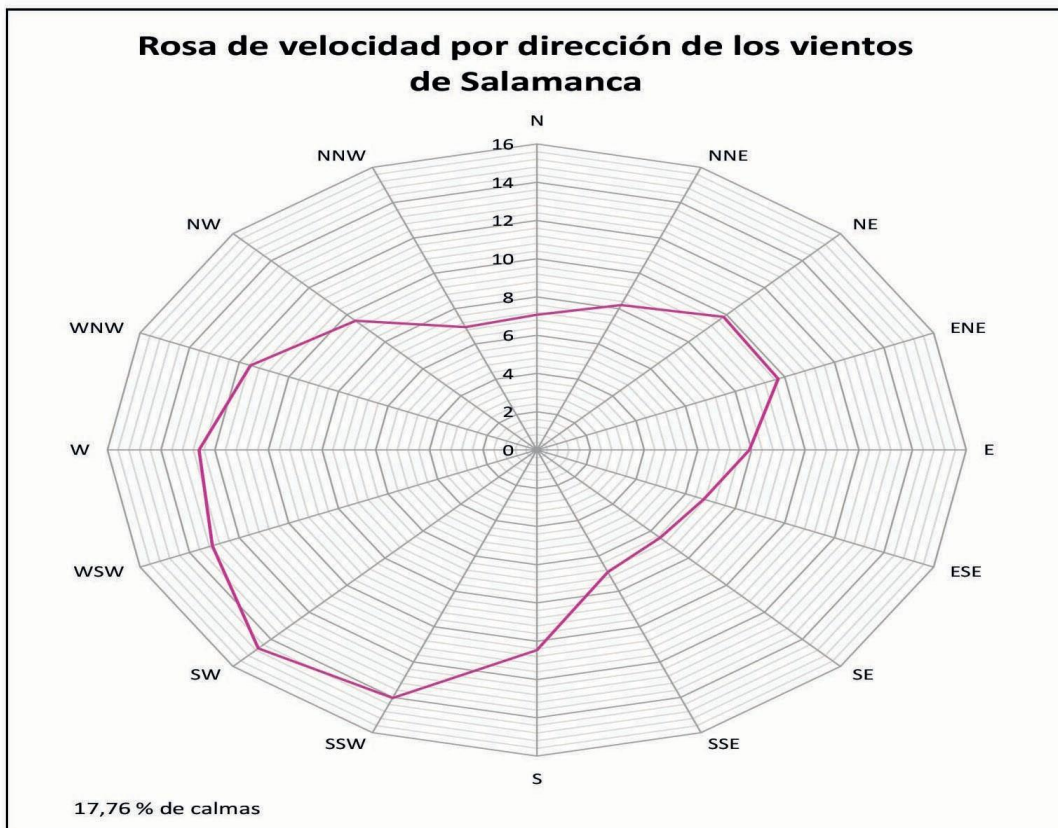
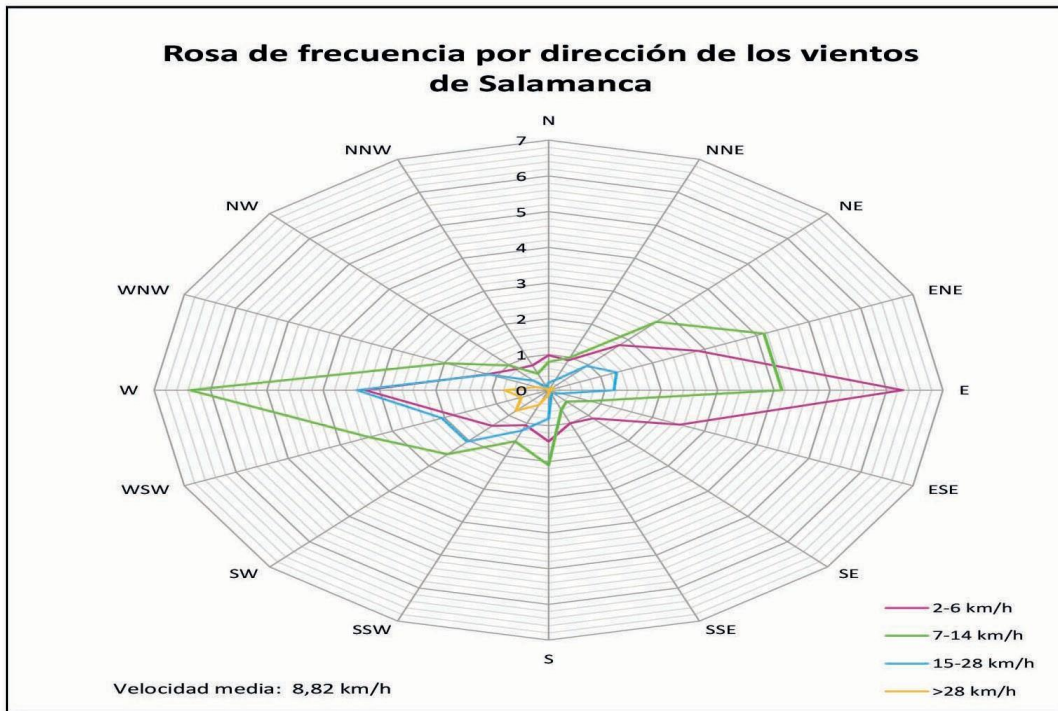


*Figura 17: Mapa termométrico de la provincia de Salamanca (Forteza del Rey, 1985).*

La temperatura media anual de la ciudad de Salamanca es de alrededor de 12°C.

Como ya se ha indicado anteriormente en este estudio es importante hacer una pequeña reseña del viento. En la tabla 2 y figura 18 queda reflejada la dirección y velocidad del viento en la provincia de Salamanca.





*Figura 18:* Velocidad y dirección del viento de la provincia de Salamanca.

*Tabla 2: Datos de dirección y velocidad de los vientos.*

Velocidad del viento. Dirección del viento.		2-6 km/h	7-14 km/h	15-28 km/h	>28 km/h
<b>N</b>	Norte	0,99	0,79	0,21	0,02
<b>NNE</b>	Nornoroeste	0,91	0,98	0,30	0,04
<b>NE</b>	Noreste	1,78	2,70	0,95	0,10
<b>ENE</b>	Estenordeste	2,87	4,14	1,30	0,08
<b>E</b>	Este	6,28	4,14	1,16	0,07
<b>ESE</b>	Estesureste	2,52	0,79	0,24	0,03
<b>SE</b>	Sureste	1,12	0,45	0,11	0,01
<b>SSE</b>	Sursureste	1,00	0,59	0,11	0,01
<b>S</b>	Sur	1,43	2,09	0,79	0,12
<b>SSW</b>	Sursuroeste	1,06	1,55	1,22	0,45
<b>SW</b>	Suroeste	1,41	2,53	2,04	0,82
<b>WSW</b>	Oestesuroeste	1,82	3,44	2,04	0,52
<b>W</b>	Oeste	3,25	6,36	3,40	0,785
<b>WNW</b>	Oestenoroeste	1,16	1,97	1,14	0,23
<b>NW</b>	Noroeste	0,82	0,98	0,36	0,06
<b>NNW</b>	Nornoroeste	0,75	0,49	0,09	0,01

Los vientos predominantes en el área de estudio son principalmente de componentes Oeste-Este y Suroeste-Noreste, siendo las velocidades de mayor frecuencia de estos vientos las comprendidas entre 7-14 km/h. En los vientos con velocidades comprendidas entre 2-6 km/h predomina la dirección Este-Oeste, entre los de 7-14 km/h predominan las componentes Oeste-Este-Noreste y en los vientos de más de 15 km/h son predominantes las componentes Oeste-Suroeste.

### • Bioclimatología

El tipo de bioclimatología de la provincia de Salamanca se ha caracterizado mediante la nueva clasificación bioclimática de la Tierra establecida por (Rivas-Martínez, 2007). En dicha clasificación se utilizan parámetros climáticos simples y

sumatorios, así como unos índices bioclimáticos obtenidos a través de fórmulas aritméticas sencillas, que sirven para establecer la tipología de esta clasificación. En todos los casos, la temperatura se expresa en grados centígrados (°C) y la precipitación, en milímetros (mm).

El conocimiento cada vez más detallado de la distribución de la vegetación sobre la Tierra, así como las modificaciones en la composición de la vegetación potencial y de sus etapas de sustitución, nos permiten reconocer, cada día con más precisión y objetividad, las fronteras bioclimáticas y vegetacionales y calcular los valores numéricos umbrales que las definen. De esta forma, se ha ido delimitando y ajustando en jerarquías tipológicas de expresión latitudinal: macrobioclimas, bioclimas y variantes bioclimáticas y, en relación a su aspecto altitudinal, los modelos corresponden a los pisos bioclimáticos: termotipos y ombrotipos. En la clasificación bioclimática global, se reconocen cinco macrobioclimas, veintiocho bioclimas y cinco variantes bioclimáticas. Esto nos conduce a poder realizar con gran precisión mapas bioclimáticos y biogeográficos de cualquier territorio (Rivas-Martínez, 2007).

Para realizar este estudio se han utilizado los datos climáticos de la provincia de Salamanca aportados por el Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Se han recogido los datos de precipitación y temperatura de los 362 municipios que tiene la provincia de Salamanca.

En la tabla 3 se recogen los factores que determinan las características bioclimáticas de los yacimientos mineros que son objeto del presente estudio. Se llega a la conclusión de que el macroclima que define a la provincia de Salamanca es el Mediterráneo y que pertenece al bioclima Pluviestacional oceánico.

En esta provincia se encuentran representados los termotipos: Oromediterráneo, Supramediterráneo y Mesomediterráneo, y en los tres tienen también representación los dos horizontes: el superior y el inferior (Ladero Álvarez, 2014).

**Tabla 3:** Termotipo y Ombrotipo de los yacimientos mineros estudiados.

Localidad	Alt (m)	Pmm	T °C	It °C	Ic °C	Io	Itc °C	Termotipo	Ombrotipo	Continentalidad
<b>Villar de la Yegua</b>	713	577,1	13	245	16,9	3,5	245	Mesomediterráneo superior	Seco superior	Oceánico-Euroceánico
<b>Carpio de Azaba</b>	681	628,6	13	235	17,2	3,9	235	Mesomediterráneo superior	Subhúmedo inferior	Oceánico-Semicontinental
<b>Villar de Peralonso</b>	820	561,3	12	208	17,2	3,8	208	Supramediterráneo inferior	Subhúmedo inferior	Oceánico-Semicontinental
<b>Villavieja de Yeltes</b>	740	625	13	228	17,3	4,0	228	Mesomediterráneo superior	Subhúmedo inferior	Oceánico-Semicontinental
<b>Alameda de Gardón</b>	714	632,3	13	233	17,5	4,0	233	Mesomediterráneo superior	Subhúmedo inferior	Oceánico-Semicontinental

**It:** Índice de Termicidad, es el resultado de la suma en décimas de grados de T (temperatura media mensual), m (temperatura media de las mínimas del mes más frío) y M (temperatura media de las máximas del mes más frío) y esto multiplicado por 10.  $It = (T+m+M) \times 10$ . **Ic:** Índice de Continentalidad, es la temperatura media de los meses más cálidos y más fríos del año ( $T_{max}-T_{min}$  en °C). **Io:** Índice Ombrotérmico anual resulta del cociente entre  $(Pp/Tp) \times 10$ , donde Pp representa la precipitación positiva anual (de los meses de  $T_i$ : temperatura media mensual, superior a cero grados). Tp. La temperatura positiva anual: Suma en décimas de grados centígrados de las temperaturas medias mensuales  $T_i > 0^\circ C$ .

**Itc:** Índice de Termicidad compensado. Cuando el índice de continentalidad (Ic) está comprendido entre 8 y 18, el valor de Itc se considera igual a It ( $Ic = Itc$ ). Por el contrario, si el índice de continentalidad no alcanza o supera los umbrales mencionados, hay que compensar el índice de termicidad adicionando o sustrayendo un valor de compensación (C)  $Itc = It \pm C$ .

De los cinco yacimientos mineros estudiados, 4 pertenecen al termotipo Mesomediterráneo y solamente el de Villar de Peralonso pertenece al Supramediterráneo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la provincia de Salamanca el termotipo dominante es el Supramediterráneo. El Mesomediterráneo se encuentra representado en las siguientes comarcas: Arribes del Duero, Abadengo, Tierra de Vitigudino, Ramajería, Tierra de Ciudad Rodrigo, Campo de Camaces, Campos de Argañan y Azaba, Socampana de Ciudad Rodrigo, Subcomarca de Baja Sierra de Francia y Sierra de Béjar, en el tramo final del valle del Alagón (Figura 19).



Figura 19: Mapa de termotipos de la provincia de Salamanca.

Cuatro ombrotipos tienen representación en Salamanca (Figura 20), estos van desde el húmedo hasta el seco, y también se reconocen los dos horizontes tanto el superior como el inferior dentro de cada ombrotipo. El ombrotipo seco se extiende, principalmente, por el centro y cuadrante nororiental, aunque también se encuentra representado en una pequeña zona occidental, donde las precipitaciones son escasas. La vegetación, adaptada a estas condiciones de continentalidad y lluvias escasas, está dominada por la asociación de *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* en los suelos silíceos y por la asociación *Junípero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* sobre los suelos básicos en la Comarca de La Armuña. El ombrotipo subhúmedo también se encuentra ampliamente representado con el areal de la serie de vegetación *Pyro*

*bourgaeanae-Quercetum pyrenaicae* y es el más representativo de las zonas objeto de estudio. El sur de la provincia de Salamanca se incluye dentro del ombrotipo húmedo, debido a los elevados índices de precipitación que posee. Es una zona dominada por bosques caducifolios de *Quercus pyrenaica*, representados por la asociación *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*. El ombrotipo húmedo se corresponde biogeográficamente con el sector Bejarano-Gredense, dominado por un piornal, con cambriones de la asociación *Echinosparto pulviniformis-Cytisetum oromediterranei* (Ladero, 2014).

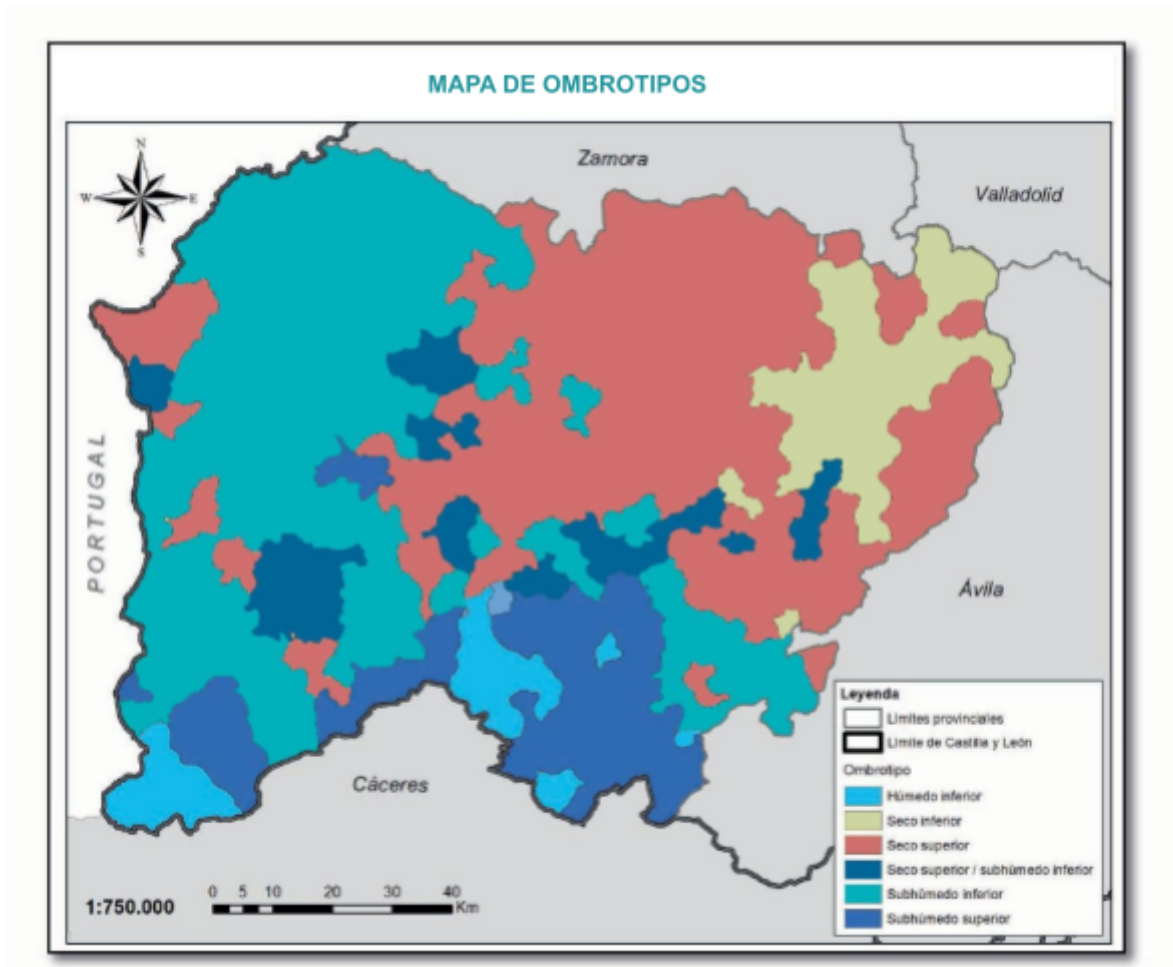


Figura 20: Mapa de ombrotipos de la provincia de Salamanca.

## 4.2. VEGETACIÓN DE LA ZONA

### 4.2.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA VEGETACIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

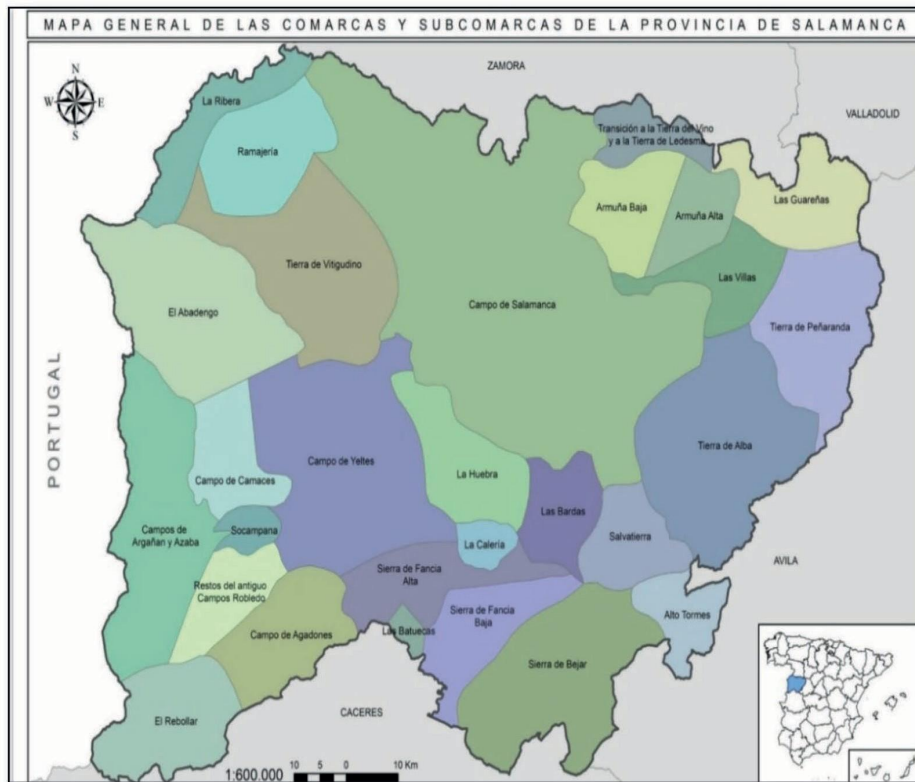
La provincia de Salamanca presenta gran riqueza florística y gran diversidad de las biocenosis vegetales. Los datos florísticos y fitosociológicos, unidos a los bioclimáticos, geológicos y edafológicos del territorio, nos permiten delimitar las distintas unidades biogeográficas.

La provincia de Salamanca se extiende sobre tres grandes unidades geológicas y morfológicas: la zona central, correspondiente a la penillanura, y que coincide con lo que se conoce como Campo Charro; la Sierra, situada al sur de aquella, y formada por tres bloques: Béjar, Peña de Francia y Gata; y la planicie terciaria de la parte nororiental, formada por La Armuña, Las Villas y el Campo de Peñaranda. Además, se reconoce en el extremo occidental de la provincia la comarca natural de la Ribera del Duero, conocida también como Los Arribes o Las Arribes. Por lo que, existen cuatro zonas diferentes en la provincia de Salamanca (Llorente, 1976; Cabo, 1955; García, 1971).

La zona seleccionada en este estudio se encuentra ubicada en las comarcas del Abadengo-Vitigudino y Tierra de Ciudad Rodrigo. Esta última está constituida por las subcomarcas de Campo de Yeltes, Campo de Argañán y Azaba y Campo de Camaces (Figura 21).

#### • Comarca del Abadengo-Vitigudino

Actualmente, las comarcas histórico-administrativas del El Abadengo y la Tierra de Vitigudino (incluida La Ramajería), constituyen una comarca biogeográfica única, en función de los datos geológicos y bioclimáticos. Se encuentra situada en el noroeste de la provincia, limitando al norte por el río Tormes y la Comarca de La Ribera, al oeste con la Comarca de los Arribes del Duero y del Águeda, al sur por las Comarcas del Campo de Yeltes, Campo de Camaces y al este con Campo de Salamanca, incluida la Tierra de Ledesma (Sánchez, 1979). En el Abadengo, se diferencian dos territorios, geográfica y botánicamente, bien delimitados: los riberos del Duero y Águeda y la penillanura contigua. Por lo tanto, en cuanto al perfil bioclimático, presenta termotipo mesomediterráneo superior y ombrotipo seco superior, representativo de los Arribes del Duero y Águeda, y subhúmedo inferior, representativo en la penillanura. En La Ramajería y parte occidental de Vitigudino el termotipo es mesomediterráneo superior y, en el resto de la comarca, el termotipo es supramediterráneo inferior y el ombrotipo subhúmedo inferior.



**Figura 21:** Comarcas de la provincia de Salamanca.

En cuanto a los sustratos, existe un predominio de las rocas silíceas: granitos, pizarras y cuarcitas. Dispersas, entre las pizarras cámbricas, se encuentran banco de rocas calcosilicatadas, que permiten el establecimiento de especies vegetales ligadas a la basicidad del medio; por ejemplo: *Sideritis hirsuta* L. (rabo de gato), *Coronilla minima* L. (Coronilla de rey), *Aphyllanthes monspeliensis* L. (Junquillo azul), *Velezia rigida* L. (Clavelillo seco) etc. (Figura 22).



**Figura 22:** Plantas bioindicadoras de suelos básicos a) *Sideritis hirsuta* L. (rabo de gato), b) *Coronilla minima* L. (Coronilla de rey), c) *Aphyllanthes monspeliensis* L. (Junquillo azul), d) *Velezia rigida* L. (Clavelillo seco).



En los Arribes del Águeda y el Duero, entre los 120 y 300 m de altitud, la vegetación está formada por fruticedas arborescentes, serie edafoxerófila y termófila en la que son elementos preponderantes: el acebuche (*Olea europaea* subsp. *europaea*) (Wagner et al., 1999), el espino prieto (*Rhamnus oleoides* L. subsp. *oleoides*), el espárrago blanco (*Asparagus albus* L.) y, a veces, los madroños que caracterizan la asociación *Asparago-Rhamnetum oleoidis* (Figura 23). Entre los 300 y 600 m de altitud la vegetación potencial, sobre suelos pizarrosos, es un encinar mesomediterráneo con enebros y retamas (*Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*), faciación típica de *Retama sphaerocarpa* L. A mayor altitud se presenta un robledal adhesionado con piruétanos (*Pyro pyrastris-Quercetum pyrenaicae*). El robledal ocupa la totalidad de la Tierra de Vitigudino (incluida La Ramajería), la mitad occidental del Abadengo y la parte noroccidental de la Tierra de Ledesma (Ladero, 2014).



**Figura 23:** *Asparago-Rhamnetum oleoidis*, series del retamar.

Las dehesas de encinas, pertenecientes a la asociación *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*, se dan en las áreas de ombrotipo seco (Figura 24). En sentido amplio, son formaciones abiertas de origen antrópico, creadas por el hombre mediante el aprovechamiento ordenado de la ganadería bovina y ovina, hasta tal punto que son la base fundamental en el mantenimiento de la cabaña extensiva de la provincia de Salamanca. En sentido lato, son valoradas no solo por el suelo, sino por el suelo (Ladero, 2014).



**Figura 24:** *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*.

El aprovechamiento ordenado de los pastizales terofíticos, de escaso valor trofológico con ganado bovino y sobre todo ovino, se transforman en pastos éutrofos ricos en leguminosas y gramíneas, a los que se denomina majadales. Los mejores majadales se desarrollan en el Campo de Salamanca y más concretamente en la zona de Vecinos, donde la roca corresponde a pizarras cámbricas. Son pastos de poca biomasa y alto valor alimenticio, definidos por la asociación *Festuco amplae-Poetum bulbosae*. Los encinares adeshados que se incluyen en esta asociación, presentan ciertas variaciones en función de las precipitaciones y del tipo de sustrato principalmente silíceo. En el límite oriental de la comarca, con precipitaciones alrededor de 550 mm, el robledal da paso a un encinar con quejigos (*Quercus faginea* Lam.), que caracterizan la subasociación *Quecetosum faginae*. En la penillanura, donde el termotipo varía de occidente a oriente, de mesomediterráneo superior a supramediterráneo inferior, el ombrotipo es subhúmedo inferior y las precipitaciones se encuentran alrededor de los 600 mm, la dehesa de encinas se encuentra enriquecida en algún elemento semicaducifolio, como el quejigo (*Quercus faginea* Lam. subsp. *faginea*), caracterizando la subasociación *Quecetosum faginae* (Figura 25). Esta vegetación tiene amplia representación en el borde oriental de la comarca, como sucede en Brincones, Espadaña, Puertas o El Cubo de Don Sancho (Ladero, 2014).



**Figura 25:** Quejigar genisto. *Quercetum rotundifoliae-Quercetosum faginae*.

Comentadas aquellas comunidades que ocupan mayor área, es necesario destacar las peculiaridades que diferencian a algunas de ellas. En el caso de El Abadengo, aunque la parte occidental es similar a la comarca de los Arribes del Duero,

es necesario consignar una comunidad rupícola que coloniza las fisuras de taludes pizarrosos, definida por la asociación *Cheilanthes maderensis-Cosentinietosum velleae*, cuya única localidad es el Puerto de Vega de Terrón, en La Fregeneda.

En la tierra de Vitigudino, mitad occidental del Abadengo y la parte noroccidental de la Tierra de Ledesma, la vegetación corresponde a un melojar adehesado, perteneciente a la asociación *Pyro pyrastris-Quercetum pyrenaicae* (Figura 26), cuya característica básica es la ausencia en toda el área de *Genista falcata* Brot., en todos los estadios de la sucesión. Los sustratos son silíceos, con predominio de granitos, pizarras, cuarcitas y, en menor proporción, sedimentos terciarios. El ombroclima se sitúa en el subhúmedo inferior.



**Figura 26:** Robledal adhesado. *Pyro pyrastris-Quercetum pyrenaicae*.

Los majadales originados bajo este tipo de melojar se incluyen en la asociación de la *Festuco amplae-Poetum bulbosae* (Figura 27), aunque su riqueza en leguminosas y gramíneas es menor que los generados bajo encinar.



**Figura 27:** Ballicar. *Festuco amplae-Agrostetum castellanae*.

Como vegetación edafohigrófila de alto valor pascícola y forestal destaca, en la comarca antes referida, la que se desarrolla en el lecho mayor o externo de los ríos Huebra, Yeltes y Águeda, que corresponde a las llanuras de inundación adyacentes o riberas fluviales termohigrófilas. En el borde interno destacan las alisedas, entre las cuales, en función del piso bioclimático, se diferencian las propias del piso supramediterráneo referibles a la asociación *Galio broteriani-Alnetum glutinosae* y las asentadas en el piso mesomediterráneo, correspondientes a la asociación *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*, como sucede en el tramo final del Águeda (Ladero, 2014).

Las llanuras de inundación en general y, sobre todo, las correspondientes a los ríos Huebra y Yeltes, permiten la instalación de una vegetación arbolada, caracterizada por la presencia de dos especies directrices, *Fraxinus angustifolia* Vahl. y *Quercus pyrenaica* Willd., y definida por la asociación *Fraxino angustifoliae-Quercetum pyrenaicae* (Figura 28).

En muy contadas ocasiones, esta vegetación de ribera forma bosquetes densos, como sucede entre Alba de Yeltes y Castraz. Lo normal es que en estas formaciones mixtas el hombre haya aclarado el estrato arbóreo, potenciando la instalación de pastizales vivaces de alto valor trofológico. Se trata de comunidades gramínoideas vivaces denominadas ballicares. Junto al ballico (*Dactylis glomerata* L.), se presentan numerosas especies gramínoideas pertenecientes a los géneros *Agrostis*, *Arrhenatherum*, *Gaudinia*, *Alopecurus*, *Phleum*, *Deschampsia*, etc., y algunas leguminosas de los géneros *Trifolium*, *Medicago* y *Lotus*. Así como los majadales tienen un aprovechamiento continuado desde el otoño hasta el final de la primavera, los ballicares o son dallados, o tienen un aprovechamiento a diente durante el periodo estival. Estas comunidades gramínoideas, en función del gradiente hídrico, se instalan en disposición lineal desde las menos a las más exigentes: *Festuco amplae-Agrostietum castellanae*, *Agrostio castellanae-Arrhenatheretum bulbosi*, *Deschampsio hispanicae-Juncetum effusi*, *Festuco amplae-Cynosuretum cristati* e *Hyperico undulati-Juncetum acutiflori* (Ladero, 2014).



**Figura 28:** *Quercus pyrenaicae-Fraxinetum angustifoliae*.

A la importancia pascícola de las comunidades señaladas, debemos añadir el valor alimenticio que presentan las fresnedas al final del periodo estival, cuando están a punto de agotarse los pastos de fenología estival. Los ganaderos salmantinos, conocedores de los usos tradicionales del territorio, proceden a la poda de los fresnos en forma de *cabeza de gato*. Es una práctica muy útil, el árbol se rejuvenece y aporta un complemento alimenticio al ganado vacuno, no solo con su follaje sino, lo más importante, con la grana.

En resumen, los ecosistemas riparios de los ríos de la llanura salmantina, incluidos en esta comarca, son de los de mayor biodiversidad de la Península Ibérica y presentan el aprovechamiento ganadero más adecuado.

Las peculiaridades de estas comarcas se completan con la descripción de la vegetación dulceacuícola que coloniza el lecho menor o interno de los ríos y arroyos. Se distinguen la vegetación enraizada, la flotante y las colonizadoras de los márgenes de los cursos de agua.

Por su vistosidad durante el periodo estival destaca la vegetación enraizada que coloniza los caozos o caozos de los ríos Huebra, Yeltes, Águeda, Uces y Arganza, definida por la asociación *Nymphaeetum albo-luteae* Nowinski (Figura 29). La comunidad se pone de manifiesto por las hojas acorazonadas flotantes y las flores blancas y amarillas de los nenúfares. Hemos de señalar que esta comunidad se encuentra en regresión, al menos en lo referente al nenúfar amarillo, prácticamente desaparecido. Las causas son desconocidas, aunque los aldeanos achacan tal disminución al fuerte incremento de las poblaciones de cangrejos (Ladero, 2014).



*Figura 29: Nymphaetum albo luteae.* Nowinski.

Dentro de las comunidades acuáticas, dominadas por las hierbas laguneras de flores blancas (*Ranunculus* sp. pl.), desempeña un papel decisivo para su establecimiento el que las aguas estén estancadas o en movimiento y, en cuanto a este, que la corriente sea lenta o rápida. Todas estas comunidades están representadas en los arroyos y ríos del territorio estudiado. Por su carácter endémico en la provincia de Salamanca, hemos de señalar la asociación *Rorippo microphyllae-Sparganietum erecti*, comunidad ligada a suelos básicos.

Entre la vegetación flotante no enraizada, destacan las comunidades constituidas por las lentejas de agua y, en función de la eutrofización de las aguas, se presenta la asociación *Lemnetum gibbae* Miyawaki & J. Tuxen en las aguas oligotrofas y *Lemno-Azolletum filiculoidis* Braun en las eutrofizadas.

En los bordes de los caozos de aguas remansadas se instalan espadañales (*Typha latifolia* L.) y carrizales (*Phragmites australis* (Cav) Trin.ex Steud.) (Figura 30), definidos por la asociación *Typha angustifoliae-Phragmitetum australis*, a los que suele acompañar el bayón (*Schoenoplectus lacustris* L.) y el esparganio (*Sparganium erectum* L. subsp. *erectum*). Si las aguas son ricas en sales, la comunidad sustituye la especie de bayón, dando entrada a *Schoenoplectus lacustris* subsp. *glaucus* (Ladero, 2014).



**Figura 30:** *Typha angustifoliae-Phragmitetum australis*.

En la comarca de Vitigudino y, de forma puntual, en el Campo de Camaces se encuentra como vegetación colonizadora de los berrocales graníticos el cambrial, formación de *Echinopartum ibericum*. subsp. *ibericum*. Es una vegetación permanente, edafoxerófila y endémica de la subprovincia Castellano-Leonesa.

Una particularidad, en función del sustrato, son las comunidades subhalófilas, desarrolladas sobre suelos salitrosos, en el entorno de la Fuente de San Esteban y Peramato. Se trata de pastizales gramínoides y juncales enanos definidos por las asociaciones *Puccinellietum caespitosae* y *Bupleuro tenuissimi-Juncetum gerardi*. Aunque ocupan pequeñas áreas no cartografiables, tienen un alto valor ecológico y medioambiental en función de su rareza y el peligro de extinción. Tales comunidades las hemos observado en las márgenes de los arroyos Manchón y Tumba Frailes (Ladero, 2014).

### •Tierra de Ciudad Rodrigo

Bajo esta denominación se incluye un amplio territorio limitado al norte con El Abadengo, Tierras de Vitigudino; al sur con Sierra de Gata, incluyendo el Campo de Agadones; al este con el Campo de Salamanca y Alta Peña de Francia; y al



oeste con la frontera portuguesa. Este territorio lo forman las subcomarcas de Campo de Argañán y Azaba, Campo de Camaces, Campo de Yeltes y la depresión de Ciudad Rodrigo (Rico, 1978). Se trata de una penillanura inclinada hacia el oeste, con altitudes máximas en la Sierra de Camaces (915 m) y mínimas en la desembocadura del río Turones, en La Bouza (400 m). Los sustratos son silíceos formados por granitos, pizarras, cuarcitas y conglomerados, arenas y limos.

En función de los datos bioclimáticos, la Tierra de Ciudad Rodrigo presenta desde un termotipo mesomediterráneo superior con ombrotipo seco superior, en la subcomarca de Ciudad Rodrigo, a un supramediterráneo inferior con ombrotipo subhúmedo inferior, en la subcomarca del Campo de Yeltes (Rico, 1978).

En cuanto a la vegetación, es necesario resaltar una serie de comunidades vegetales diferenciales frente a comarcas vecinas. La vegetación potencial climatófila destaca por su rareza, con los alcornoques de las Sierras de Camaces y Torralba, mucho más degradados, los brezales con alcornoques de los resaltes del arribe del río Morasverdes, que constituyen un enclave de vegetación Luso-Extremadurensis dentro del sector Salmantino. Es una formación mesomediterránea de ombrotipo subhúmedo, definida por la asociación *Sanguisorbo agrimonoidis-Quercetum suberis* (Figura 31).



**Figura 31:** *Sanguisorbo agrimonoidis-Quercetum suberis*.

Como etapas seriales, se encuentran los madroñales de *Phillyreo-Arbutetum unedonis* y los brezales de *Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae*. Son plantas características de esta comunidad o de sus etapas seriales: *Lavandula stoechas* subsp. *luisieri*. Rozeira, *Sanguisorba agrimonoides* Cav. ex A. Braun. & C. D. Bouch, *Arbutus unedo* L., *Phillyrea angustifolia*

L., *Thapsia máxima* Mill., *Erica arborea* L., *Pistacia terebinthus* L., etc. Vegetación con las mismas características se presenta en el Valle de Las Batuecas y en el Valle del Alagón (Ladero, 2014).

En la zona de estudio, ocupan grandes áreas como vegetación climatófila en los pisos meso y supramediterráneo, los encinares adehesados pertenecientes a la asociación *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*, comentados a lo largo de esta memoria. Sin embargo, es conveniente resaltar el valor pecuario de algunas de estas dehesas, como sucede con las de Espeja y Martihernando, cuya producción de bellota es abundante y de buena calidad.

Aunque no existen razones aparentes de la bondad del vuelo de estos montes, es conveniente consignar que estas dehesas se encuentran situadas en el piso bioclimático mesomediterráneo, en tanto que la mayor parte de los encinares de la penillanura salmantina se sitúan en el supramediterráneo. Los encinares mesomediterráneos de la Hoya de Ciudad Rodrigo presentan como etapa serial un retamar definido por la asociación *Cytiso scopari-Retametum sphaerocarphae*; por el contrario, en el piso supramediterráneo la etapa retamoide la forma un escobonal, definido por la asociación *Genisto hystricis-Cytisetum multiflori*. En cuanto a la etapa de aulagar, en ambas series se presenta la misma comunidad *Lavandulo sampaiana-Genistetum hystricis*. Como ejemplo de esta comunidad, señalamos los arribes del Águeda, en el término de Villar de la Yegua (Ladero, 2014).

Un aspecto interesante de la vegetación climatófila es el melojar, definido por la asociación *Pyro bourgaeanae-Quercetum pyrenaicae* (Figura 32). Rara vez se presenta en esta comarca como bosque denso, salvo en el tramo superior de Matahi-jos. Lo normal es que se encuentren bajo la forma de bosque hueco, es decir adehesado.



Figura 32: *Pyro bourgaeanae-Quercetum pyrenaica*.

El mejor ejemplo de este tipo de formación se presenta en las dehesas de Villar del Rey, La Granja, Aldeanueva de Portanobis y Campanero. Dehesas de robles, se observan en la frontera con Portugal, en el término de Villar de Ciervo, y en la parte suroccidental de la comarca, en los términos de Fuentes de Oñoro y Espeja, teniendo el límite meridional en el resalte de Alberquería de Argañan, junto al núcleo urbano (Ladero, 2014). Las dehesas de robles tienen menor valor ganadero que las de los encinares, los majadales surgidos por pastoreo son pobres en leguminosas y tardíos frente al majadal típico. El óptimo fenológico de estos pastizales se produce a finales de la primavera y comienzos del verano.

En cuanto a la vegetación edafohigrófila hemos de consignar los bosques abiertos, desarrollados en las vegas de inundación, formados por robles y fresnos y definidos por la asociación *Quercus pyrenaicae-Fraxinetum angustifoliae*. En el borde interior de las vegas del piso bioclimático mesomediterráneo se encuentran las fresnedas definidas por la asociación *Ficario-Fraxinetum angustifoliae* y, junto a ellas, las saucedas arbustivas correspondientes a la asociación *Salicetum salviifoliae*. Este tipo de comunidades se encuentran bien representadas a lo largo del río Águeda, aguas abajo de Ciudad Rodrigo. En la Rivera del Sestil, término de Alberquería de Argañán, se encuentra una de las choperas mejor conservadas de toda la provincia, es un bosque ripario denso perteneciente a la asociación *Populus nigrae-Salicetum neotrichae* (Ladero, 2014).

Finalmente, dentro de la vegetación higrófila, es necesario comentar los brezales de brezo de escoba, pertenecientes a la asociación *Genista anglica-Ericetum scopariae*, que se desarrollan sobre sedimentos aluviales a lo largo de los ríos, arroyos y regatos al sur del río Yeltes, entre los ríos Gavilanes y Morasverdes. Estos brezales se desarrollan también en la llanada de Sancti-Spíritus, cuando el nivel freático es muy superficial. Se trata de brezales higromorfos desarrollados sobre suelos silíceos gleiformes, mal drenados y con higromorfía superficial. Esta comunidad era conocida exclusivamente en los arenales de Velada (Toledo), teniendo su óptimo en los territorios supra mediterráneos salmantinos de la comarca de Ciudad Rodrigo. Son especies características: *Genista anglica* L., *Erica scoparia* L. y *Calluna vulgaris* (L.) Hull. (Ladero, 2014).

#### 4.2.2. SERIES DE VEGETACIÓN EN LAS ZONAS DE ESTUDIO

Los encinares salmantinos tienen especial importancia porque ocupan dos tercios de la superficie provincial y, en función de sus etapas seriales, se diferencian distintas comunidades vegetales. Estas comunidades rara vez se presentan formando bosques densos, ya que, en su lugar el hombre ha formado las dehesas, ecosistemas de origen antrópico que mantienen la mayor carga de ganado bovino de toda España, alrededor de 300.000 cabezas. Por ello, merecen especial atención los pastizales que mantienen la ganadería extensiva. En las zonas objeto de estudio, existen encinares, roble-

les, retamares/ tomillares, pastizales y por ello son de especial interés aquellas especies de pastizales desarrolladas en las zonas donde hubo prospecciones mineras.

#### 4.2.3. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

##### • Encinares

Cl.- **QUERCETEA ILICIS**. Br. Bl. ex A. & O. Bolós 1950.

Ord.- **Quercetalia ilicis**. Br. Bl. ex Molinier 1934 in Rivas-Martinez 1975.

Al.- *Quercion broteroi*. Br. Bl. P. Silva, & Rozeira 1956 in Rivas-Martínez 1975 corr Ladero 1974.

As.- *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*. P Silva 1970. (Figura 33).

##### • Robledales

Cl.- **QUERCO FAGETEA**. Br. Bl. & Vlieger in Vlieger

1937. Ord.- **Quercetalia roboris**. Tüxen 1937.

Al.- *Quercion pyrenaicae*. Rivas Goday ex Rivas-Martínez 1965.

Subal. Quercenion pyrenaicae.

As.- *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae*. Pena & T.E. Díaz 2002.



**Figura 33:** *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*.

• **Retamares/Jarales y Tomillares**

Cl.- **CYTISETEA ESCOPARIO STRIATI**. Rivas-Martínez 1975.

Ord.- **Cytisetalia scopario-striati**. Rivas-Martínez

1975. Al.- *Geniston floridae*. Rivas-Martínez 1974.

As.- *Genisto floridae-Cytisetum Scoparii*. Rivas-Martínez & Cantó 1987 (Figura 34).



*Figura 34: Genisto floridae-Cytisetum scoparii.*

As.- *Thymo mastichinae-Cytisetum multiflori*. Rivas-Martínez 1968 (Figura 35).



*Figura 35: Thymo mastichinae-Cytisetum multiflori.*

Al.- *Retamion sphaerocarphae*. Rivas-Martínez 1981.

As.- *Cytiso multiflori-Retametum sphaerocarphae*. Rivas-Martínez ex F. Navarro, M. A. Sánchez, M. A. González, Gallego, Elena & Valle 1987 (Figura 36).



**Figura 36:** *Cytiso multiflori-Retametum sphaerocarphae*.

Cl.- **CISTO-LANDULETEA**. Br. Bl. in Br. Bl., Molinier & Wagner 1940.

Ord.- **Lavanduletalia stoechadis**. Br. Bl. in Br. Bl., Molinier & Wagner 1940.

Al.- *Cistion laurifolii*. Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Monasterio, Galiano & Rivas-Martínez 1956.

As.- *Lavandulo pedunculatae-Genisetum hystricis*. Rivas-Martínez 1968 (Figura 37).

Esta comunidad y sus asociaciones se dan principalmente en el yacimiento de Villavieja de Yeltes. Aparecen muy bien representadas en todas sus etapas seriales.



**Figura 37:** *Lavandulo pedunculatae-Genisetum hystricis*.

• **Pastizales**

Cl.- **HELIANTHEMETEA GUTTATI.** (Br. Bl. in Br. Bl. Roussine & Négre 1952) Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 in. Ri-vas-Martínez 1978.

Ord.- **Helianthemetalia guttati.** Br. Bl. in Br. Bl., Molinier & Wagner

1940. Al.- *Helianthemion guttati.* Br. Bl., Molinier & Wagner 1940.

Subal.- *Helianthemenion guttati.*

As.- *Anthyllido lusitanicae-Tuberarietum guttatae.* Rivas-Martínez 2002.

As.- *Trifolio cherleri-Plantaginetum bellardi.* Rivas Goday 1958.

Al.- *Molinerion laevis.* Br. Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1952.

As.- *Ctenopsietum delicatulae.* Sardinero, Fernández-González & Sánchez-Mata 2002 Rivas-Martínez & al 2002.

Al.- *Molinerion laevis.* Br. Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1952.

As.- *Ctenopsietum delicatulae.* Rivas-Martínez & al 2002.

Cl.- **POETEA BULBOSAE.** Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1978.

Ord.- **Poetalia bulbosae.** Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas Goday & Laredo 1970. Al.- *Trifolio subterranei-Periballion.* Rivas Goday 1964.

As.- *Festuco amplae-Poetum bulbosae.* Rivas-Martínez & Fernández-González in Rivas-Martínez & Fernández-González & Sánchez-Mata 1986.

As.- *Poa bulbosae-Trifolietum subterranei.* Rivas Goday 1964 (Figura 38).



**Figura 38:** *Poa bulbosa-Trifolietum subterranei*.

Cl.- **FESTUCETEA INDIGESTAE**. Rivas Goday & Rivas-Martínez 1971.

Ord.- **Festucetalia indigestae**. Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez

1963. Al.- *Hieracio-castellanei-Plantaginion radicatae*. Rivas-Martínez & Cantó 1987.

As.- *Thymo zigydís-Plantaginetum radicatae*. Rivas-Martínez & Cantó 1987 corr. Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Pizarro 1990 (Figura 39).



**Figura 39:** Comunidad de *Thymo zigydís-Plantaginetum radicatae*.



Cl.- **POLYGONO-POETEA ANNUAE.** Rivas-Martínez 1975.

Ord.- **Polygono arenastri-Poetalia annuae.** Tüxen in Gehu, Richard & Tüxen 1972 corr. Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991.

Al.- *Polycarpion tetraphylli.* Rivas-Martínez 1975.

• **Comunidades propias de escombreras**

Cl.- **STIPO GIGANTAE-AGROSTETEA CASTELLANAE.** Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999. Ord.- **Agrostetalia castellanae.** Rivas Goday in Rivas-Martínez, Costa Castroviejo & E. Valdés 1980.

Al.- *Agrostio castellanae-Stipion giganteae.* Rivas Goday ex Rivas-Martínez & Fernández-González 1991.

As.- *Arrhenathero baetici-Stipetum giganteae.* Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata 1986 (Figura 40).



*Figura 40: Arrhenathero baetici-Stipetum giganteae.*

Cl.- **POLYGONO-POETEA ANNUAE.** Rivas-Martínez 1975.

Ord.- **Polygono arenastri-Poetalia annuae.** (Tüxen in Gebu, Richard & Tüxen 1972 corr. Rivas-Martínez, Bastones, T. E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991).

Al- *Polycarpion tetraphylli*. Rivas-Martínez 1975.

As.- *Spergularia rubrae-Matricarietum aureae*. (Rivas Goday 1955) Rivas-Martínez 1975.

Cl.- **FESTUCETEA INDIGESTAE**. (Rivas Goday & Rivas-Martínez 1971).

Ord.- **Festucetalia indigestae**. (Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963).

Al.- *Hieracio-castellanei-Plantaginion radicatae*. Rivas-Martínez & Cantó 1987.

Cl.- **PHAGNALO-RUMECETEA INDURATI**. (Rivas Goday & Esteve 1972) Rivas-Martínez, Izco & Costa 1973. Ord.- **Phagnalo saxatilis-Rumictalia indurati** .Rivas Goday & Esteve 1972.

Al.- *Rumioci indurati-Dianthion lusitani*. Rivas-Martínez, Izco & Costa ex Fuente 1980.

As.- *Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati*. Rivas-Martínez ex F. Navarro & C. Valle in Ruiz 1986 (Ladero et al., 1987) (Figura 41).



*Figura 41: Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati.*

#### 4.3. GEOLOGÍA DE LA ZONA ESTUDIADA

La zona estudiada pertenece geológicamente al Macizo Ibérico, el cual constituye un extenso afloramiento de la Cadena Hercínica Europea, que ocupa todo el occidente peninsular. Según la zonación llevada a cabo en el Macizo por diversos autores, atendiendo a diferentes características estratigráficas, estructurales, etc., el área de estudio se localiza en el extremo sur de la zona Galaico-Castellana (Lotze, 1950) o Zona Centro ibérica (Julivert et al., 1973) (Figura 42).

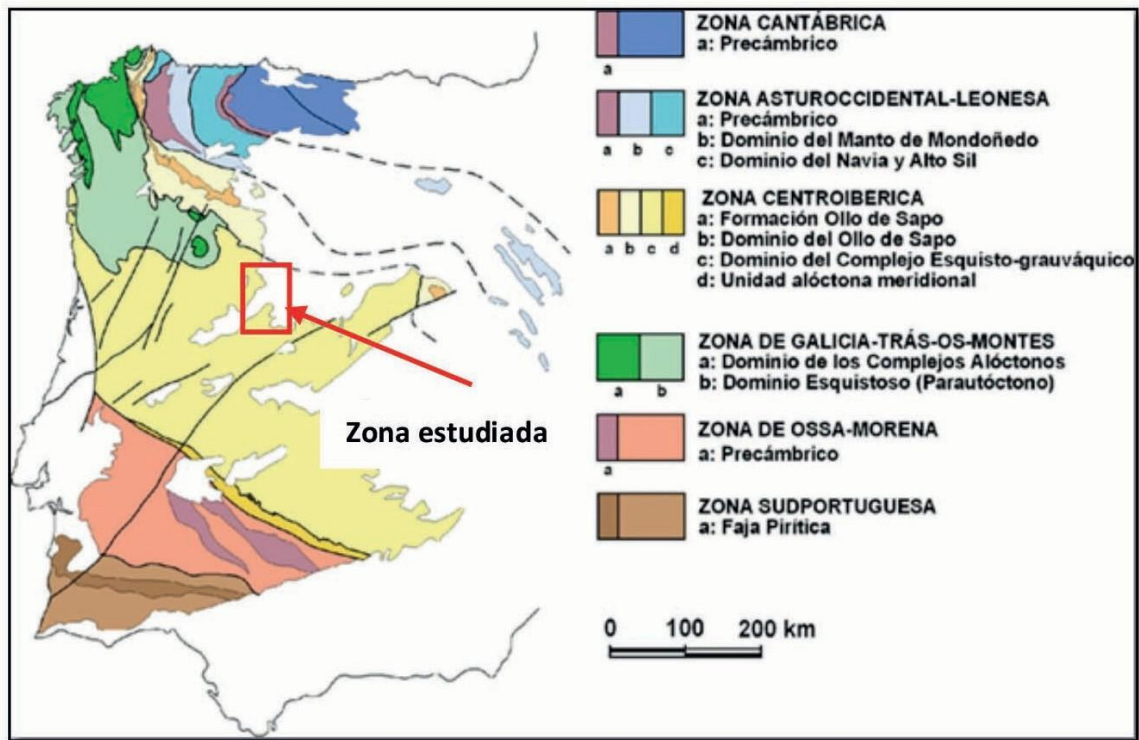


Figura 42: Zonificación del Macizo Ibérico (Vera et al., 2004).

La Zona Centro ibérica se caracteriza por la considerable extensión de los materiales graníticos y de las series preordovícicas, así como por la relación del Ordovícico, de carácter transgresivo, con los materiales infrayacentes respecto a los que se encuentran discordantes. Aparecen además en esta zona, sedimentos Paleógenos y Neógenos en una de las cuencas cenozoicas más importantes de la Península Ibérica, la Cuenca del Duero, la cual incluye la Fosa de Ciudad Rodrigo, que consiste en una depresión tectónica alargada, formada por el hundimiento de grandes bloques del basamento paleozoico como consecuencia de fracturas producidas durante el plegamiento alpino y que atraviesa la provincia de Salamanca en dirección NE-SW., desde la capital hasta la frontera portuguesa, adentrándose unos kilómetros en el vecino país. Todo el conjunto sedimentario terciario que rellena la Fosa de Ciudad Rodrigo está en posición horizontal o subhorizontal y presenta un fuerte carácter detrítico (areniscas, gravas, arenas, etc.).

Los materiales más modernos que completan el cuadro litoestratigráfico de esta región son los depósitos de terrazas fluviales, coluviales y aluviales recientes, de edad Cuaternario, que se han depositado en las laderas montañosas y en los valles de los cursos fluviales.

La zona de estudio se caracteriza por presentar los materiales geológicos que a continuación se describen:

### • Precámbrico-Cámbrico

Está representado por el Complejo Esquisto Grauváquico-CEG, que está constituido por metasedimentos de edad Precámbrico superior, aunque los términos superiores podrían pertenecer al Cámbrico inferior. La litología fundamental son pizarras, grauvacas y areniscas, entre las que se intercalan litologías, de menor extensión cartográfica, de cuarcitas, conglomerados y pizarras negras carbonosas.

El Complejo Esquisto Grauváquico constituye, a nivel regional, un conjunto litológico de potencia considerable, en el que se han identificado dos grandes unidades, en el sector de las Hurdes-Sierra de Gata, denominadas: Unidad Inferior y Unidad Superior (Rodríguez, 1985).

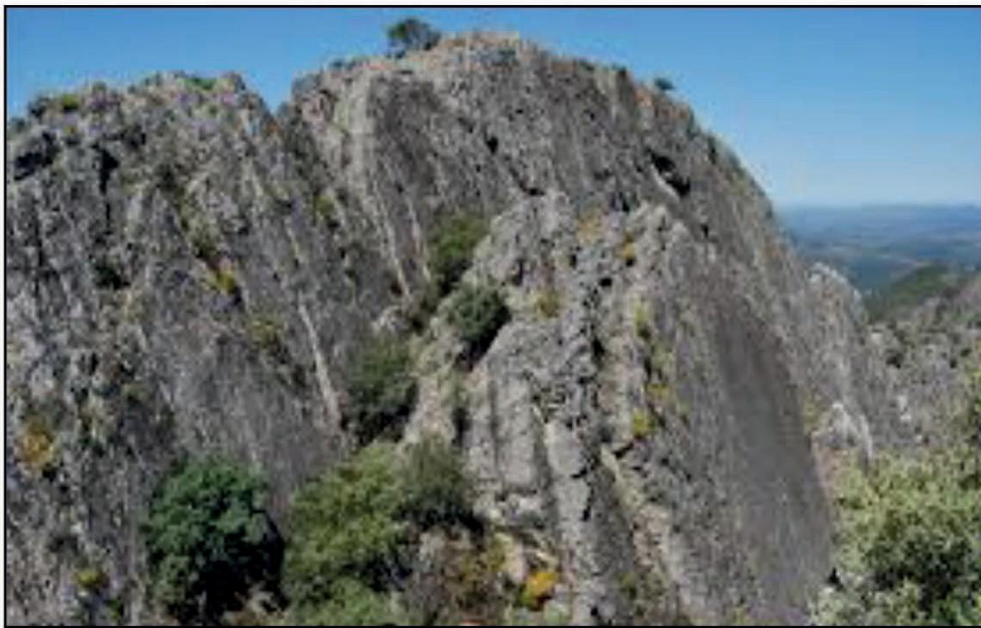
Estas unidades equivaldrían, respectivamente a la Formación Monterrubio y Formación Aldeatejada, definidas por Díez Balda (1982) en la provincia de Salamanca. La Unidad Inferior, con una potencia de unos 2.000 m, se caracteriza en este sector por presentar un predominio de pizarras (Figura 43), con intercalaciones de niveles arenosos y conglomeráticos de espesor variable y la Unidad Superior, con unos 3.000 m de potencia, por la presencia de niveles de pizarras negras carbonosas, asociados a niveles pizarrosos y arenosos más claros. El contacto entre ambas es gradual y, a veces, erosivo.



*Figura 43: Corte de pizarras en la carretera de Alameda de Gardón.*

**• Ordovícico**

Se encuentra siempre discordante sobre los conjuntos anteriores y es de carácter transgresivo. En la provincia de Salamanca, el Ordovícico está constituido por un conjunto litológico de unos 800 m de potencia en el que se distinguen cuatro grandes Unidades Litoestratigráficas (Carballeira et al., 1980). En la primera Unidad, con una potencia de 200-250 m, la litología fundamental son las areniscas, y comienza con un tramo basal de conglomerados o microconglomerados de escasa potencia, entre 15 y 30 m. La segunda Unidad, de 300 a 350 m de potencia, es un conjunto litológico complejo que incluye areniscas, cuarcitas y pizarras, aunque hay un predominio básicamente cuarcítico y en él es frecuente encontrar pistas de trilobites (crucianas) que lo asemejan a la cuarcita armoricana. La tercera Unidad corresponde a un tramo cuarcítico que a nivel regional corresponde a la "Cuarcita Armoricana". Sus afloramientos se localizan en núcleos de sinclinales que quedan colgados y su potencia es del orden de los 200 m. Estos tramos cuarcíticos forman crestones continuos con potencias que oscilan entre 30 y 50 m (Figura 44). La cuarta Unidad está constituida fundamentalmente por pizarras grises y negras con una potencia de 100-110 m. También aparecen areniscas y cuarcitas de tonos grises, que las diferencian de la "Cuarcita Armoricana".



*Figura 44: Afloramiento de cuarcitas armoricanas.*

**• Rocas ígneas**

Se pueden diferenciar, en la provincia de Salamanca tres zonas de rocas ígneas claramente diferenciadas (López-Plaza et al., 2005):

1. Granitos monzoníticos con cordiorita y granodioritas, del Sistema Central y estribaciones (zona sur de Salamanca), que

se corresponden con el área de Béjar-Plasencia, el área granítica de la Sierra de Gata, el sector de Las Batuecas-Sierra de Francia y el batolito de Sequeros-La Alberca (Figura 45). Estas rocas graníticas son las más modernas ya que presentan una edad de emplazamiento reciente (280 m.a) y son sincrónicas a la fase 3 de la deformación tectónica Varisca.

2. Granitos biotíticos +/- moscovita, que se distribuyen por el oeste de la provincia de Salamanca y se extiende hasta el batolito de Guarda (Portugal), dando lugar a los granitos de Peñaparda, Villar de Ciervo y Fuentes de Oñoro. Su emplazamiento es posterior a la citada fase 3 de deformación tectónica y a la zona de cizalla de Juzbado (306 m.a.).

3. Leucogranitos con rocas intermedias de composición diorítica. Constituyen los sectores ígneos de Lumbrales, el Domo del Tormes, Barruecopardo-Mieza y Arribes del Duero. Se emplazan entre el fin de la fase 2 de deformación Varisca y la fase 3 constituyendo los granitos más precoces (315-320 m.a.).



*Figura 45: Afloramiento granítico altamente fracturado y diaclasado de San Miguel de Valero.*

También en el área occidental de Salamanca destacan un conjunto de afloramientos de carácter filoniano en el que se pueden incluir diques aplo-pegmatíticos asociados a los leucogranitos, pórfidos graníticos de dirección E-W y diques de cuarzo de dirección NNE-SSW, conocidos como "sierros", con evidente expresión geomorfológica. Estos diques o filones tienen, en general, una extensión cartográfica muy reducida.

En la zona estudiada no se encuentran sedimentos Paleozoicos ni Mesozoicos con posterioridad a los del Ordovícico Inferior ya descritos. Son, por tanto, los materiales terciarios, que seguidamente se reseñan, los que sirven de relleno a la Fosa de Ciudad Rodrigo. Además, sobre estos se sitúan los sedimentos cuaternarios más recientes.

• **Paleógeno y Neógeno**

Todos los sedimentos paleógenos (Eoceno y Oligoceno) y neógenos (Mioceno) que aparecen en la zona de estudio corresponden al relleno de la cuenca del Duero, cuya génesis está ligada a la actividad tectónica asociada al Ciclo Alpino, dando lugar a relieves de *horsts* y *grabens*. Los horst se van a dismantelar, constituyendo áreas con fuente de sedimentos detríticos, que van a rellenar las zonas deprimidas: *grabens* o subcuencas dentro de la Cuenca Cenozoica del Duero (Figura 46).

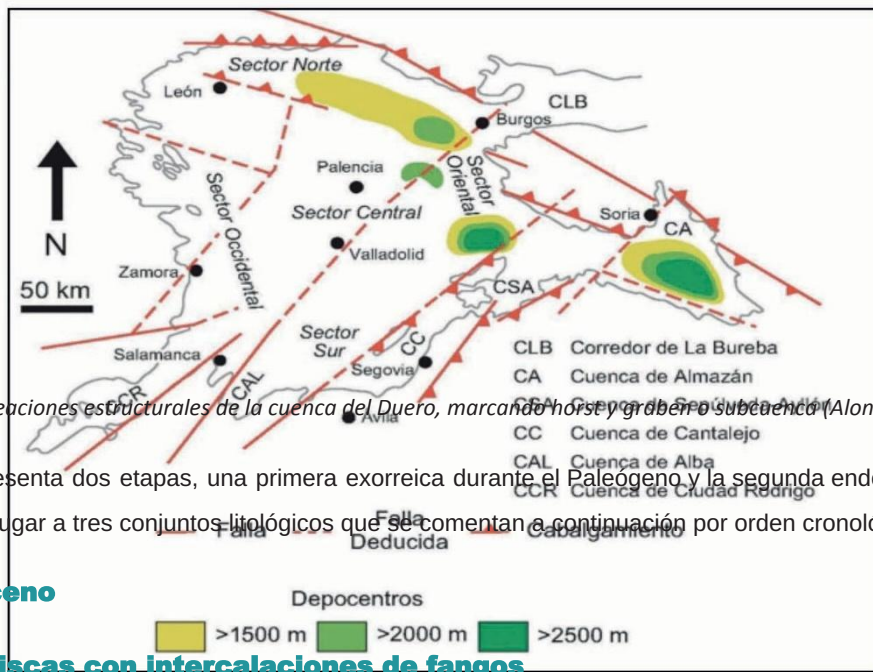


Figura 46: Lineaciones estructurales de la cuenca del Duero, marcando horst y graben o subcuenca (Alonso et al., 2004).

Este relleno presenta dos etapas, una primera exorreica durante el Paleógeno y la segunda endorreica durante el Neógeno, que dan lugar a tres conjuntos litológicos que se comentan a continuación por orden cronológico de depósito.

• **Eoceno**

**Areniscas con intercalaciones de fangos**

Es una unidad de carácter continental aluvial formada por depósitos detríticos mal calibrados, caracterizados por las litologías intermedias, resultado de las mezclas entre los tamaños de arcilla y gravas. Alonso et al., (1987) la definieron como "Formación Areniscas de Ciudad Rodrigo" (Figura 47). Destaca por su compacidad respecto al resto de las unidades del

Terciario y por sus colores de tonos ocres y amarillentos verdosos. Con respecto a los afloramientos, todas las litologías presentan colores abigarrados con moteados blancos o gris verdoso y naranjas amarillentos, dominando unos u otros según los tramos. A nivel general, dan lugar a un paisaje más o menos tabular.



*Figura 47: Areniscas de Ciudad Rodrigo.*

Los mejores afloramientos corresponden a los existentes en la carretera de bajada desde el Parador Nacional de Ciudad Rodrigo al valle del río Águeda. En ellos se reconocen areniscas fangosas, areniscas con gravas y cantos, niveles de conglomerados con matriz abundante y fangos o limos arenoso-arcillosos.

Las areniscas son las constituyentes fundamentales de esta unidad (IGME 1990). Son de grano grueso a muy grueso, en general feldespáticas, llegando en algunos niveles a ser arcosas. La matriz fangosa es muy abundante pasando a ser, a menudo, areniscas fangosas. Generalmente son microconglomeráticas con gravas y cantos dispersos de cuarzo, feldespatos o pizarras, que llegan a alcanzar tamaños máximos de 4 a 7 cm.

### • Oligoceno

#### **Arcosas y arenas feldespáticas**

En discordancia sobre los sedimentos terciarios antes descritos, así como sobre los materiales del Complejo Esquisto Grauváquico y rocas ígneas, según las zonas, aparece una serie, eminentemente arcósica, que destaca en el campo por su intenso color blanco. Constituye gran parte de los sedimentos terciarios que rellenaron la Fosa de Ciudad Rodrigo



(IGME, 1990). Su potencia se puede estimar en unos 80-100 m. Está formada por arenas de grano grueso y muy grueso, fangosas y mal calibradas, intercaladas con gravas y cantos en proporciones variables.

Se presentan en niveles que oscilan de 0,6 a 5 m. Son de tonos verdes, verde amarillentos y blanquecinos con manchas rojo-amarillentas. En general, los tonos verdes intensos y más oscuros se han relacionados con el mayor contenido en matriz fangosa. En contacto con el zócalo granítico presenta colores rojizos o pardo rojizos. Los feldespatos, muy abundantes, pueden alcanzar tamaños de hasta 2 cm. Intercalados aparecen niveles de arenas y gravas de tonos grises blancos, muy duras, que destacan por su relieve y cierta continuidad lateral, fuertemente cementadas por caolinita y sílice. Constituyen capas de referencia en el área de la Alamedilla e Ituero de Azaba.

Son frecuentes los cambios laterales y verticales hacia zonas con cantos dispersos, en hiladas, lentejones o niveles de escasa potencia. Los cantos son subredondeados, principalmente de cuarzo de diversos tipos y más escasos de materiales del Complejo Esquisto Grauváquico (pizarras, cornubianitas y areniscas). Muy localmente aparecen cantos de areniscas con cemento ferruginoso.

### • **Mioceno Inferior**

#### **Arcosas, arenas gruesas y gravas con cantos**

Corresponde este tramo a un conjunto formado por arcosas, arenas gruesas y gravas con cantos, que se disponen en discordancia sobre las areniscas de Ciudad Rodrigo o sobre las arcosas feldespáticas descritas en el apartado anterior (IGME, 1990). Su potencia es muy irregular y posiblemente llegue a alcanzar unos 80 m en el borde de la Fosa de Ciudad Rodrigo. Dentro de la Hoja de Ciudad Rodrigo, los mejores afloramientos se sitúan en los cortes de la carretera comarcal que se dirige desde Ciudad Rodrigo a Ituero de Azaba, en la zona de Los Tesoros.

Se diferencian de la unidad anterior por su color castaño y naranja amarillento oscuro, por ser menos feldespáticas y por una mayor abundancia de los términos conglomeráticos. Se trata de arenas masivas, mal calibradas, de tamaños gruesos y muy gruesos, con gravas y cantos que pueden llegar a constituir niveles conglomeráticos.

Los niveles de conglomerados generalmente están incluidos en una matriz de grano grueso a muy grueso, muy fangosa, con algún feldespato. Los cantos de esquisto suelen ser mayoritarios, seguidos del cuarzo y granitos. En general, los cantos son subangulosos.

- **Mioceno**

### **Medio Gravas**

### **y cantos**

La serie terciaria existente en esta zona culmina con los depósitos de este tramo, formado por gravas y cantos (IGME, 1990). Están dispuestos en discordancia sobre los sedimentos del Mioceno Inferior. Las características litológicas y textura les hacen diferenciarse de todas las unidades infrayacentes, ya que se compone de conglomerados formados por gravas y cantos de cuarzo y esquisto, de hasta 15 cm de diámetro, redondeados y aplanados, inmersos en una matriz escasa, de arena fina o gruesa. Su potencia es muy irregular y se estima del orden de los 20-25 m como máximo.

- **Pleistoceno Inferior**

### **Cantos redondeados, arenas y arcillas (Terrazas)**

Se pueden diferenciar cuatro niveles principales de terrazas, escalonadas a diferente altitud, que han sido depositadas por el río Águeda. Todas ellas forman una serie de superficies de erosión, llanas y originadas en diferentes periodos de tiempo (durante el Pleistoceno). Los depósitos de terrazas están constituidos por gravas y piedras, con cantos redondeados de cuarcitas, con un espesor que varía desde varios decímetros a unos 3 m (Figura 48). Están ubicadas tanto sobre sedimentos terciarios como precámbrico-cámbricos.



*Figura 48: Depósitos de terrazas constituidos por gravas y arenas.*

**4.4. SUELOS DE LA ZONA ESTUDIADA**

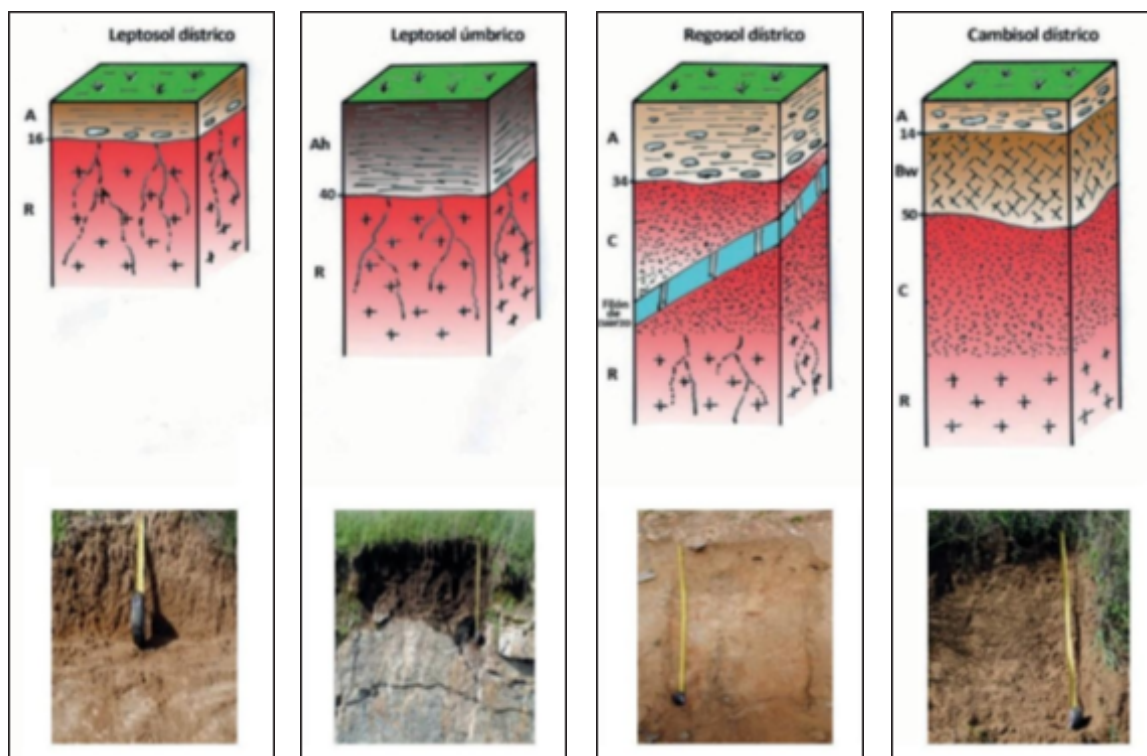
Los yacimientos de uranio en el oeste de la provincia de Salamanca se encuentran localizados en las comarcas de Ciudad Rodrigo y Vitigudino, exclusivamente sobre rocas graníticas y pizarras, por lo que únicamente se incluirán resultados de los suelos desarrollados sobre estos dos tipos de rocas.

**• Suelos sobre granitos**

Los granitos afloran, principalmente, en la penillanura de la comarca de Vitigudino y en pequeñas áreas de las subcomarcas del Abadengo y del Campo de Argañán y Azaba, pertenecientes a la comarca de Ciudad Rodrigo. El paisaje suele ser ondulado o fuertemente ondulado siendo frecuentes los afloramientos rocosos (bolos y berrocales).

Sobre este tipo de roca se han desarrollado suelos de pequeño espesor, a menudo en fase lítica, de color pardo claro, que se caracterizan por tener una textura muy arenosa (contenido medio de arena 72,5%), baja capacidad de cambio (CCC) (7,7 cmol kg<sup>-1</sup>), bajo contenido en carbono orgánico (CO) (0,9%), pH ácido (5,1) y un valor medio en la saturación de bases (V) de 39,8% (Tabla 4). Predominan los Leptosoles dísticos, Regosoles dísticos, Cambisoles dísticos y Umbrisoles

lepticos (Figura 49). Las descripciones de los perfiles se encuentran en el (ANEXO III).



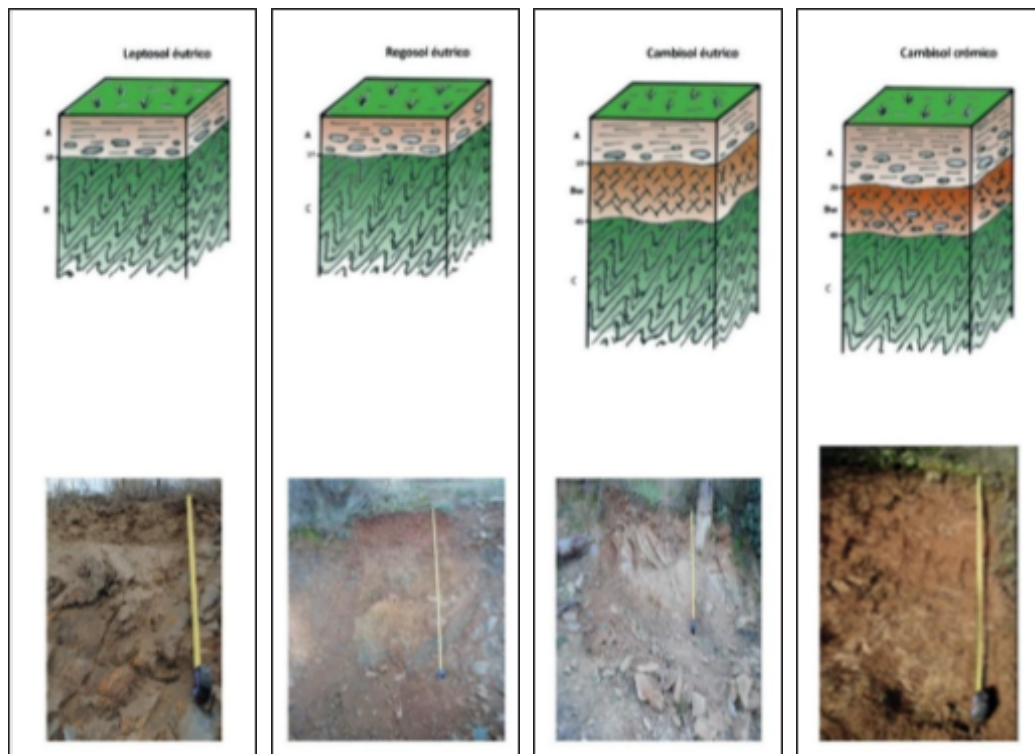
*Figura 49: Morfología de los suelos más representativos sobre granitos.*

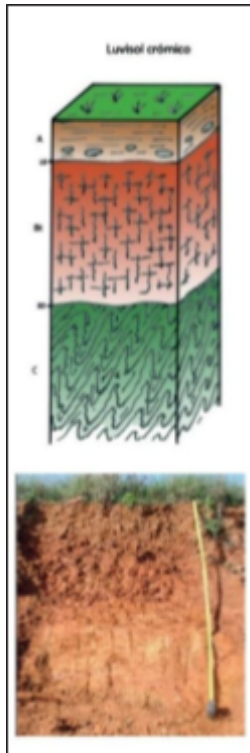
## •Suelos sobre pizarras

Las pizarras pertenecientes al Complejo Esquisto Grauváquico, de edad Precámbrico-Cámbrico Inferior se extienden ampliamente por la comarca de Ciudad Rodrigo. Originan un paisaje ondulado en el que no existen apenas afloramientos rocosos.

Los suelos son de pequeño espesor. Se caracterizan por tener texturas con bastante limo (45,1%), bajo contenido en CO (0,78%), pH de ácido a ligeramente ácido (5,6), una CCC moderada (12,45 cmol kg<sup>-1</sup>) y un grado de saturación (V) del 50,2% (Tabla 4). Entre los tipos de suelos encontramos Regosoles éutricos y dístricos, Leptosoles éutricos y Cambisoles éutricos, dístricos y crómicos. En pequeñas zonas donde afloran las pizarras en superficie, formando “dientes de sierra” o “dientes de lobo”, encontramos Leptosoles líticos.

En esta unidad fisiográfica se encuentran pequeños restos de superficies de erosión, que forman cerros de cima plana, a los que acompaña un depósito de gravas. En estas superficies antiguas se han desarrollado suelos de mayor espesor (Luvisoles y Alisoles crómicos), que presentan horizontes argílicos de color rojo (Figura 50).





*Figura 50: Morfología de los suelos más representativos sobre pizarras.*

**Tabla 4:** Propiedades seleccionadas de los suelos estudiados. M: Valores medios,  $\pm$  Desviación estándar y R: Rango de valores.

	<b>Arena %</b>	<b>Limo %</b>	<b>Arcilla %</b>	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>	<b>CO %</b>	<b>CCC cmol kg<sup>-1</sup></b>	<b>V %</b>
<b>Suelos sobre granitos (N=16)</b>	<sup>M</sup> 72,5 $\pm$ 9,11	18,8 $\pm$ 6,61	8,7 $\pm$ 3,14	5,1 $\pm$ 0,35	0,9 $\pm$ 0,77	7,7 $\pm$ 2,55	39,8 $\pm$ 19,8
	<sup>R</sup> (57,6-90,6)	(5,9-28,4)	(2,7-14,0)	(4,4-5,7)	(0,17-2,8)	(4,7-14,9)	(4,2-70,2)
<b>Suelos sobre pizarras (N=31)</b>	<sup>M</sup> 42,6 $\pm$ 21,53	4,1 $\pm$ 20,71	12,4 $\pm$ 8,52	5,6 $\pm$ 0,79	0,78 $\pm$ 0,70	12,5 $\pm$ 7,80	50,2 $\pm$ 30,5
	<sup>R</sup> (11,6-86,1)	(10,3-83,6)	(3,7-38,3)	(3,8-7,2)	(0,02-2,6)	(4,1-43,7)	(5,4-100)

#### 4.4.1. PARÁMETROS ANALÍTICOS DETERMINADOS EN LOS SUELOS DE LOS PERFILES

Los datos analíticos de todos los suelos se incluyen en el ANEXO II y el estudio estadístico de los diferentes parámetros analíticos de los perfiles muestreados sobre granitos y pizarras se incluyen en el ANEXO III y en la tabla 5 de esta memoria.

##### • Arena

Los suelos sobre granitos son muy arenosos con una media del 72,5% frente a un 42,6% que presentan los suelos sobre pizarras. El contenido de arena muestra variaciones apreciables entre los distintos horizontes de los suelos sobre granitos. Los valores más altos corresponden con los horizontes C, media del 78,83% (rango 70,88-90,64%) y los más bajos a los horizontes B, media de 64,47% (rango 61,59-69,84%). Los horizontes A presentan unos valores intermedios, media de 72,36% (rango 57,58-86,65%). Sobre las pizarras ocurre de forma similar, los valores más altos corresponden a los horizontes C, con una media del 50,02% (rango 11,65-86,05%) y los más bajos a los horizontes B, media de 30,76%. (rango 13,51-64,82%). Los horizontes A de estos suelos presentan una media de 44,85% (rango 19,38-75,16%) (ANEXO II y III).

##### • Limo

El contenido de limo es mayor, como cabía esperar, en los suelos sobre pizarras con una media del 45,1% que en los suelos sobre granitos que presentan una media del 18,8%. Los suelos sobre granitos son, en general, poco limosos, los horizontes B son los que mayor contenido en limo presentan, con una media de 25,41% (rango 23,22-27,57%), los menores contenidos en limo se corresponden con los horizontes C con una media de 13,39% (rango 5,86-18,14). Los

horizontes A tienen un contenido intermedio, con una media de 19,06% (rango 7,59-28,43%). Los suelos sobre pizarras presentan muy poca variación en el contenido en limo a lo largo de los horizontes, presentando una media del 44,68% (rango 17,58-72,50%), del 49,17% (rango 21,04-78,78%) y del 41,79% (rango 10,25-83,63%), en los horizontes A, B y C, respectivamente.

### • Arcilla

Los suelos desarrollados sobre pizarras son más arcillosos que los suelos sobre granitos, siendo la media de 12,36% para las pizarras y de 8,67% para los granitos. Los suelos sobre granitos presentan un mayor contenido en arcilla en los horizontes B, con una media del 10,12% (rango 6,94-12,97%), siendo los horizontes C los que muestran un menor contenido, media del 7,77% (rango 3,50-11,20%). Los horizontes A presentan una media de 8,58% (rango 2,73%-13,99%). En los suelos formados sobre pizarras ocurre lo mismo que sucedía sobre las rocas graníticas, los horizontes B son los más arcillosos, con una media de 20,06% (rango 7,50-38,32%), los horizontes C presentan el menor contenido, media de 8,18% (rango 3,70-16,57%) y los horizontes A un valor intermedio 10,47% de media (rango 6,76-30,82%).

### • Carbono orgánico

El contenido en carbono orgánico en los suelos sobre granitos presenta un valor más alto que los suelos sobre pizarras, con una media de 0,92% y de 0,78%, respectivamente. El mayor contenido en CO se encuentra, como cabía esperar, en los horizontes A de todos los suelos muestreados. Los suelos sobre granitos presentan una media del 1,25% (rango 0,34-2,81%) y los de pizarra una media de 1,31% (rango 0,05-2,58%).

### • pH

Los suelos presentan un pH ácido con ligeras diferencias, medias de 5,1 y 5,6 para los suelos sobre granitos y sobre pizarras, respectivamente. En los suelos sobre granitos se aprecian menos variaciones en los rangos de pH, de los diferentes horizontes, así los horizontes A tienen una media de 4,95 (rango 4,44-5,71) los horizontes B una media de 5,17 (rango 4,91-5,43) y en los horizontes C la media es 5,36 (rango 4,93-5,58). Los horizontes de los suelos sobre pizarras muestran mayor variación en los diferentes rangos. Presentando los horizontes A una media de 5,63 (rango 3,84-7,24), los horizontes B de 5,61 (rango 4,88-6,21) y los horizontes C de 5,35 (rango 4,15-6,75).

### • Capacidad de cambio de cationes

Los valores más altos de la capacidad de intercambio catiónico se observan en los suelos desarrollados sobre pizarras, con una media de 12,45 cmol kg<sup>-1</sup>, mientras que en los granitos la media es de 7,68 cmol kg<sup>-1</sup>. Los suelos sobre granitos presentan los valores más altos en los horizontes A, con una media de 8,31 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 4,72-14,88 cmol kg<sup>-1</sup>), los horizontes B tienen valores más bajos, con una media de 8,29 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 7,72-8,63 cmol kg<sup>-1</sup>), los horizontes C presentan, como cabía esperar, los valores más bajos de todos los suelos, con una media de 5,79 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 4,67-8,54 cmol kg<sup>-1</sup>). En los suelos desarrollados sobre pizarras los valores más altos se corresponden con los horizontes B, con una media de 17,16 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 7,54-43,71 cmol kg<sup>-1</sup>), mientras que los horizontes A y C son más bajos, media de 11,74 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 7,09-31,22 cmol kg<sup>-1</sup>) para los horizontes A y de 9,09 cmol kg<sup>-1</sup> (rango 4,11-16,57 cmol kg<sup>-1</sup>) para los horizontes C.

### • Saturación de bases

La saturación de bases presenta los valores más bajos en los suelos desarrollados sobre granitos con un valor medio de 39,83%, mientras que los suelos sobre pizarras presentan un grado de saturación mayor con una media de 50,2%. En los suelos sobre granitos el grado de saturación aumenta según se profundiza en el perfil, así los horizontes A presentan los menores valores, con una media de 31,47% (rango 4,2-62,9%), los horizontes B poseen un valor promedio de 43,60% (rango 34,7-48,9%) y los valores más altos se encuentran en los horizontes C con un valor medio de 55,82% (rango 42,0-70,2%). En los suelos sobre pizarras ocurre todo lo contrario, aumenta el grado de saturación según la profundidad del perfil, los horizontes A presentan los mayores valores, con una media de 60,36% (rango 11,5-100,0%), los horizontes B poseen un valor medio de 50,92% (rango 7,4-100,0%) y los valores más bajos en los horizontes C media de 30,45% (rango 5,4-85,3%).

#### 4.5. DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN SUELOS SIN INFLUENCIA ANTRÓPICA

Las rocas graníticas y las pizarras del oeste de la provincia de Salamanca pertenecen al Macizo Ibérico, el cual constituye un extenso afloramiento de la Cadena Hercínica Europea que ocupa todo el occidente de la Península Ibérica. Estas rocas contienen, las mayores concentraciones de uranio en comparación con los restantes tipos de rocas en otras partes del Macizo Ibérico.



Además, como se ha indicado en esta memoria, los yacimientos de uranio que han sido explotados en las décadas de los años 60 al 90 del siglo XX, son frecuentes en el oeste de España (en las provincias de Cáceres y Salamanca) con un gran potencial de contaminación de los suelos de su entorno. Por ello, el presente estudio pretende establecer los criterios que permitan evaluar el contenido y distribución de uranio en los suelos del área.

#### 4.5.1. CÁLCULO DEL NIVEL DE FONDO DE REFERENCIA Y LÍNEA BASE GEOQUÍMICA

El cálculo del nivel de fondo en uranio y de la línea base geoquímica es necesario realizarlo para evaluar adecuadamente el grado de contaminación de los suelos que puedan verse afectados por las actividades mineras. En esta región, los patrones espaciales de las concentraciones de uranio en suelos son desconocidos. Por ello, se analizaron una serie de perfiles de suelos desarrollados sobre rocas graníticas y pizarras, para conocer los niveles de fondo y línea base geoquímica de rocas y suelos y su distribución espacial y vertical.

Previamente al muestreo de suelos se caracterizó radiométricamente el área midiendo la radiación con un contador Geiger Termo Scientific FH 40 G. En resumen y a nivel regional la mediana ( $0,18 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ) de la radiación (dosis equivalente) es mucho más alta que el nivel de fondo de la provincia de Salamanca ( $0,11 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ) (Quindos et al., 2004), del cercano distrito portugués de Guarda ( $0,12 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ) (Amaral et al., 1992), o la media mundial ( $0,07 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ) (UNESCAR 2000).

La distribución es log normal con un rango amplio de  $0,07$  a  $0,4 \mu\text{Sv h}^{-1}$ , coherente con la gran variación de tipos de rocas subyacentes. Los valores más altos se sitúan en las áreas de pizarras ampelíticas y los más bajos en cuarcitas y materiales terciarios.

Así, en áreas pizarrosas de la unidad inferior (Monterrubio) del CEG (Agadones y Abadengo) el rango es de  $0,06$  a  $0,36 \mu\text{Sv h}^{-1}$  con una mediana de  $0,16 \mu\text{Sv h}^{-1}$ . En áreas de la unidad superior del CEG (Aldeatejada) donde dominan las pizarras ampelíticas (Comarca de Argañán) el rango es de  $0,10$  a  $1,50 \mu\text{Sv h}^{-1}$  con una media de  $0,28 \mu\text{Sv h}^{-1}$ . En las zonas graníticas el rango es de  $0,09$  a  $0,40 \mu\text{Sv h}^{-1}$  con una media de  $0,20 \mu\text{Sv h}^{-1}$ . Puntuales y grandes anomalías se sitúan en las escombreras de los yacimientos explorados o evaluados de Alameda de Gardón, Villavieja de Yeltes, Carpio de Azaba, Villar de la Yegua y Villar de Peralonso (valores entre  $3$  a  $6 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ). Además, algunas anomalías, aunque menores se asocian a zonas de fracturación alpina y áreas de pizarras ampelíticas con impregnaciones uraníferas.

La situación radiológica de la región no es preocupante, excepto en los lugares de escombreras mineras con elevados

índices de riesgo radiológico, con una dosis anual efectiva de  $6,13 \mu\text{Sv y}^{-1}$  frente a una media mundial de  $0,06 \mu\text{Sv y}^{-1}$  o un límite recomendado de  $0,1 \mu\text{Sv y}^{-1}$  (UNESCAR, 2000). El ELCR (Excess Lifetime Cancer Risk) o riesgo adicional que se adquiere por exposición a la radiación del sitio es de  $284 \times 10^{-4}$  frente a la media de  $2,8 \times 10^{-4}$  (UNESCAR, 2000). Por consiguiente, desde el punto de vista del riesgo radiológico se debería considerar la remediación ambiental de estos lugares con escombreras mineras de uranio.

Como complemento a la medición regional de la radiación gamma se realizó un estudio de distribución geoquímica del uranio en rocas. Los mayores contenidos se encuentran en las pizarras ampelíticas (Argañán) con un rango de 21,80 a 96,50  $\text{mg kg}^{-1}$  de uranio y con una mediana de 71,15  $\text{mg kg}^{-1}$  de uranio.

Los granitos muestran un rango de 13,50 a 40,90  $\text{mg kg}^{-1}$  de uranio y con una mediana de 29,80  $\text{mg kg}^{-1}$ . Arribas et al., (1986) muestran resultados semejantes para las comarcas de Argañán con contenidos hasta mayores de 100  $\text{mg kg}^{-1}$  de uranio en filitas ampelíticas, que además constituyen el 40% de la serie estratigráfica en el área.

Es conocida la anomalía de uranio en las pizarras negras a nivel mundial: Swanson (1961) muestra un rango de uranio en pizarras negras en EE.UU. de 10 a 250  $\text{mg kg}^{-1}$ . Otro ejemplo lo ofrecen (Leconte & Bruard 2017) en pizarras negras de Escandinavia con un rango de 100 a 300  $\text{mg kg}^{-1}$ .

También es conocida la existencia de granitos enriquecidos en uranio en diversas provincias metalogénicas del mundo (Simpson et al., 1985). En el cinturón Hercínico Europeo abundan los ejemplos: Macizo Central Francés, Macizo de Bohemia, Batolito de Cornwall (Inglaterra), Hercínico Ibérico. Algunos ejemplos de contenidos de uranio son: Auriat granite (Macizo Central Francés) con un rango de 11 a 21  $\text{mg kg}^{-1}$  (Arnaud & Dupuy 1984); Cornwall (Inglaterra), rango de 10 a 20  $\text{mg kg}^{-1}$ ; Batolito de Guarda (Portugal), rango de 10 a 27  $\text{mg kg}^{-1}$  (Carvalho et al., 2007); Granito de Albalá (Cáceres), rango de 3 a 26  $\text{mg kg}^{-1}$  (Regilón & Arribas 1986). Todos por encima de la media mundial de Roger & Adams (1969). Además, en Escandinavia, el rango es de 10 a 27  $\text{mg kg}^{-1}$  en granitos enriquecidos (Wilson et al., 1982). Los granitos anómalos de la provincia uranífera de Idaho-Washington (NW de EE.UU.) presentan una media de 22,3  $\text{mg kg}^{-1}$  de uranio (Nash, 1979). En el principal distrito minero de uranio en China el granito enriquecido tiene una media de 19,5  $\text{mg kg}^{-1}$  (Zhao et al., 2011).

Se realizó un muestreo de todas las unidades de suelos naturales, desarrollados sobre granitos y pizarras, seleccionando los lugares de muestreo de aquellos suelos con ninguna o mínima influencia antropogénica. Se tomaron muestras de 23 perfiles de suelos, con 60 muestras (horizontes superficiales y rocas subyacentes).

El nivel de fondo geoquímico de un elemento representa su concentración en el suelo no contaminado. El cálculo del nivel de fondo geológico natural, sin la influencia de los procesos de formación del suelo y antropogénicos, se realiza única y exclusivamente a partir de las muestras del subsuelo, es decir, de la roca madre de los suelos (Santos-Francés et al., 2017). El cálculo de este nivel de fondo suele ser una tarea complicada puesto que los suelos sin ningún tipo de contaminación son casi imposibles de encontrar, debido a la deposición atmosférica de larga distancia de contaminantes traza y a la actividad humana (por ejemplo: la minería) (Chen et al., 1999).

Para calcular la línea base geoquímica de uranio en los suelos, se han utilizado las concentraciones de uranio de los horizontes superficiales de los suelos. Dicho cálculo se ha realizado sumando al nivel de fondo (media geométrica) dos veces la desviación típica, valores obtenidos mediante la aplicación del método estadístico propuesto en (ISO/DIS 19258: Soil Quality. Guidance on the Determination of Background Values., 2005). Este enfoque es el procedimiento más simple para calcular los valores de la línea base, aunque se pueden utilizar otros métodos, tales como utilizar la mediana o ecuaciones de regresión.

El análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos se incluye en la tabla 5. El valor medio de uranio en los suelos sobre pizarras es  $65,32 \text{ mg kg}^{-1}$  y la línea base  $62,02 \text{ mg kg}^{-1}$  y en los suelos sobre granitos estos mismos valores son  $27,96$  y  $28,35 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. En esta tabla 5 también se adjuntan las propuestas de líneas de base geoquímica y, como comparación, otros datos bibliográficos y niveles obtenidos a nivel mundial en suelos desarrollados sobre pizarras y granitos (Santos-Francés et al., 2018).

Las líneas de base geoquímicas de uranio en los suelos naturales, del oeste de la provincia de Salamanca, presentan unos valores muy superiores a las medias obtenidas de la corteza terrestre y de los suelos a nivel mundial (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Taboada et al., 2006; Turekian & Wedepohl, 1961). Sin embargo, valores similares a los aquí obtenidos se han descrito en (Spodosoles) desarrollados sobre granitos ( $>20 \text{ mg kg}^{-1}$ ) de los EE.UU. (Morton et al., 2001). En el Atlas geoquímico de España (IGME, 2012) se pueden apreciar tres mapas de distribución espacial del uranio: en sedimentos o rocas, en los horizontes superficiales del suelo y en los horizontes inferiores del suelo (Figura 51 y 52). En todos ellos se aprecian varias anomalías geoquímicas, con contenidos muy superiores a los fondos geoquímicos, en algunas zonas del Macizo Ibérico y, más concretamente, en el oeste de España. En ellas se encuentran muchos indicios de esta sustancia y la totalidad de los antiguos yacimientos.

*Tabla 5: Análisis estadístico del contenido de uranio en los horizontes superficiales de los suelos sobre pizarras y propuestas de línea base geoquímica.*

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	65,32
<b>Desv. Stand.</b>	26,71
<b>Media Geométrica</b>	58,70
<b>Desv. Stand. Geométrica</b>	1,66
<b>Mediana</b>	76,30
<b>Curtosis</b>	-1,23
<b>Mínimo</b>	20,00
<b>Máximo</b>	102,00
<b>Propuesta de Línea base geoquímica (mg+2ds)</b>	<b>62,02</b>
<b>Promedio en la corteza terrestre (Taylor, 1966)</b>	<b>2,7</b>
<b>Promedio en pizarras (Turekian et al., 1961)</b>	<b>3,7</b>
<b>Promedio en suelos (Kabata-Pendias, 2001)</b>	<b>0,79 a 11</b>

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	27,96
<b>Desv. Stand.</b>	12,86
<b>Media Geométrica</b>	25,01
<b>Desv. Stand. Geométrica</b>	1,67
<b>Mediana</b>	28,30
<b>Curtosis</b>	-1,33
<b>Mínimo</b>	11,20
<b>Máximo</b>	49,40
<b>Propuesta de Línea base geoquímica (mg+2ds)</b>	<b>28,35</b>
<b>Promedio en la corteza terrestre (Taylor, 1966)</b>	<b>2,7</b>

Los valores de los niveles de fondo y rangos con los que se han realizado las cartografías del Atlas geoquímico de España (Locutura et al., 2012) se pueden apreciar en la tabla 6.

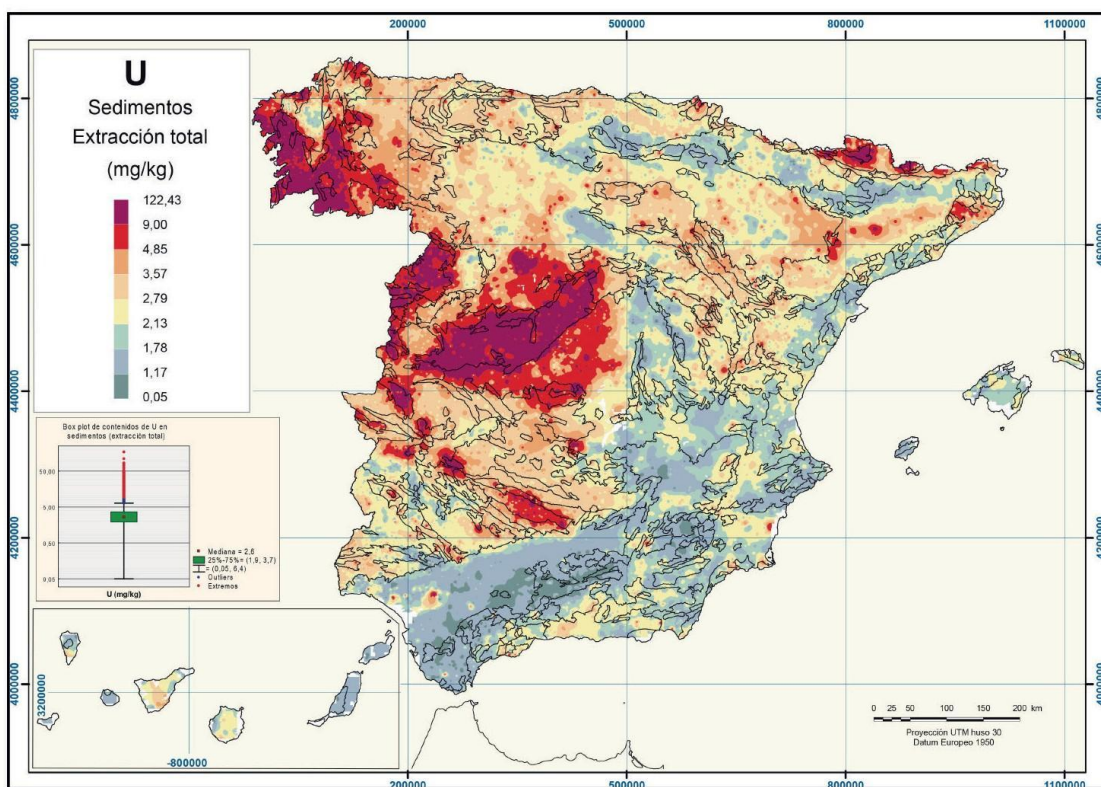


Figura 51: Distribución de uranio en sedimentos y suelos de la Península Ibérica (Locutura et al., 2012).

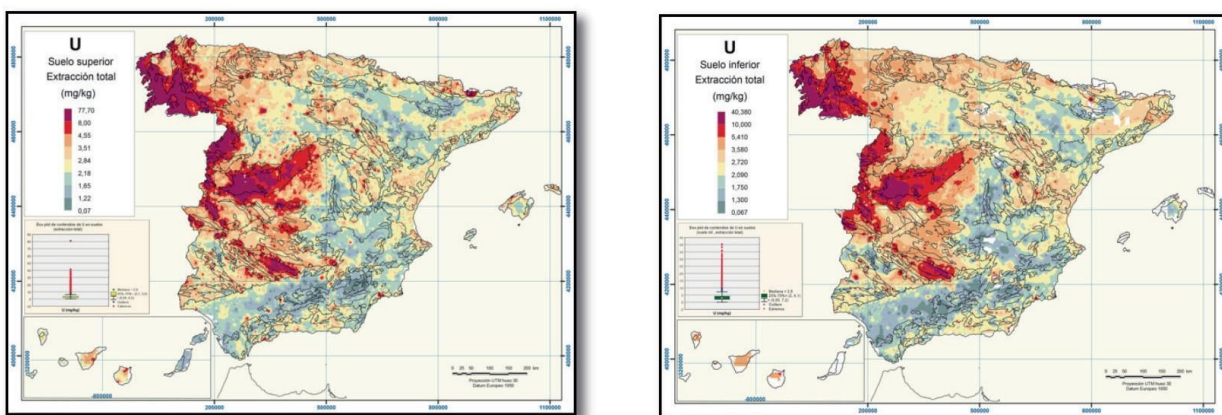


Figura 52: Distribución de uranio en suelo superior e inferior.

Tabla 6: Niveles de fondo y rangos del contenido de uranio obtenidos en el Atlas Geoquímico de España (Locutura et al., 2012).

	Nivel de fondo (Mediana) mg kg <sup>-1</sup>	Mínim o mg kg <sup>-1</sup>	Máxim o mg kg <sup>-1</sup>
<b>Sedimentos</b>	2,6	0,05	97,5
<b>Suelo superior</b>	2,9	0,05	65,9
<b>Suelo inferior</b>	2,8	0,05	28,8

En el noroeste de la Península Ibérica (Galicia), en el Sistema Central y en el oeste de Extremadura y Salamanca es donde se encuentran las concentraciones de uranio más elevadas, muy próximas a los valores máximos de los rangos. Las líneas base geoquímicas de uranio en los suelos naturales, del oeste de la provincia de Salamanca, presentan unos valores muy superiores a los niveles de fondo obtenidos en España (Locutura et al., 2012), pero se encuentran dentro de los rangos existentes en el Sistema Central y en el noroeste y oeste de la Península Ibérica.

En el presente estudio, para la determinación del “nivel de fondo geológico natural” se han utilizado las muestras de los horizontes C (roca madre de los suelos) con objeto de evitar la influencia de los procesos de formación de los suelos y la influencia humana y se ha obtenido a partir del valor de la mediana (Tabla 7), es decir, utilizando el método seguido en el Atlas Geoquímico de España (Locutura et al., 2012).

**Tabla 7:** Análisis estadístico de uranio de la roca madre de los suelos sobre pizarras y granitos y propuesta de nivel de fondo.

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	62,73
<b>Desv. Stand.</b>	26,25
<b>M.Geometr.</b>	56,06
<b>Mediana</b>	71,15
<b>Curtosis</b>	-1,22
<b>Mínimo</b>	21,80
<b>Máximo</b>	96,50
<b>Propuesta de Nivel de fondo</b>	<b>71,15</b>
<b>SUELOS SOBRE GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	28,03
<b>Desv. Stand.</b>	9,21
<b>M.Geometr.</b>	26,49
<b>Mediana</b>	29,80
<b>Curtosis</b>	-0,68
<b>Mínimo</b>	13,50
<b>Máximo</b>	40,90
<b>Propuesta de Nivel de fondo</b>	<b>29,80</b>

Este nivel de fondo o concentración de uranio en las rocas graníticas es del mismo orden de magnitud que el contenido promedio obtenido ( $24,4 \pm 4,7$  mg kg<sup>-1</sup>) en granitos del NW de España (Taboada et al., 2006).

En este estudio, también se ha realizado un análisis estadístico con los datos de los horizontes más superficiales (A y B) y subyacentes (C), tratados por separado, de todos los suelos (sobre granitos y pizarras). Los horizontes más superficiales

o "solum" son los que, lógicamente, deben contener los aportes debidos a los procesos de formación del suelo y los procesos antrópicos (Tabla 8), mientras que el horizonte subyacente representa a los aportes litogénicos (Tabla 9).

*Tabla 8: Análisis estadísticos de uranio del "solum" (horizontes superficiales) de todos los suelos sobre pizarras y granitos.*

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS Y GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	53,06
<b>Desv. Stand.</b>	28,73
<b>M.Geometr.</b>	44,42
<b>Mediana</b>	45,95
<b>Curtosis</b>	-1,40
<b>Mínimo</b>	11,20
<b>Máximo</b>	102,00

*Tabla 9: Análisis estadístico de uranio de la roca madre (horizontes superficiales) de todos los suelos sobre pizarras y granitos.*

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS Y GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	51,16
<b>Desv. Stand.</b>	27,47
<b>M.Geometr.</b>	43,67
<b>Mediana</b>	41,10
<b>Curtosis</b>	-1,50
<b>Mínimo</b>	13,50
<b>Máximo</b>	96,50

Los suelos reflejan la anomalía geoquímica natural de la roca subyacente. Se trata de una anomalía geogénica. Únicamente en áreas muy pequeñas en torno a las escombreras o afloramientos de yacimientos de uranio (impregnaciones, fracturas, cizallas diques de cuarzo mineralizado) existe contaminación, pero cuyos halos de dispersión son muy pequeños (inferiores a 100 m de distancia del foco). Como se verá en apartados posteriores de esta memoria.

#### 4.5.2. EVALUACIÓN DE RIESGOS AMBIENTALES: ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN

Ante la existencia de una mayor concentración de uranio en los horizontes superficiales, que son los que, lógicamente, deben contener los aportes antrópicos, en relación con los horizontes subyacentes, que deben representar a los aportes litogénicos, es lógico pensar que pueda existir una débil contaminación difusa en los suelos naturales, situados en lugares más o menos alejados de los yacimientos minerales, dentro de esta región del oeste de la provincia de Salamanca (España).

Los aportes de uranio de carácter geogénico al medio natural pueden provenir, sobre todo, de la meteorización de rocas y mineralizaciones de uranio, y los de carácter antropogénico de las labores mineras y de la aplicación de fertilizantes fosfatados.

Hay que tener en cuenta que los radionúclidos pueden ser transportados por el viento. Su peso y el clima determinan su deposición en el suelo. Además, las fuertes lluvias pueden llevar las partículas radiactivas al suelo. Los suelos poseen capacidades sorbentes y complejantes que contribuyen a la inmovilización de los radionúclidos (Gravilescu et al., 2009). Por este motivo, se intentó comprobar la posible existencia de contaminación en estos suelos naturales mediante la utilización de dos índices de contaminación: 1) Factor de contaminación y 2) Índice de geo-acumulación.

El **factor de contaminación (Pi)** se expresa como  $Pi=C_i/B_i$  y el **índice de geo-acumulación (Igeo)** se calcula a partir de la ecuación  $I_{geo} = \log_2(C_i/1,5 B_i)$ , donde “ $C_i$ ” es la concentración medida del contaminante en el suelo y “ $B_i$ ” es el nivel de fondo geológico natural del metal. Se utiliza el factor 1,5 para corregir posibles variaciones en los valores de fondo para un determinado metal en el medio ambiente.

Los resultados obtenidos para el factor de contaminación se incluyen en la tabla 10. Se establecen tres categorías: baja contaminación ( $Pi < 1$ ), contaminación moderada ( $1 = Pi < 3$ ) y alta contaminación ( $3 = Pi \geq 6$ ). De acuerdo con estas categorías los resultados obtenidos muestran que el 43,5% y 50% de las muestras estudiadas de suelos sobre pizarras y granitos, respectivamente, poseen un nivel bajo de contaminación y el 56,5% y 50% un nivel moderado de contaminación.

*Tabla 10: Factor de contaminación de uranio en suelos sobre pizarras y granitos*

<b>Pi=C<sub>i</sub>/B<sub>i</sub>, Uranio</b>	<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS</b>
0,92	<b>Media aritmética</b>
1,07	<b>Mediana</b>
0,38	<b>Desv. Stand</b>
0,28	<b>Mínimo</b>
1,43	<b>Máximo</b>
<b>Pi=C<sub>i</sub>/B<sub>i</sub>, Uranio</b>	<b>SUELOS SOBRE GRANITOS</b>
0,99	<b>Media aritmética</b>
1,00	<b>Mediana</b>
0,45	<b>Desv. Stand</b>
0,40	<b>Mínimo</b>
1,75	<b>Máximo</b>



El índice de geo-acumulación (Igeo) calculado para el uranio permite evaluar el nivel de contaminación de este elemento en el área de estudio. Los valores resultantes para este índice de geoacumulación se incluyen en la tabla 11.

*Tabla 11: Índice de geo-acumulación (Igeo) de uranio en suelos sobre pizarras y granitos.*

<b>SUELOS SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Igeo Uranio</b>
<b>Media aritmética</b>	-0,86
<b>Mediana</b>	-0,48
<b>Desv. Stand</b>	0,74
<b>Mínimo</b>	-2,42
<b>Máximo</b>	-0,07
<b>SUELOS SOBRE GRANITOS</b>	<b>Igeo Uranio</b>
<b>Media aritmética</b>	-0,76
<b>Mediana</b>	-0,59
<b>Desv. Stand</b>	0,74
<b>Mínimo</b>	-1,92
<b>Máximo</b>	0,22

De acuerdo con estos valores los suelos se clasifican en diferentes rangos: No contaminado (Igeo <0, Clase 0), de no contaminado hasta moderadamente contaminado (0 = Igeo <1, Clase 1), moderadamente contaminado (1 = Igeo <2, Clase 2), de moderadamente contaminado hasta fuertemente contaminado (2 = Igeo <3, Clase 3), fuertemente contaminado (3 = Igeo <4, Clase 4), de fuertemente contaminado hasta extremadamente contaminado (4 = Igeo <5, Clase 5) y extremadamente contaminado (Igeo ≥5, Clase 6).

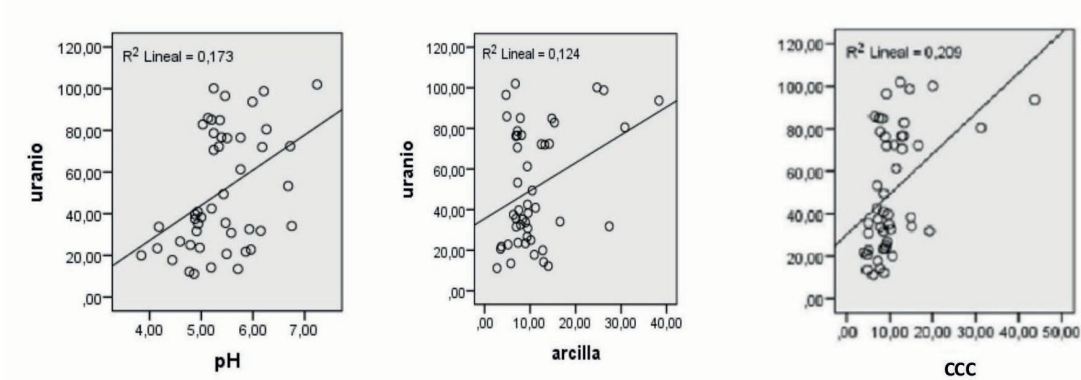
Considerando el índice de geo-acumulación, se aprecia que el 100% y el 83,3% de las muestras estudiadas en los suelos sobre pizarras y granitos, respectivamente, corresponden a suelos no contaminados por uranio y el 16,7% de los suelos sobre granitos se consideran entre no contaminados a moderadamente contaminados.

#### 4.5.3. RELACIÓN DEL INDICE DE URANIO CON ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

La capacidad de adsorción de contaminantes en el suelo depende de propiedades tales como el contenido en arcilla y materia orgánica, pH, capacidad de intercambio catiónico y óxidos de hierro del suelo, (Bruggeman et al., 2012; Catalano & Brown, 2005; Rovira et al., 2007).

Con el fin de evaluar la influencia de estas propiedades del suelo en la adsorción de uranio se determinó la relación entre los contenidos totales de uranio y las propiedades de los suelos mediante un análisis de correlación lineal. Los resultados

que se muestran en la figura 53 indicaron la existencia de una correlación significativa entre el contenido total de uranio y el pH ( $r = 0,416$ ,  $p < 0,01$ ), el porcentaje de arcilla ( $r = 0,353$ ,  $p < 0,05$ ) y la capacidad de cambio de cationes ( $r = 0,457$ ,  $p < 0,01$ ) de los suelos.



*Figura 53: Correlación lineal de pH, arcillas y CCC.*

#### 4.5.4. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS NATURALES

El método de interpolación IDW (distancia inversa ponderada) se ha utilizado en el trabajo para predecir la distribución espacial de la concentración de uranio en lugares no muestreados a partir de los valores recogidos en los muestreos realizados en los trabajos de campo, de forma que los valores más cercanos presentan una mejor correlación y similitud que los que se encuentran más alejados. La cartografía resultante de la concentración de uranio de los suelos naturales (nivel de fondo) de la región estudiada se muestra en la figura 54.

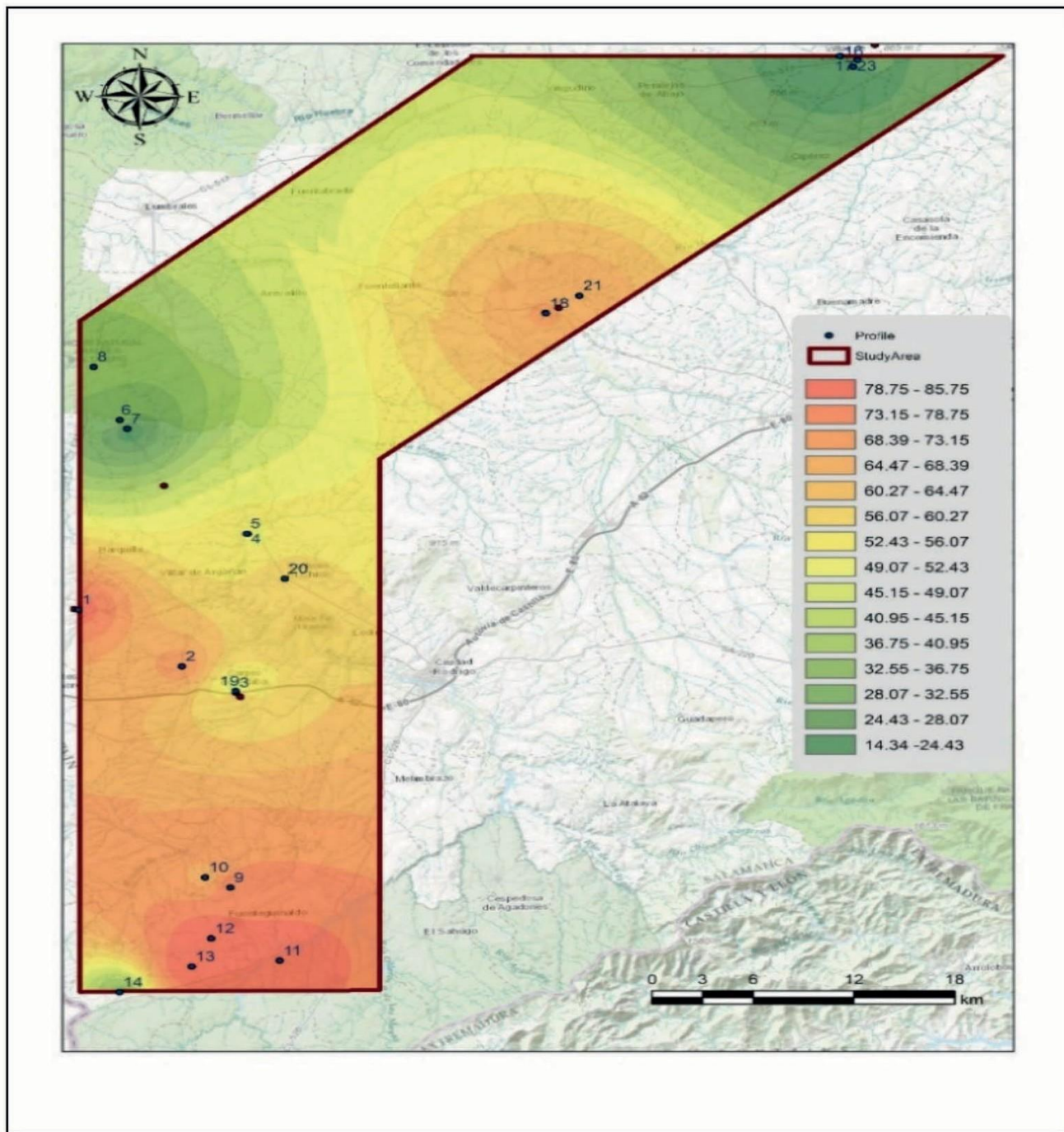


Figura 54. Distribución espacial del contenido de uranio en los suelos naturales del oeste de la provincia de Salamanca.

Los resultados obtenidos muestran que los mayores contenidos se localizan en los horizontes de los suelos desarrollados sobre pizarras -zona de color rojo intenso- (perfiles 1, 11, 12 y 13), con concentraciones comprendidas entre 81,8 y 85,8 mg kg<sup>-1</sup> y situados en las proximidades de las poblaciones de Alameda de Gardón, Casillas de Flores, Villavieja de Yeltes, Saelices y Gallegos de Argañan. Sin embargo, los suelos con las concentraciones de uranio más bajas se localizan sobre los suelos naturales desarrollados sobre granitos -zona coloreada de color verde- (perfiles 7 y 16), con concentraciones comprendidas entre 14,4 y 19,7 mg kg<sup>-1</sup> y situados en las inmediaciones de Villar de Ciervo y Villar de Peralonso.

### • Distribución del uranio en los horizontes A, B y C de los perfiles de suelos naturales

En los suelos sobre granitos y pizarras del oeste de la provincia de Salamanca la concentración promedio de uranio en los horizontes A y B se incluyen en la tabla 12 mostrando un aumento en los horizontes B (Bw y Bt) y una disminución en el horizonte A.

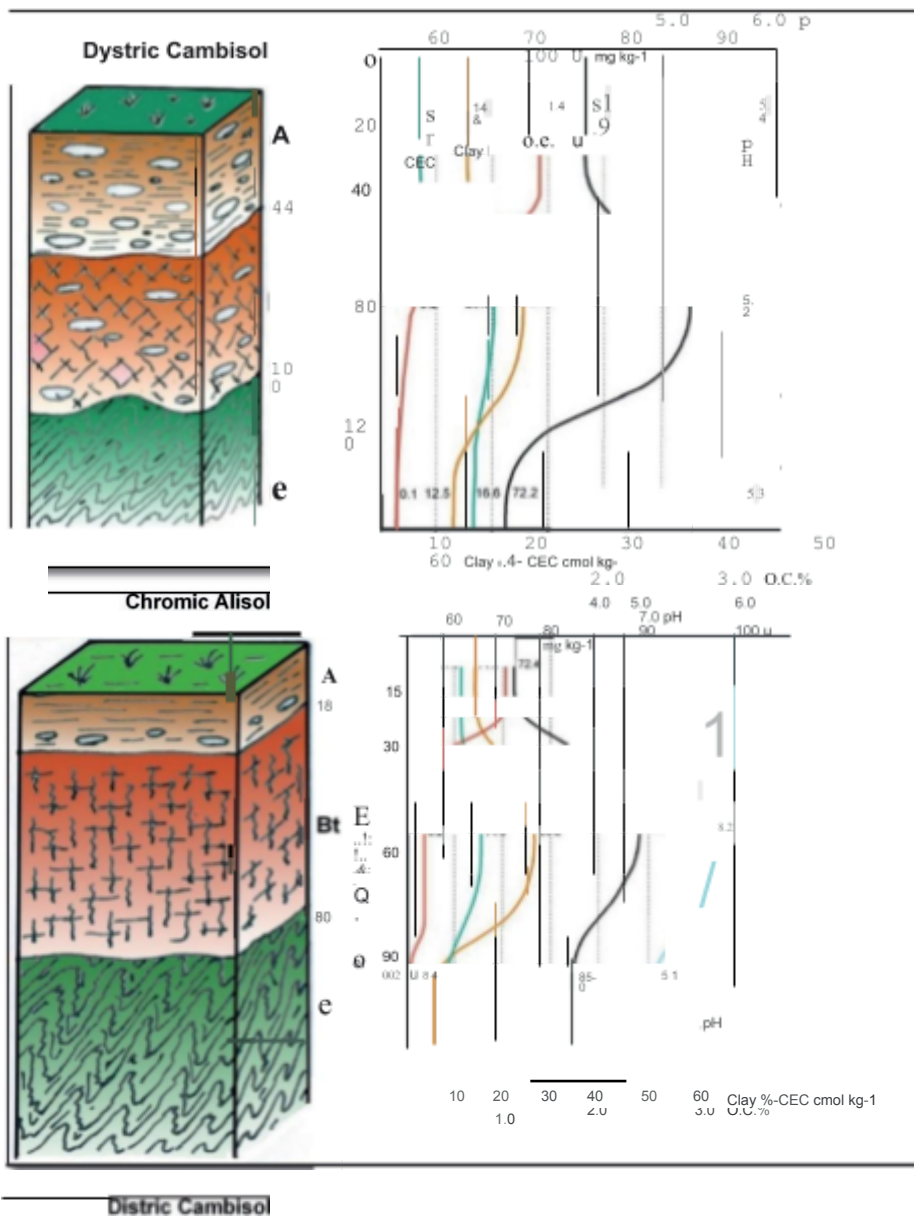
El enriquecimiento de uranio se produce en los horizontes con mayor contenido en arcilla (horizontes Bw y Bt), con enriquecimientos de hasta 2 veces mayores que en la roca madre. Los perfiles de distribución de uranio en profundidad sugieren que el uranio es lixiviado desde la superficie del suelo por el agua de lluvia y se acumula en los horizontes inferiores con mayor contenido en arcilla.

La distribución en profundidad de uranio, a lo largo de los perfiles predominantes (Inceptisoles y Alfisoles) de suelos del oeste de la provincia de Salamanca (Figura 55), es semejante o coincidente con la distribución de arcilla y la capacidad de intercambio catiónico; es decir, el contenido de uranio aumenta en el horizonte B de los suelos (las concentraciones más elevadas de uranio se presentan en el horizonte Bt de los Alfisoles).

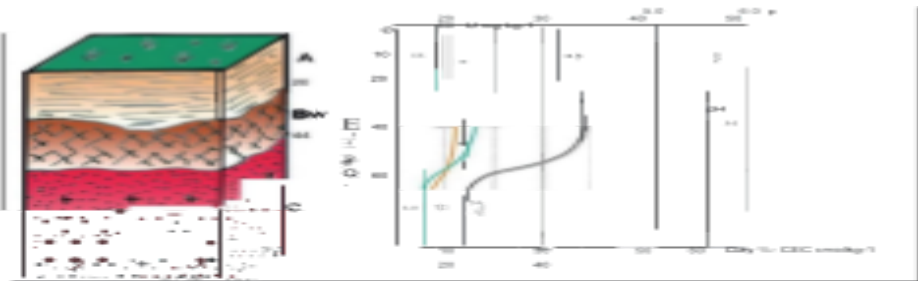
Tabla 12: Concentraciones de uranio en los horizontes del suelo sobre granitos y pizarras.

<b>HORIZONTE A SOBRE GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	26,71
<b>Desv. Stand.</b>	11,95
<b>M.Geometr.</b>	24,05
<b>Mediana</b>	25,00
<b>Curtosis</b>	-1,83
<b>Mínimo</b>	11,20
<b>Máximo</b>	42,50
<b>HORIZONTE B SOBRE GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	31,73
<b>Desv. Stand.</b>	17,60
<b>M.Geometr.</b>	28,09
<b>Mediana</b>	31,60
<b>Curtosis</b>	-
<b>Mínimo</b>	14,20
<b>Máximo</b>	49,40
<b>HORIZONTE C SOBRE GRANITOS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	28,03
<b>Desv. Stand.</b>	9,21
<b>M.Geometr.</b>	26,49
<b>Mediana</b>	29,80
<b>Curtosis</b>	-0,68
<b>Mínimo</b>	13,50
<b>Máximo</b>	40,90
<b>HORIZONTE A SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	62,41
<b>Desv. Stand.</b>	25,32
<b>M.Geometr.</b>	56,05
<b>Mediana</b>	72,40
<b>Curtosis</b>	-0,85
<b>Mínimo</b>	20,00
<b>Máximo</b>	102,00
<b>HORIZONTE B SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	70,79
<b>Desv. Stand.</b>	30,14
<b>M.Geometr.</b>	64,01
<b>Mediana</b>	84,00
<b>Curtosis</b>	-2,09
<b>Mínimo</b>	31,80
<b>Máximo</b>	100,20
<b>HORIZONTE C SOBRE PIZARRAS</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	62,73
<b>Desv. Stand.</b>	26,25
<b>M.Geometr.</b>	56,06
<b>Mediana</b>	71,15
<b>Curtosis</b>	-1,22

<b>Mínimo</b>	21,80
<b>Máximo</b>	96,50

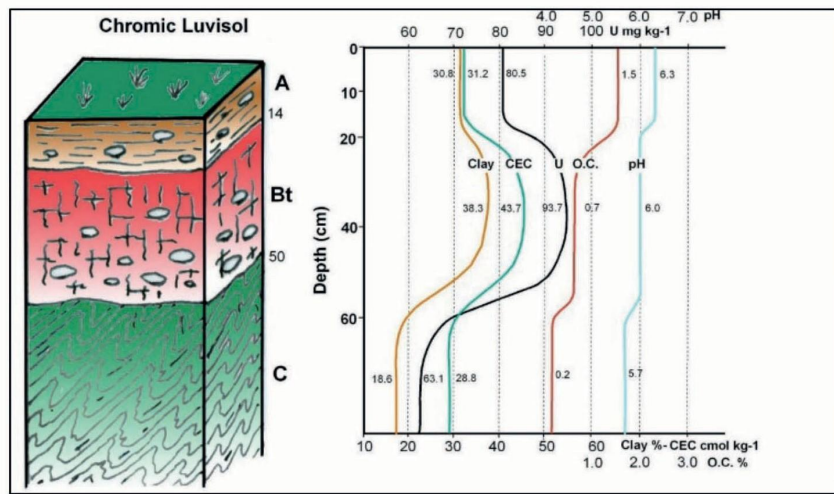


Dystric Cambisol



- + •
- 
- # •
- > •





**Figura 55:** Distribución del contenido de uranio en profundidad, a lo largo del perfil, en los Cambisoles y Luvisoles/Alisoles del oeste de la provincia de Salamanca.

Sin embargo, en los Entisoles el contenido en profundidad es muy variable (en unos suelos el contenido de uranio es más elevado en el horizonte A que en el C y en otros Entisoles ocurre lo contrario, es más alto en el horizonte C, teniendo una gran

infl en esta distribución el contenido en materia orgánica, la absorción de uranio producida por las plantas y la existencia o no en estos suelos de horizontes superficiales "alóctonos", es decir, con la presencia de una discontinuidad litológica.

La semejanza entre las distribuciones en profundidad del contenido de arcilla del suelo y la concentración de uranio se puede explicar considerando la fijación de uranio a través de los horizontes más arenosos, porosos y aireados del suelo, como son los horizontes A (superficiales) y es consistente con el comportamiento geoquímico de este elemento, el cual es más estable en condiciones oxidantes U(VI) que en la forma U(IV). Los procesos abióticos y biológicos primarios que transforman el uranio en el suelo son reacciones de oxidación-reducción que convierten U(VI)-soluble en U(IV)-insoluble.

Las condiciones de mayor porosidad y aireación de los horizontes superficiales del suelo permiten la oxidación del uranio (a partir de U(IV) a U(VI)) y por lo tanto mejora su solubilidad y la posible lixiviación. El U(VI) forma el anión uranilo ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) y este ion forma complejos solubles en agua (dependiendo del pH). El U(IV) es muy insoluble formando, por lo general, uraninita ( $\text{UO}_2$ ). Con un pH entre 4,0 y 7,5, el rango de pH de la mayoría de los suelos, U(VI) existe como hidroxicomplejos  $\text{UO}_2\text{OH}^+$  y  $\text{UO}_2(\text{OH})_2$  (Barnett et al., 2000; Cowart & Burnett, 1994).

El aumento de las concentraciones de uranio en los horizontes Bt sugiere la existencia de una lixiviación desde los horizontes más superficiales y su acumulación e inmovilización en el horizonte iluvial, por adsorción a los minerales de arcilla y óxidos e hidróxidos de hierro o precipitación directa de uranio en forma de óxidos.

Además, las condiciones redox pueden variar en los horizontes profundos del perfil (con una retención mayor de H<sub>2</sub>O), la lixiviación se hace más lenta en los horizontes profundos del suelo debido al drenaje más lento y este aumento del tiempo medio de residencia de la solución del suelo puede permitir la adsorción de uranio por las arcillas del horizonte Bt (Hudson et al., 1999; Murakami et al., 1997; Turner et al., 1996).

#### 4.6. CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS SITUADOS EN LAS PROXIMIDADES A LOS YACIMIENTOS ESTUDIADOS

##### 4.6.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS YACIMIENTOS MINEROS ESTUDIADOS

Los principales yacimientos españoles de uranio se encuentran en el Macizo Hercínico, unos en granitos y otros en las pizarras paleozoicas más o menos metamorfizadas.

Todos los yacimientos de minerales radiactivos encajados en granitos en Castilla y León son epigenéticos, de tipo filoniano. Las rocas plutónicas relacionadas con los yacimientos de uranio suelen corresponder con leucogranitos calcoalcalinos tardíos, que varían de granodioritas a cuarzo-monzonitas, contienen abundantes xenonitos y están atravesados por numerosos diques de cuarzo, aplitas y pegmatitas. El yacimiento estudiado de mayor interés está representado por la mina María Teresa de Villar de Peralonso, que está situado en una importante fractura de dirección NE, encajada en los granitos del Domo del Tormes, donde la coffinita es el principal mineral de uranio. Este yacimiento pertenece al tipo de mineralizaciones intragraníticas, consistente en una red de filones de cuarzo, dentro de un leucogranito de dos micas sericitizado, muy tectonizado, especialmente en las zonas próximas al contacto con una formación de rocas metamórficas (Arribas, 1964).

Los yacimientos estudiados en Alameda de Gardón, Villavieja de Yeltes, Villar de Yegua y Carpio de Azaba pertenecen al tipo de mineralizaciones encajadas en rocas metamórficas. En general se trata de pizarras esquistosas, con un cierto contenido en materia orgánica y situados, generalmente, muy cerca del contacto con los granitos. Se trata de mineralizaciones filonianas encajadas, en zonas de fracturas y brechas, dentro de los metasedimentos del Complejo Esquisto Grauváquico del Paleozoico Inferior.

Estas mineralizaciones están formadas por filoncillos, de potencias milimétricas a centimétricas, de cuarzo, pechblenda y coffinita, que atraviesan de forma irregular a las pizarras que, a su vez, contienen diseminaciones de minerales secun-

darios de uranio en las zonas de oxidación superficial. La mineralización primaria está formada por carbonatos, adularia, pechblenda, coffinita y marcasita, con una serie de minerales accesorios como son el cuarzo, galena, esfalerita, calcopirita y fluorita.

Las mineralizaciones de estos yacimientos están situados, generalmente, en los tramos pelíticos, muchos de ellos marcadamente ampelíticos (Arribas et al., 1983; Martin Izard, 1986).

Las principales mineralizaciones españolas de uranio en rocas metamórficas se encuentran en el Complejo Esquisto Grauváquico que aflora en el oeste de la provincia de Salamanca, en la zona comprendida entre Lumbrales, Ciudad Rodrigo y la frontera portuguesa, aunque también existen en otras localidades españolas (Ceclavín, Acehuche y Albalá, en la provincia de Cáceres y Don Benito, en la de Badajoz) y portuguesas (Nisa, Cunha Baixa y Senhora das Fontes).

El hallazgo de mineralizaciones uraníferas en las pizarras preordóvicas se efectuó casi simultáneamente en España y Portugal. En un principio, se creyó que era un caso de impregnaciones superficiales y minerales secundarios depositados en la pizarra bajo condiciones físico químicas favorables. Las observaciones de campo y los estudios de laboratorio demostraron que no existía ninguna relación entre la mineralización, la estructura de la roca y que la radiactividad se localizaba exclusivamente en los minerales secundarios que rellenaba las fisuras más o menos normales a la esquistosidad.

La aparición de filoncillos con pechblenda en los yacimientos españoles de Fe y Esperanza y en el portugués de Senhora das Fontes, reveló que se trataba de un tipo de yacimiento nuevo en la Península Ibérica.

Los yacimientos de este tipo poseen algunas características en común:

-Están localizados muy cerca del contacto entre los granitos y las pizarras. Ambas rocas están atravesadas por numerosas fracturas, que parecen haber tenido gran importancia en la formación de los yacimientos. El hecho de que la mayoría de las mineralizaciones de esta clase se sitúen cerca del contacto con los granitos, se podría atribuir al distinto comportamiento mecánico que, ante esfuerzos tectónicos, presentan las pizarras y los granitos. Ello habría dado lugar a que grandes fracturas que atraviesan a ambos tipos de rocas respondieran de distinta forma al paso de los fluidos, cuya circulación habría estado condicionada por la presencia de los cuerpos graníticos a lo largo de cuyos bordes se encuentran estas mineralizaciones.

-Las rocas encajantes suelen ser pizarras débilmente metamórficas (filitas cloríticas y sericíticas, pizarras ampelíticas y calcoesquistos) de edad precámbrico-cámbrico.

Conviene destacar que la mina de Saelices el Chico, ha sido el yacimiento más grande de este tipo y el más importante de España (Both et al., 1994), pero, en el presente trabajo, no han sido estudiados los suelos en las proximidades de este yacimiento, debido a que la mina ha sido restaurada, mediante la cubrición de todos los residuos mineros con una capa de areniscas y una capa de tierra vegetal.

#### 4.6.2. DATACIÓN Y ORIGEN DE LOS YACIMIENTOS DE URANIO

Se considera el origen de los yacimientos minerales relacionados con pizarras (rocas metamórficas) de edad Precámbrico-Cámbrico Inferior y pertenecientes al Complejo Esquisto Grauváquico. Se trata de los yacimientos: Alameda de Gardón, Villar de la Yegua, Villavieja de Yeltes y Rivera de Azaba.

Las dataciones de las pechblendas de la mina Fe (Saelices el Chico) y del área de Alameda han proporcionado edades de  $35 \pm 2$  m.a, lo que indica su relación con la formación de la Cuenca de Ciudad Rodrigo (De Saint-André & Arribas, 1987) Otros autores dan edades distintas, de 36 m.a y entre 37 y 57 m.a, según diversos estudios (Martín Serrano et al., 1988). Los análisis sistemáticos U/Pb indican una edad de  $425 \pm 21$  m.a, época en la que se habría producido una concentración inicial de uranio. La removilización posterior de estas concentraciones produciría la formación de los yacimientos durante el Terciario (Arribas, 1992).

El origen de estos yacimientos ha sido muy discutido, proponiéndose tres modelos principales. Según el primero, serían yacimientos de origen magmático, epitermales, en relación con los granitos hercínicos circundantes (Arribas, 1962, 1970). Para el segundo, serían yacimientos supergénicos originados por la lixiviación del uranio contenido en los granitos hercínicos, en los procesos de erosión y meteorización relacionados con el desarrollo de la penillanura pliocena, y depósito en las partes profundas de las fracturas que atraviesan el Complejo Esquisto Grauváquico, en ambiente reductor (Fernandez, 1970). En el tercer modelo se propone que los yacimientos están formados por la lixiviación del uranio contenido en las pizarras carbonosas del Complejo Esquisto Grauváquico y concentración por la acción de un fluido hidrotermal originado por la actividad tectónica alpina.

Según Arribas (1985, 1987), Both et al., (1994), Martín Calvo et al., (1988) y Martín Izard et al., (1985), los datos actuales apoyan el tercer modelo para explicar el origen de los yacimientos. Un sistema hidrotermal, que actuó por efecto de la tectónica alpina durante la primera mitad del Terciario, habría lixiviado el uranio y los otros elementos que forman la mineralización de los metasedimentos carbonosos del Complejo Esquisto Grauváquico ascendiendo los fluidos hidro-

termales mediante bombeo sísmico y depositándose la mineralización en zonas superficiales, en áreas fracturadas y brechificadas.

Las dataciones realizadas de las pechblendas estudiadas han proporcionado una edad que coincide con la del comienzo de la Orogenia Alpina; es decir, con el momento en que empezaron a formarse las grandes fosas terciarias de la meseta, como consecuencia del funcionamiento del nuevo sistema de fracturas o de la reactivación de la estructura hercínica.

Fracturas por las cuales pudieron ser expulsados hacia la superficie los fluidos que transportaban el uranio y los otros elementos presentes en la paragénesis. Los minerales de uranio se encuentran en pequeños filones, cuya potencia varía de unos milímetros a varios decímetros, correspondiendo los últimos al relleno de fisuras y fallas. Los filoncillos suelen coincidir con reaperturas de la esquistosidad o filones de cuarzo.

Conviene destacar que algunas mineralizaciones de uranio han sido cubiertas por los sedimentos del Terciario Inferior, que se depositaron, posteriormente, sobre el zócalo hercínico.

Sobre el origen del yacimiento de Villar de Peralonso (mina María Teresa), con la mineralización encajada dentro de rocas graníticas (rocas plutónicas), hay que decir que es algo diferente al descrito anteriormente. Corresponde a un yacimiento mineral de tipo "stockwork". En este caso el transporte del uranio se ha realizado en fluidos hidrotermales y su acumulación se ha realizado en fracturas y filones existentes en los granitos hercínicos.

El yacimiento de Villar de Peralonso posee un interés geológico importante por sus características mineralógicas y metalogénicas. Una de las características a destacar de este yacimiento es la existencia de una paragénesis constituida por fluorita-uranio. Los minerales primarios de uranio son coffinita (silicato de uranio) y algo de pechblenda, que se depositaron junto con cuarzo jaseroideo, fluorita y los sulfuros de hierro: marcasita, pirita y algo de melnicovita. La meteorización de las rocas encajantes, en las zonas superficiales, ha originado una serie de minerales secundarios de uranio como la autunita. Esta paragénesis corresponde a la de un "yacimiento epitermal uranífero" de los que tanto abundan en las áreas graníticas hercínicas europeas.

Es de destacar que la coffinita es un mineral que hasta hace algunos años únicamente había sido hallado en cantidades significativas en los grandes yacimientos sedimentarios de la Meseta del Colorado (EE.UU.). Por ello, cuando se citaba su presencia en los yacimientos hidrotermales, donde solo se encontraba en las zonas de alteración, la mayoría de los autores pensaba que la coffinita era un mineral secundario y, por tanto, uno de los últimos en formarse.

En el caso de Villar de Peralonso, la coffinita no solamente tiene aquí las características de un mineral primario equivalente a la pechblenda en lo que se refiere a su significación metalogénica, sino que además es el principal constituyente de la mineralización en las zonas no oxidadas del yacimiento.

La mineralización en Villar de Peralonso es posterior al emplazamiento de las rocas plutónicas. Por ello, resulta difícil atribuir el calor necesario para la movilización del uranio a la existencia de corrientes de convección o a la presencia de procesos de difusión por flujo térmico desarrollado alrededor de unas intrusiones que, por ser anteriores, debían estar prácticamente frías cuando se formaron los yacimientos. En este caso la fuente de calor podría haber sido la originada por los esfuerzos tectónicos tardihercínicos y/o alpinos.

#### 4.6.3. YACIMIENTOS DE URANIO ESTUDIADOS: DESCRIPCIÓN GEOLÓGICA Y CONTENIDO DE URANIO EN LOS SUELOS SITUADOS EN SUS PROXIMIDADES

Se ha calculado el contenido de uranio en todos los suelos de la región estudiada, por ello, además de muestrear los suelos naturales en áreas adyacentes fuera de la influencia de los yacimientos mineros, también se han muestreado los suelos situados en las proximidades de las escombreras y mineralizaciones de cinco yacimientos o explotaciones de uranio.

##### • Yacimiento de Alameda de Gardón

Este yacimiento se encuentra situado a 2 km al oeste del pueblo La Alameda de Gardón (Figura 56 y 57). Es el más importante de una serie de mineralizaciones que están agrupadas en cinco zonas, todas ellas se disponen a lo largo de una franja de 6 por 1,5 km, situada al oeste del pueblo. La franja discurre más o menos paralelamente al contacto con las rocas plutónicas y es, por ello, por lo que esta zona se caracteriza por la gran cantidad de diques y pequeñas apófisis graníticas que atraviesan los materiales del Complejo Esquisto Grauváquico (Arribas et al., 1983). Los diques graníticos muestran en ocasiones anomalías radiométricas, si bien estas son de mucha menor importancia que la de los esquistos.

El yacimiento se encuentra ubicado en las rocas que forman el Complejo Esquisto Grauváquico, muy cerca del contacto con el granito de Fuentes de Oñoro. Según la descripción de la Hoja Geológica nº 525, a escala 1:50.000, del IGME (1990), las rocas metamórficas encajantes de la mineralización corresponden a grauvacas y pizarras (10) pertenecientes al Precámbrico Superior. Sobre estas rocas se encuentran, dispuestos en discordancia, unos niveles de brechas calcáreas (13),

que corresponden al Cámbrico Inferior. Con esta denominación de brechas calcáreas se agrupan una serie de materiales formados por pizarras arenosas, calcarenitas, pizarras, areniscas y conglomerados, con cantos de calizas y areniscas, unidos por una matriz calcáreo-arenosa.

Situadas encima de estas rocas, en la serie estratigráfica, se encuentran una alternancia de pizarras grises y negras (de carácter ampelítico) con areniscas (14), también perteneciente al Cámbrico Inferior. Dentro de la columna estratigráfica, la mayor parte de las mineralizaciones se encuentran en los tramos que tienen naturaleza pelítica y, especialmente, ampelítica, no existiendo apenas mineralizaciones en los tramos de carácter cuarzo-feldespático y carbonatado. Esto parece indicar la existencia de un cierto control litológico de la mineralización, la cual se encuentra preferentemente en las brechas y fracturas que atraviesan las rocas pelíticas, que contienen una mayor proporción de materia orgánica.

A su vez, y dada la proximidad del yacimiento al contacto con las rocas graníticas, los metasedimentos se encuentran afectados por las aureolas de metamorfismo térmico.

Tras la realización del muestreo y análisis del contenido de uranio en los suelos se obtuvieron los datos que se reflejan en la tabla 13.



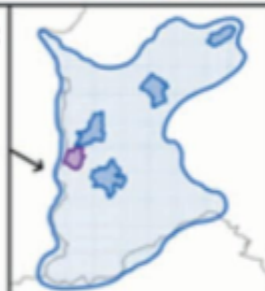


## MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL YACIMIENTO DE ALAMEDA DE GARDÓN



- Leyenda:**
- Muestreo
  - ▨ Escombreras
  - Limite principal de la mina
  - Ortofotografias 2011 PNOA
  - Mapa Topográfico Nacional 1:50.000

**Localización:**



**Figura 56:** Mapa de ubicación y de muestreo del yacimiento de Alameda de Gardón.

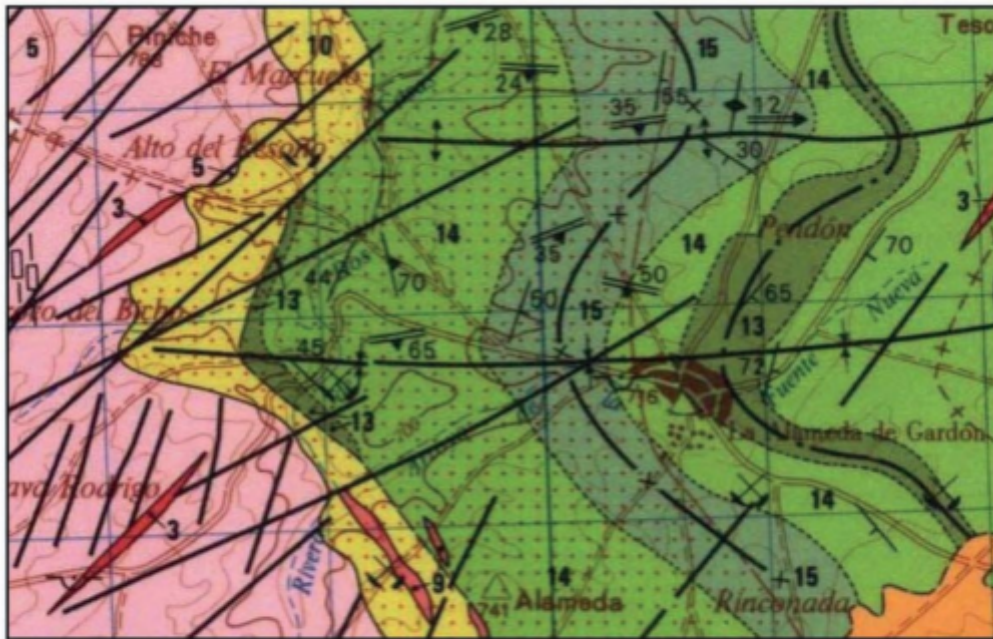


Figura 57: Mapa geológico del yacimiento de Alameda de Gardón.

Tabla 13: Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Alameda de Gardón.

ALAMEDA DE GARDÓN	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
<b>Promedio</b>	291,32
<b>Desv. Stand.</b>	143,34
<b>M.Geometr.</b>	219,87
<b>Mediana</b>	309,60
<b>Curtosis</b>	-1,18
<b>Máximo</b>	465,31
<b>Mínimo</b>	21,86



• **Yacimiento de Villar de la Yegua**

El yacimiento se encuentra situado a 1,25 km al noroeste del pueblo de Villar de la Yegua y a 1,4 km al Este de Villar de Ciervo (Figura 58 y 59).

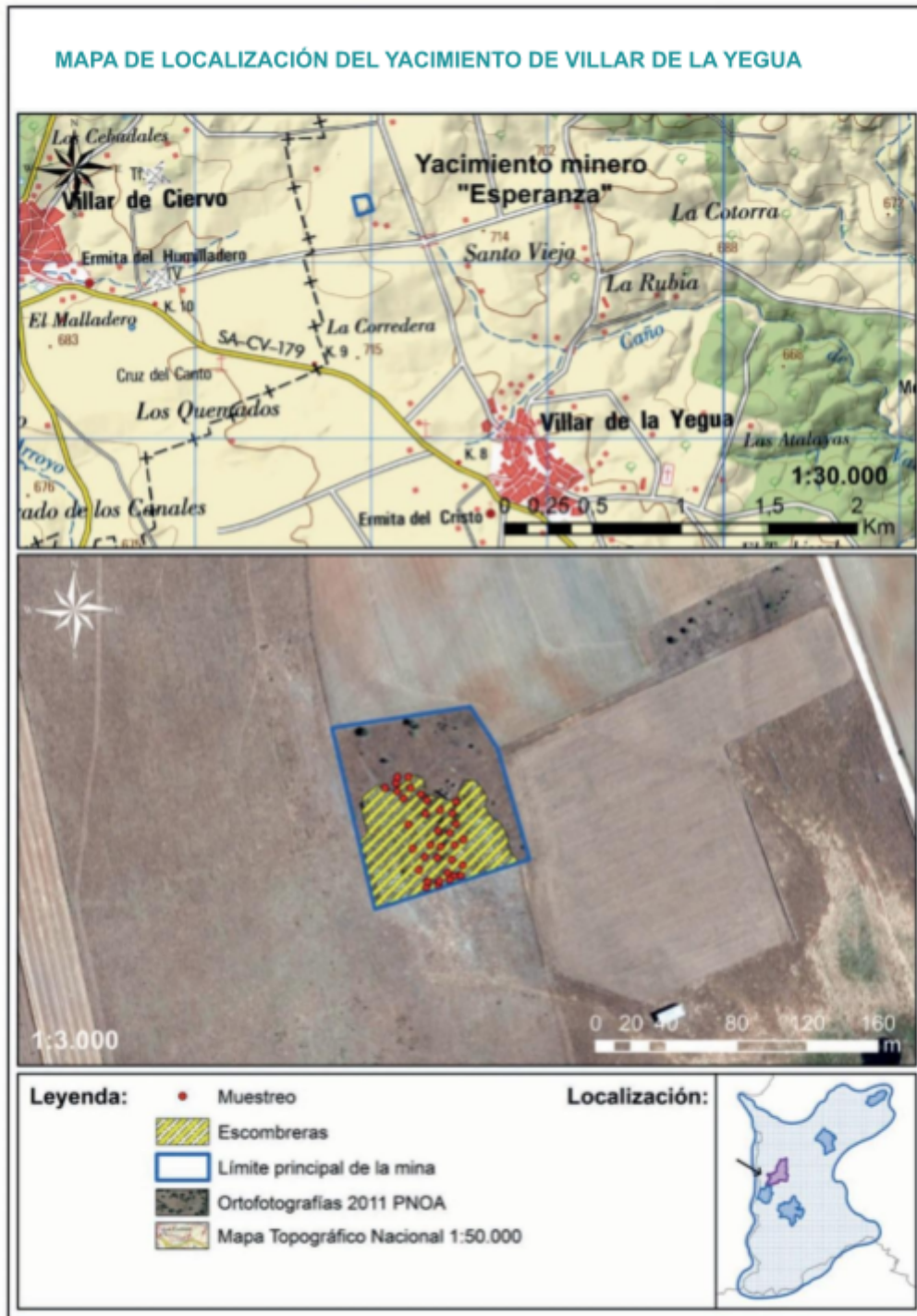


Figura 58: Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Villar de Yegua.

Hay que destacar que, en esta zona, si bien las anomalías más importantes están situadas cerca de la mina Esperanza, la superficie en la cual se han detectado minerales secundarios de uranio se extiende hacia el S, hasta más allá del pueblo de Villar de la Yegua, y hacia el NE, hasta el granito, formando en conjunto una franja de más de 1 km. de ancho por unos 3 km de largo. En este caso, y al contrario de lo que ocurre en La Alameda de Gardón, la franja tiende a alejarse en dirección perpendicular del contacto con los granitos y disponerse en dirección más o menos paralela a la estratificación del Complejo Esquisto Grauváquico.

Las mineralizaciones se sitúan únicamente en las rocas del Complejo Esquisto Grauváquico, no existiendo ninguna anomalía en los granitos próximos al yacimiento minero. Según la descripción de la Hoja Geológica nº 500, a escala 1:50.000, del IGME (2000), las rocas encajantes de la mineralización corresponden a pizarras verdes y grises (10) pertenecientes al Cámbrico Inferior.

Estas rocas se pueden presentar de forma masiva en las que es difícil reconocer alguna superficie de estratificación, en algunos casos, alternando con niveles arenosos y conglomeráticos. En ocasiones, suelen presentar un bandeo milimétrico a centimétrico que, en este caso, está reflejado exclusivamente por un cambio granulométrico. La característica más importante para el reconocimiento de esta facies es una granulometría muy fina (pelitas) y un color verde o gris plateado, con cierto carácter ampelítico. La asociación mineral que caracteriza a estas pizarras está constituida, por clorita, moscovita y biotita.

En zonas también próximas al yacimiento de Villar de la Yegua afloran unas pizarras (pelitas) microbandeadas (9) (Figura 59), que se pueden presentar bien como tales en forma de apilamiento sencillo o en alternancia con bancos arenosos. La característica fundamental de las pelitas microbandeadas es la presencia de un bandeo claro-oscuro muy regular, con frecuencia milimétrica o centimétrica, formado por la alternancia de fangos negros ricos en materia orgánica y pirita diseminada con láminas limosas claras, que dan un aspecto muy característico en el campo.

A menudo, esta litología aparece meteorizada y son muy evidentes los tonos de alteración rojos y amarillos, que destacan sobre el fondo negro de la roca, o también la alternancia de colores blanco y gris-ceniza con muchos poros y moteados de óxidos de hierro por la alteración de la pirita.

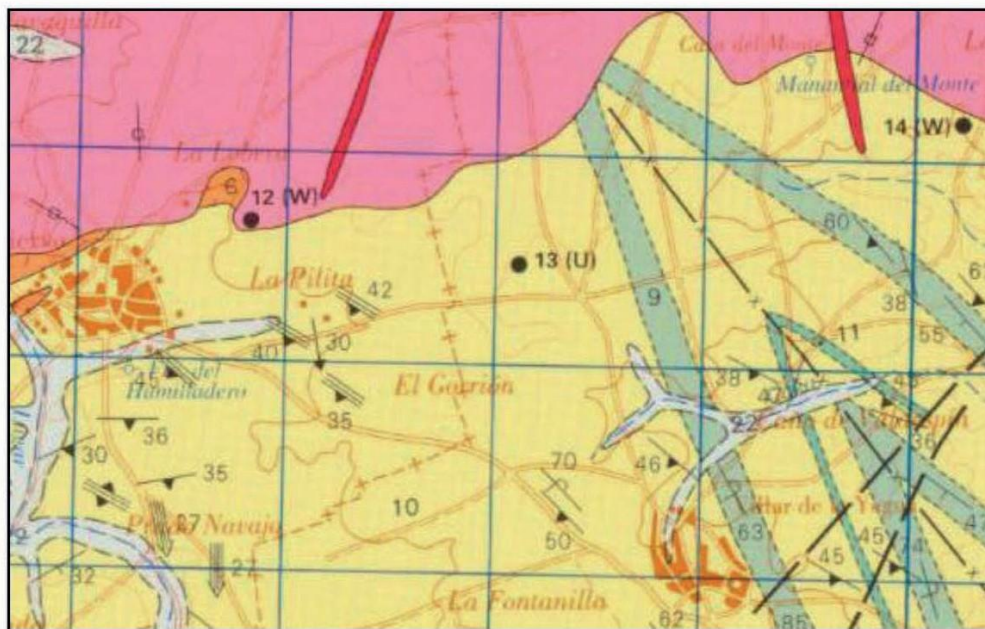
A escala microscópica, lo más frecuente es observar una laminación paralela milimétrica con niveles alternantes ricos en material tipo limo con cierto contenido en materia orgánica y niveles de granulometría más gruesa (tamaño arena) en los

---

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

que los clastos son subangulosos y con bajo contenido en matriz arcillosa. La composición mineralógica es de cuarzo, arcillas (illita) y feldespatos como minerales esenciales, si bien por efecto del metamorfismo y la deformación aparecen clorita, moscovita, biotita y granate. Como minerales accesorios se observan: turmalina, circón, apatito, materia orgánica y minerales opacos (rutilo, leucoxeno o ilmenita).

Es de destacar en esta zona, que no aflora ningún nivel carbonatado ni otras rocas relacionadas con ellos. Igualmente, aunque estas rocas están bastante próximas al contacto con el granito, los efectos de la aureola térmica producida por las rocas intrusivas son muy escasos, salvo en un sector situado al Norte de la franja mineralizada, en el que se observa algún nivel pelítico transformado en pizarras mosqueadas.



HOLOCENO (Limos y arenas con cantos –aluvial)		22
CAMBRICO INF (Conglomerados y areniscas)		11
CAMBRICO INF (Pelitas verdes y grises)		10
CAMBRICO INF (Pelitas microbandedas)		9
Granodiorita con masas tonalíticas		2

*Figura 59: Mapa geológico del yacimiento de Villar de Yegua.*

Los datos del contenido de uranio en los suelos muestreados en el yacimiento de Villar de la Yegua quedan reflejados en la tabla 14.

**Tabla 14:** Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villar de Yegua.

<b>VILLAR DE LA YEGUA</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio.</b>	207,19
<b>Desv. Stand.</b>	229,41
<b>M.Geometr.</b>	217,70
<b>Mediana</b>	198,97
<b>Curtosis</b>	11,68
<b>Máximo</b>	981,93
<b>Mínimo</b>	150,72

#### • Yacimiento de Rivera de Azaba

El yacimiento se encuentra situado en la misma Rivera de Azaba, a 2,2 km al suroeste del pueblo Carpio de Azaba (Figura 60 y 61). En este yacimiento, las zonas mineralizadas forman parte de una montera de 5 m de espesor en la parte alta de la penillanura.

En esta zona, no solamente existe este yacimiento, sino que existen varios, que se distribuyen paralelamente al curso de la Rivera de Azaba. Las rocas graníticas más cercanas corresponden a una pequeña apófisis, situada a algo más de 1 km al oeste de la Rivera de Azaba, cuyos efectos térmicos no se observan en las rocas del yacimiento.



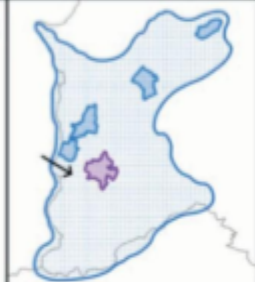


### MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL YACIMIENTO DE CARPIO DE AZABA



- Leyenda:**
- Muestreo
  - Escombreras
  - Límite principal de la mina
  - Ortofotografías 2011 PNOA
  - Mapa Topográfico Nacional 1:50.000

**Localización:**

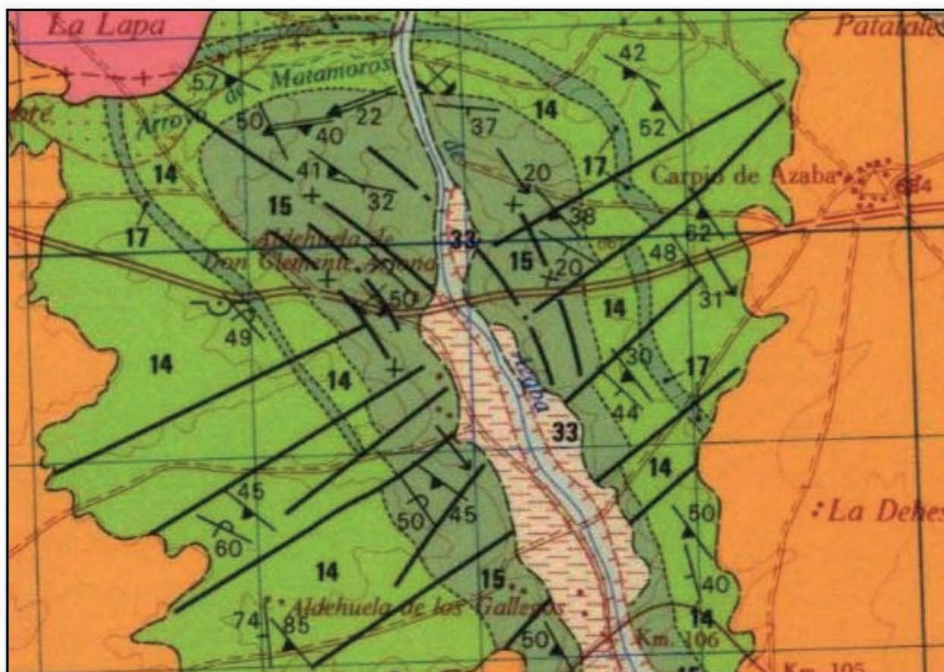


**Figura 60:** Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Carpio de Azaba.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las mineralizaciones se sitúan, al igual que en los yacimientos descritos, únicamente en las formaciones del Complejo Esquisto Grauváquico, de edad Cámbrico Inferior, no existiendo ninguna en los granitos. Según la descripción de la Hoja Geológica nº 500, a escala 1:50.000, del IGME. (2000), las rocas encajantes de la mineralización corresponden a unas pizarras (pelitas) negras y bandeadas (15) (Figura:61), que constituyen el techo de la serie estratigráfica y están constituidas por una alternancia centimétrica de pizarras grises y negras con abundante materia orgánica, que contienen cubos de pirita y nódulos de fosfatos diseminados. En función de la cantidad de materia orgánica, las pizarras son grises o negras y tienen una disposición en bandas centimétricas a milimétricas alternantes que dan el aspecto bandeado.

Así pues, los indicios uraníferos de esta zona se sitúan en los tramos pelíticos, muchos de ellos marcadamente ampelíticos, por lo que es evidente el control litológico de la mineralización.



PLEISTOCENO (Cantos, arenas y arcillas –Terraza)		33
OLIGOCENO (Arcosas y arenas feldespáticas)		20
CAMBRICO INF (Conglomerados)		17
CAMBRICO INF (Pelitas negras bandeadas)		15
CAMBRICO INF (Pelitas grises y negras y areniscas)		14
Granitos monzoníticos de grano medio y de dos micas		6

Figura 61: Mapa geológico del yacimiento de Carpio de Azaba.

Los datos del contenido de uranio en los suelos situados en las proximidades del yacimiento ubicado en la Rivera de Azaba quedan reflejados en la tabla 15.

*Tabla 15: Análisis estadístico del contenido de uranio en suelos de las proximidades del yacimiento de Carpio de Azaba.*

<b>CARPIO DE AZABA</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio.</b>	229,58
<b>Desv. Stand.</b>	249,51
<b>M.Geometr.</b>	134,18
<b>Mediana</b>	111,57
<b>Curtosis</b>	5,52
<b>Máximo</b>	923,68
<b>Mínimo</b>	64,68

#### **• Yacimiento de Villavieja de Yeltes**

Este yacimiento está situado a 3 km al sureste de Villavieja de Yeltes y a 2,2 km al suroeste de Villares de Yeltes (Figura 62 y 63). Aunque la mineralización más importante de esta zona es la mina Caridad, los indicios mineros se extienden hacia el Norte, hasta las proximidades del denominado plutón de Villavieja, siendo de destacar que, ni en los alrededores ni en la propia mina, hay signos de metamorfismo de contacto, aunque el granito está situado solamente a un par de kilómetros.

Las mineralizaciones se encuentran, como en los yacimientos anteriormente descritos, únicamente en las rocas del Complejo Esquisto Grauváquico, no existiendo indicios en los granitos próximos. Según la descripción de la Hoja Geológica nº 476, a escala 1:50.000, del IGME. (2000), las rocas encajantes de la mineralización corresponden a unas pizarras (24) (Figura 63), con intercalaciones de conglomerados areniscosos, de edad Cámbrico Inferior. Dichas intercalaciones, más resistentes a la erosión diferencial, forman crestones o resaltes topográficos. Estas litologías afloran y son visibles en el núcleo del sinforme situado al SE de Villavieja de Yeltes.



MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL YACIMIENTO DE VILLAVIEJA DE YELTES



- Leyenda:**
- Muestreo
  - Escombreras
  - Límite principal de la mina
  - Ortofotografías 2011 PNOA
  - Mapa Topográfico Nacional 1:50.000

**Localización:**

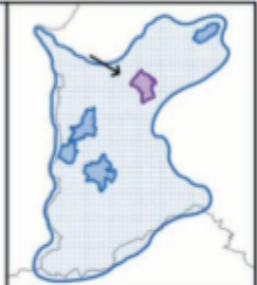
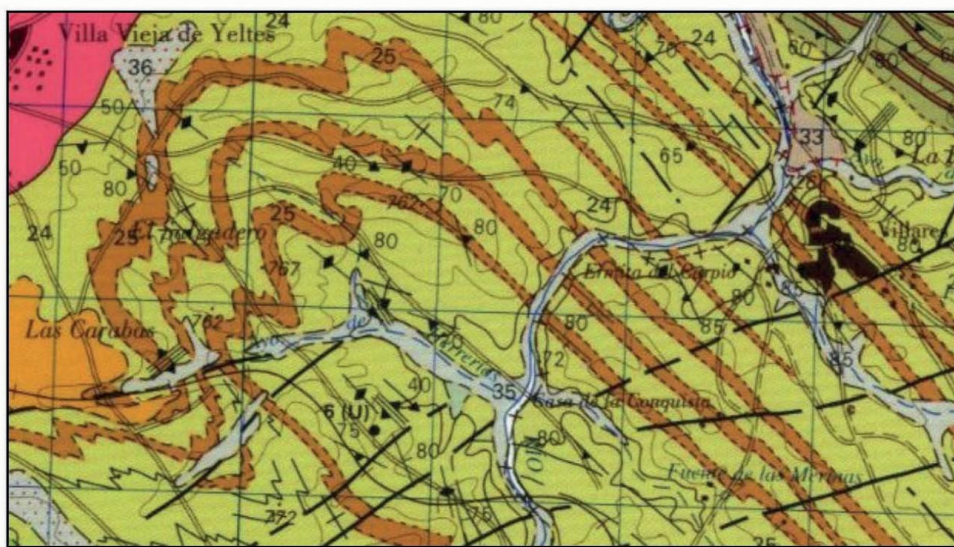


Figura 62: Mapa de ubicación y puntos de muestreo del yacimiento de Villavieja de Yeltes.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta zona, la litología está constituida por pizarras y limolitas gris verdosas y negras, de carácter ampelítico y grano muy fino, generalmente masivas, aunque pueden observarse amplios tramos con un microbandeado sedimentario y algún fino nivel arenoso intercalado. Hacia el techo de la serie aflorante aparecen también pizarras microbandeadas y niveles conglomeráticos con clastos de cuarzo (25) (Figura 63). Los niveles conglomeráticos suelen ser de potencia métrica y, lateralmente, pueden transitar a facies cuarcíticas o arenosas, así como disminuir su espesor, constituidos por clastos redondeados de cuarzo exclusivamente (sin feldespatos) y mostrando organizaciones internas gradadas normales e inversas y estratificaciones y laminaciones cruzadas.



HOLOCENO (Cantos, arenas y limos-coluvial)		36
HOLOCENO (Arenas y limos-aluvial)		35
EOCENO INF. (Microconglomerados, arenas y lutitas blancas)		28
CAMBRICO INF. (Conglomerados cuarcíticos)		25
CAMBRICO INF. (Pizarras y limolitas)		24
CAMBRICO INF. (Conglomerados feldespáticos y porfiroides)		23
CAMBRICO INF. (Esquistos, pizarras y areniscas)		22
Granito de Villavieja-Cipérez		11

*Figura 63: Mapa geológico del yacimiento de Villavieja de Yeltes.*

En la tabla 16 se muestran los datos del contenido de uranio en los suelos situados en las proximidades del yacimiento de Villavieja de Yeltes.

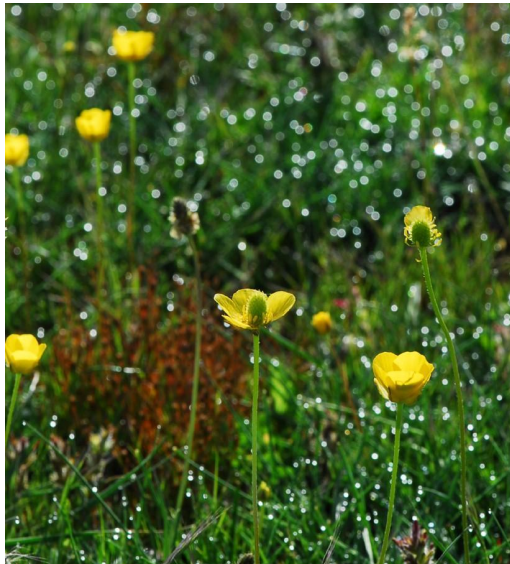


*Tabla 16: Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villavieja de Yeltes.*

<b>VILLAVIEJA DE YELTES</b>	<b>Uranio mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Promedio</b>	260,26
<b>Desv. Stand.</b>	53,29
<b>M.Geometr.</b>	252,38
<b>Mediana</b>	275,09
<b>Curtosis</b>	2,54
<b>Máximo</b>	319,61
<b>Mínimo</b>	108,27

#### **• Yacimiento de Villar de Peralonso**

Está situado a 2,1 km al noreste de Villar de Peralonso (Figura 64). En este yacimiento los minerales de uranio se encuentran rellenando fracturas de un granito adamellítico, con intercalaciones de sienitas y gneis biotíticos; estos, a veces, con aspecto migmatítico; todos ellos muy tectonizados, en las zonas próximas al contacto con una formación de rocas metamórficas. Esta presencia de minerales de uranio en una red de filones de cuarzo jasperoideo, que atraviesan los granitos en todas las direcciones, constituye la diferencia principal entre este yacimiento de Villar de Peralonso y los antes estudiados, en los cuales los minerales de uranio se encuentran en las fracturas y brechas de pizarras.



### MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL YACIMIENTO DE VILLAR DE PERALONSO

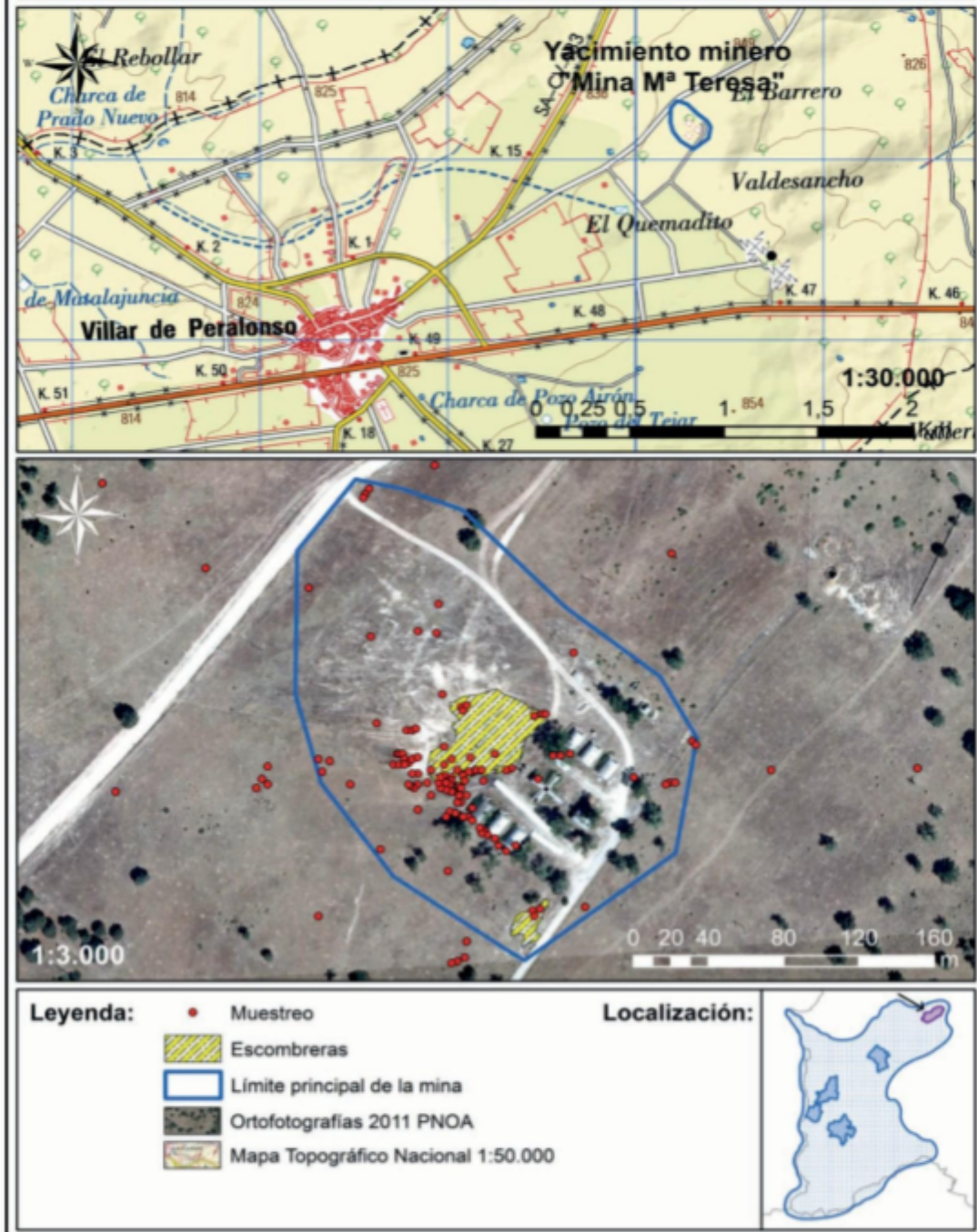


Figura 64: Mapa de ubicación y muestreo del yacimiento de Villar de Peralonso.

El granito adamellítico es una roca muy compacta, de grano medio y colores claros, ya que la mica más abundante es la moscovita. Suele presentar los minerales con cierta orientación, por lo que con frecuencia tiene aspecto gneísico.

Según la descripción de la Hoja Geológica nº 450, a escala 1:50.000, del IGME. (2000), se trata de granitos homogéneos de dos micas, de tonos claros, leucocráticos y con un tamaño de grano que varía gradualmente de fino a medio. Es algo porfídico, aunque los fenocristales feldespáticos están muy irregularmente distribuidos y nunca superan los 3 cm de tamaño máximo. La biotita es escasa y de pequeño tamaño, se distribuye homogéneamente y parece guardar una cierta orientación subhorizontal que marcaría una foliación. La moscovita es muy abundante y se presenta en placas de tamaño variable, a veces de hasta 1 cm, que están siempre desordenadas. Esporádicamente puede aparecer turmalina.

Petrográficamente son granitos de dos micas, con proporciones variables de moscovita y biotita, localmente con tendencia algo porfídica. Como minerales esenciales presenta cuarzo, feldespato potásico, plagioclasa, biotita y moscovita; como accesorios más frecuentes se encuentran circón, apatito, sillimanita y cordierita.

Corresponde a un yacimiento mineral de tipo "stockwork" alargado en dirección NE, donde los minerales uraníferos se distribuyen con mucha irregularidad. El área mineralizada se encuentra en una estructura tectónica de 6 km de longitud, constituyendo, desde el punto de vista económico, una de las reservas más prometedoras de España por la continuidad y potencia de sus estructuras mineralizadas.

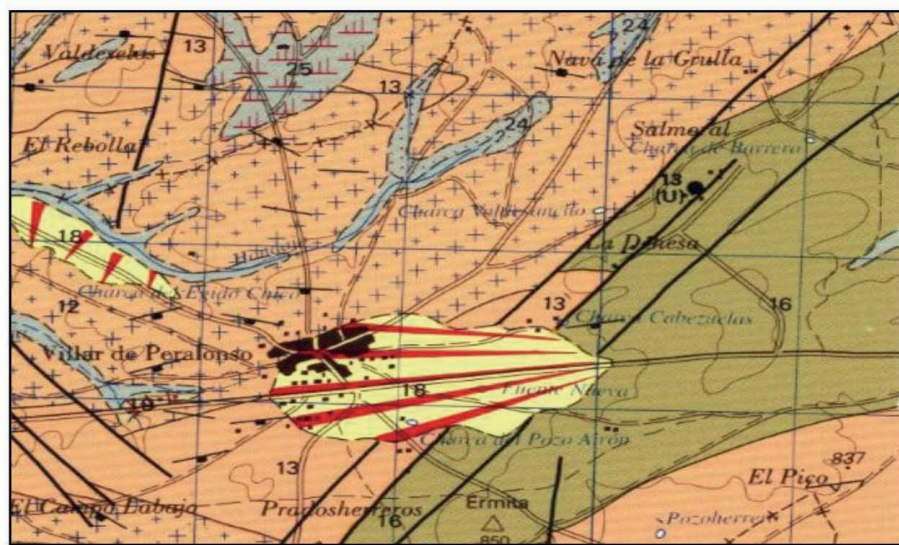
Las rocas metamórficas de contacto (metasedimentos) afloran inmediatamente al sur del yacimiento de Villar de Peralongso, formando una banda estrecha, intercalada entre granitos. Predominantemente son micaesquistos, metapsamitas y paragneises feldespáticos, con intercalaciones areniscosas e incluso cuarcíticas; también se encuentran niveles calcosilicatados de espesor centimétrico a decimétrico. Estos materiales son azoicos, pero se les considera de una edad Precámbrico-Cámbrico Inferior. Estos materiales son afectados por el metamorfismo, que incluso llega a alcanzar la migmatización.

Los micaesquistos son rocas de tonos oscuros cuando están frescos, o verdosos cuando están alterados. Están formados por cuarzo, biotita, moscovita, algo de plagioclasa y feldespato potásico y, como minerales índices, puede aparecer andalucita, sillimanita y cordierita. Frecuentemente, presentan un bandeo composicional, formado por niveles, de milimétricos a centimétricos, de composición cuarzofeldespática que alternan con otros ricos en félicos.

Las metapsamitas y paragneises son de tonos claros y aparecen en niveles decimétricos a métricos. Están compuestas por cuarzo, abundantes feldespatos, biotita, moscovita y pueden tener andalucita, sillimanita y cordierita en función del grado de metamorfismo.

Las rocas calcosilicatadas se encuentran en niveles decimétricos o centimétricos, con bandeado composicional formado por una alternancia de niveles claros ricos en cuarzo con otros de color verdoso ricos en anfíbol. Están compuestas fundamentalmente por cuarzo, biotita, granate rosado, plagioclasa y anfíbol verde, como accesorios se encuentra esfena, calcita, apatito y clinozoisita.

Una de las características a destacar de este yacimiento es la existencia de una paragénesis constituida por fluorita-uranio, análoga a la de algunos yacimientos franceses de los distritos de la Vendée, Limousin y Morvan (Arribas, 1964). En Villar de Peralonso, los minerales primarios de uranio son coffinita (silicato de uranio) y algo de pechblenda, que se depositaron junto con cuarzo jaseroideo, fluorita y los sulfuros de hierro: marcasita, pirita y algo de melnicovita. La meteorización de las rocas encajantes, en las zonas superficiales, ha originado una serie de minerales secundarios de uranio como la autunita y rernardita, y que se ha concentrado principalmente en los poros de algunos granitos desilificados, que adquieren por ello el aspecto de una episienita. Esta paragénesis corresponde a la de un “yacimiento epitermal uranífero” de los que tanto abundan en las áreas graníticas hercínicas europeas (Figura 65 y 66).



HOLOCENO (Cantos heterométricos y arenas –aluvial-coluvial)		24
NEÓGENO (Arenas con cantos subangulosos -Glacis)		18
PRECAMBRICO SUP. (Complejo esquistu-Grauváquico)		16
Granito de grano medio y localmente porfídico		13
Granito con biotita “Ala de mosca”		12

Figura 65: Mapa geológico del yacimiento de Villar de Peralonso.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El área mineralizada se sitúa en una estructura tectónica de más de 6 km de longitud, reconocida por estudios geofísicos, sondeos y labores mineras, en el borde septentrional de un complejo metamórfico situado al este de Villar de Peralonso.

En esta zona, que tiene aproximadamente 1,5 km de longitud y una anchura variable de varias decenas de metros, se perforó un pozo de 200 m con vista a la explotación. El yacimiento de Villar de Peralonso, que desde el punto de vista económico constituye una de las reservas más prometedoras de España por la continuidad y potencia de sus estructuras mineralizadas, posee además un interés geológico indiscutible por sus características mineralógicas y metalogénicas.



Figura 66: Fracturas y fallas del yacimiento de Villar de Peralonso.

En la tabla 17 se muestran los datos del contenido de uranio en los suelos situados en las proximidades del yacimiento de Villar de Peralonso.

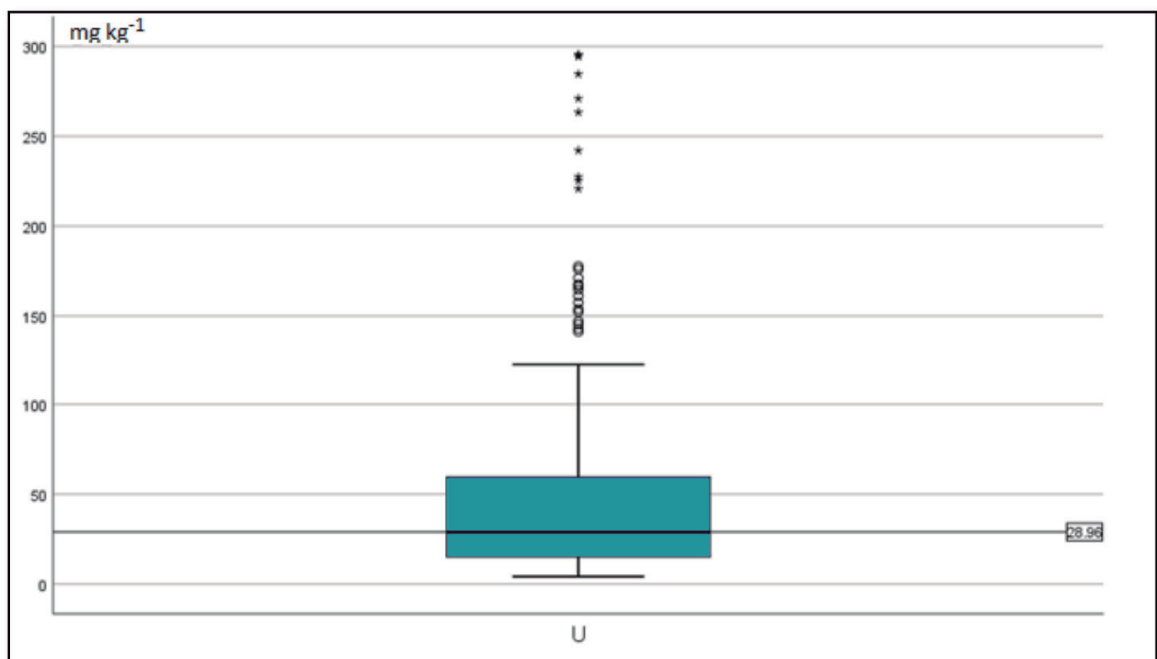
Tabla 17: Análisis estadístico del contenido de uranio en los suelos de las proximidades del yacimiento de Villar de Peralonso.

VILLAR DE PERALONSO	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
<b>Promedio</b>	53,00
<b>Desv. Stand.</b>	64,76
<b>M.Geometr.</b>	30,50
<b>Mediana</b>	28,96
<b>Curtosis</b>	4,17
<b>Máximo</b>	294,88
<b>Mínimo</b>	4,16

Las principales características de los suelos situados en las proximidades del yacimiento de Villar de Peralonso son las siguientes: los valores de pH del suelo oscilan entre 4,80 y 6,56 con un valor medio de 5,89, que indica su naturaleza débilmente ácida. El contenido de materia orgánica varía de 0,53 a 3,45% con el valor medio de 2.45%, y la capacidad de intercambio catiónico varía de 15,20 a 83,40  $\text{cmol kg}^{-1}$  con el valor medio de 47,39  $\text{cmol kg}^{-1}$ . La fracción limo + arcilla varía de 11,89 a 19,96%.

Los minerales constituyentes en las muestras de arcilla del suelo son illita, caolinita, moscovita, feldespato potásico, plagioclasa, cuarzo y esmectitas en menor proporción. Aunque no son muy abundantes, los recubrimientos de óxido de Fe en los minerales del suelo fueron muy evidentes debido a su coloración rojiza amarillenta. Casi todos los minerales del suelo están recubiertos con una película multi-granular de óxidos de hierro de 0,5-5  $\mu\text{m}$  de espesor. Los óxidos de hierro dominantes en estos recubrimientos minerales son de goethita y de óxido férrico hidratado (ferrihidrita). La goetita se identificó por sus características ópticas y su morfología (por ejemplo, presencia de cristales aciculares pleocroicos) y por difracción de rayos X. La ferrihidrita se distinguió de la goetita por su tamaño de grano coloidal (submicrométrico), color (goetita amarilla, ferrihidrita negra a oscura) y naturaleza amorfa (banda ancha de difracción de rayos X).

Los resultados de la distribución de uranio en suelos (Villar de Peralonso) se presentan en la figura 67.



*Figura 67: Diagrama de caja de uranio en Villar de Peralonso.*

La distribución es log normal y el rango de variación muy amplio de  $4,16 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $294,88 \text{ mg kg}^{-1}$  de uranio y la mediana es de  $28,96 \text{ mg kg}^{-1}$  de uranio. Únicamente el 10% de las muestras se pueden considerar muy anómalas excediendo el valor de opper whisker ( $145 \text{ mg kg}^{-1}$ ); pero el 50% de las muestras sobrepasa el límite guía de  $23 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos agrí- colas (Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME, 2007). En relación con las medias mundiales (apartado anterior) muestran un alto grado de contaminación. Sin embargo, el halo de dispersión alrededor de las escombreras mineras es bajo pues no sobrepasa los 100 m de distancia en cualquier dirección ( $<10 \text{ mg kg}^{-1}$  de uranio) que es el valor encontrado también a 1 km y 2,5 km en dirección E y W.

La distribución del  $^{226}\text{Ra}$  en los suelos situados en las proximidades del yacimiento minero, se representa en la figura 68, y muestra que solamente el 10% de los resultados son muy anómalos en lo que se refiere a esta población de datos ( $>2000 \text{ Bq kg}^{-1}$  de radio); la mediana es de  $401 \text{ Bq kg}^{-1}$  de radio. Si los comparamos con la guía de suelos (OECD, 1979), en el que el máximo recomendado es de  $370 \text{ Bq kg}^{-1}$  de radio, se pueden considerar muy anómalos en el entorno cercano de la escombrera minera de Villar de Peralonso.

La actividad del  $^{226}\text{Ra}$  excede a la del  $^{238}\text{U}$  en muchos de los suelos muestreados con una relación  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  de 1,4 de media. Un factor importante en el comportamiento del  $^{226}\text{Ra}$  es la absorción por la vegetación que concentra  $^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U}$  y mueve el  $^{226}\text{Ra}$  desde el suelo más profundo al suelo superficial. La vegetación es capaz de crear el exceso de  $^{226}\text{Ra}$  observado en los horizontes típicos de los suelos superficiales (Greeman et al., 1999).

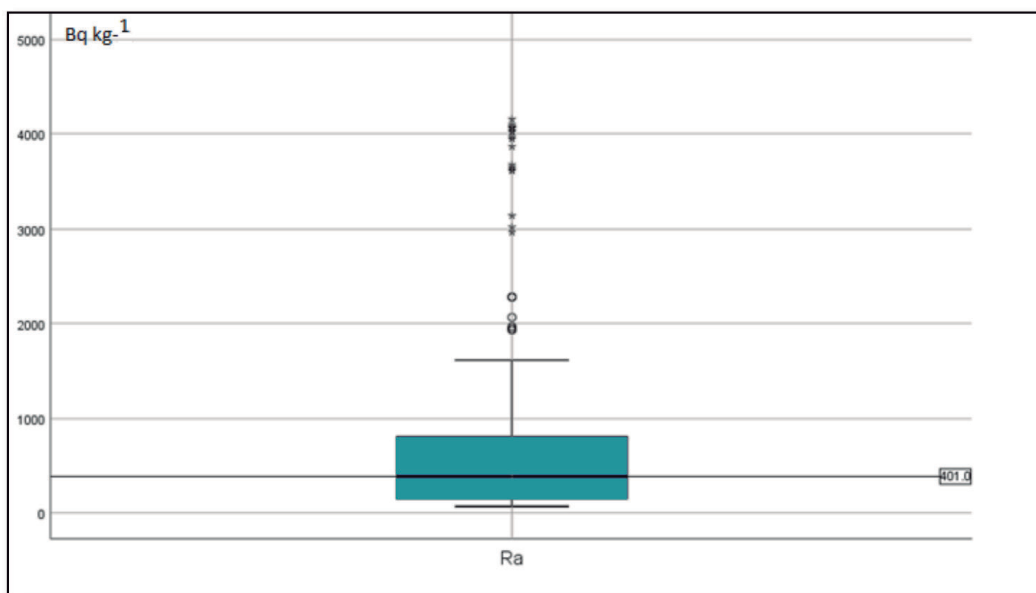
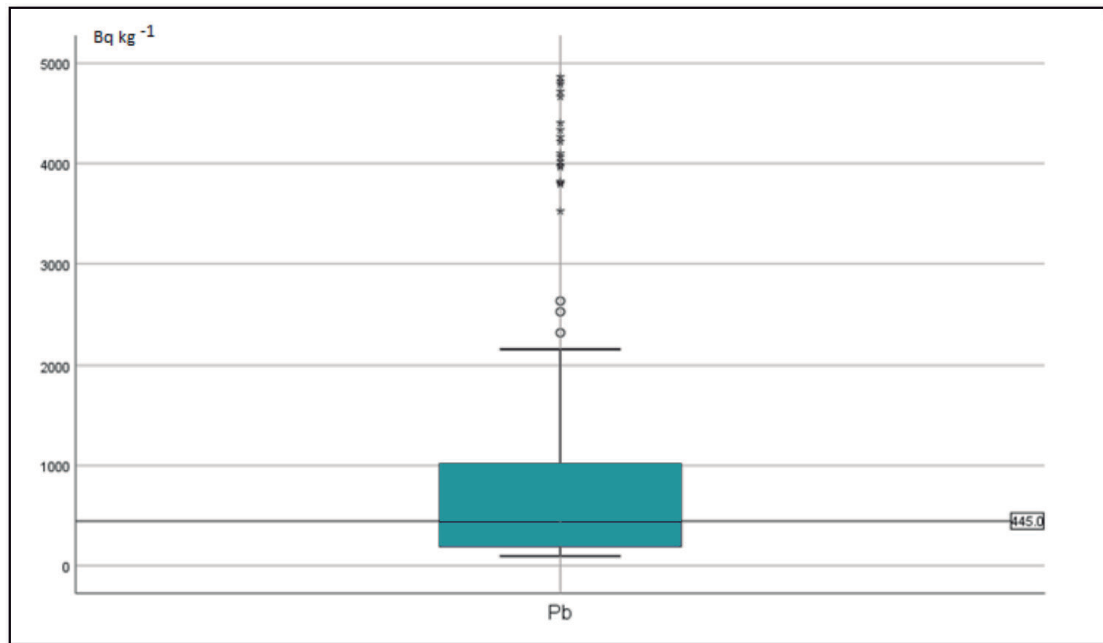


Figura 68: Diagrama de caja de radio en Villar de Peralonso.



La distribución del  $^{210}\text{Pb}$  se representa en la figura 69. El rango es de 80 a 10.100  $\text{Bq kg}^{-1}$  y la mediana es de 445  $\text{Bq kg}^{-1}$ .

La distribución es semejante a la del uranio y radio con el 10% de las muestras extremadamente anómalas.



**Figura 69:** Diagrama de caja de la concentración de plomo en suelos.

La relación de actividades  $^{210}\text{Pb}/^{238}\text{U}$  es mucho mayor que 1 en algunos puntos, lo que apoya la idea de que el  $^{210}\text{Pb}$  no soportado se debe a deposición atmosférica procedente del gas  $^{222}\text{Rn}$ , aunque su desequilibrio es, en parte, debido al ya citado desequilibrio de  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ .

#### 4.7 EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LA MINA DE VILLAR DE PERALONSO

La dispersión geográfica de uranio parece presentar una dirección preferencial, ya que los valores detectados en la dirección oeste son ligeramente más bajos que en los otros puntos cardinales y la dispersión mayor (debido al agua y al viento) ocurre en las direcciones N, NE y E (Figura 70).

La textura arenosa del suelo indica un buen drenaje, que asociado con la baja precipitación en la región y la topografía llana no permitiría que la escorrentía sea lo suficientemente fuerte como para producir un arrastre considerable del material radioactivo desde la escombrera. Las anomalías del contenido de uranio en el suelo se distribuyen a lo largo de la dirección SW-NE siguiendo las principales fracturas regionales y brechas que albergan la mineralización de uranio, así como otras fracturas ortogonales conjugadas más cortas.

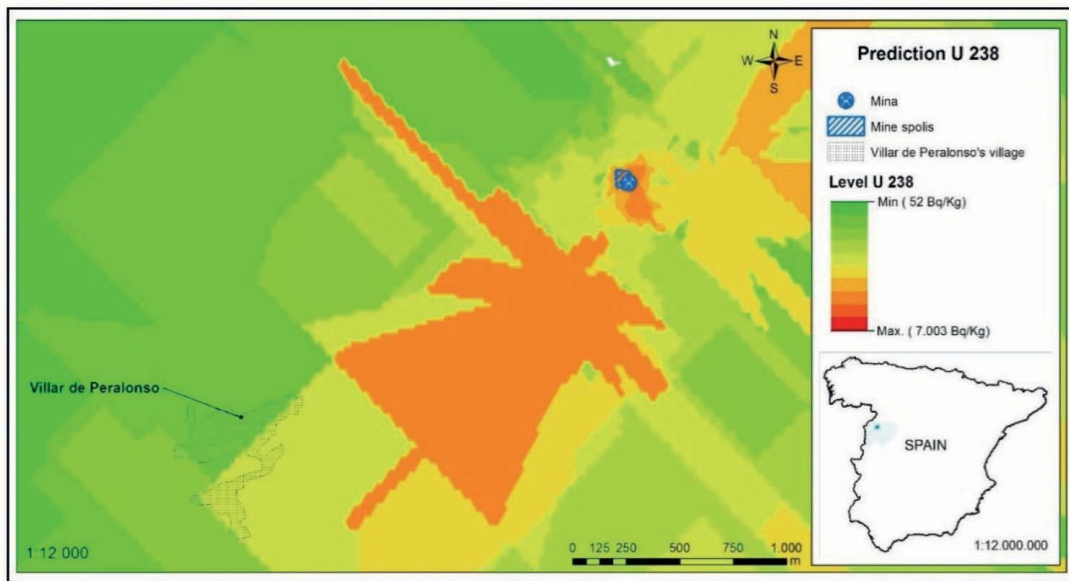
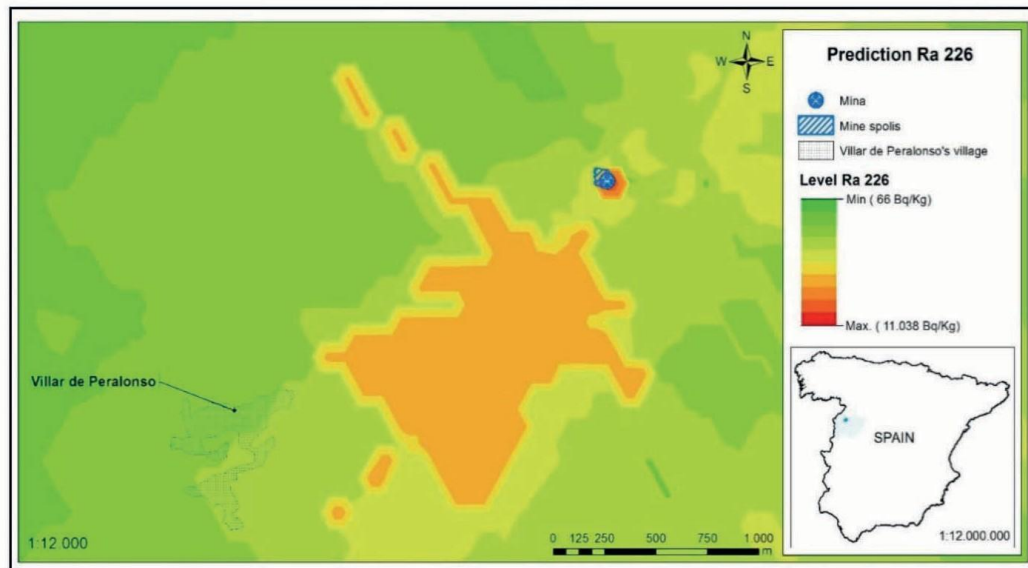


Figura 70: Distribución espacial del contenido de uranio en suelos del área de Villar de Peralonso.

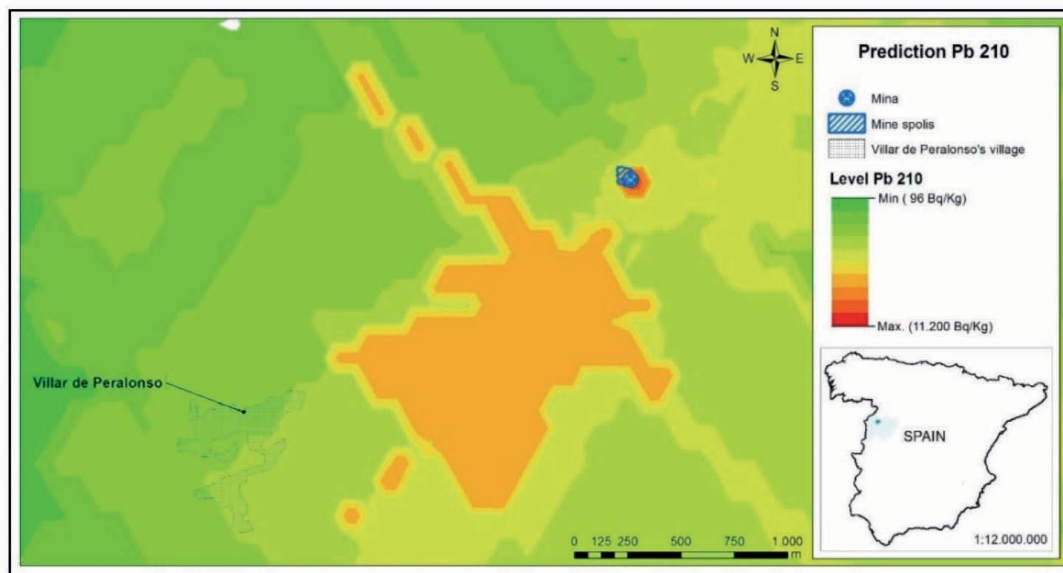
En relación con la dispersión del radio en suelos es interesante indicar que en la bibliografía el rango de actividades de  $^{226}\text{Ra}$ , en los suelos de la cuenca del río Arnás (Pirineos, España), es de 20,8 a 34,9 Bq kg<sup>-1</sup> (Navas et al., 2011); en suelos alrededor de una planta de energía de carbón en España es de 14 a 67 Bq kg<sup>-1</sup> (Charro et al., 2013); 70 a 330 Bq kg<sup>-1</sup> en la provincia de Cáceres (Blanco et al., 2008); 18,6 a 3,5 Bq kg<sup>-1</sup> en desechos de una mina, y un rango de 81 a 261 Bq kg<sup>-1</sup> en suelos del Centro de Portugal (Carvalho et al., 2007). En nuestro estudio el rango de concentraciones de  $^{226}\text{Ra}$  en el suelo es de 100 a 11.000 Bq kg<sup>-1</sup> y la mediana es de 405 Bq kg<sup>-1</sup>, lo que resulta en un grado de contaminación muy superior a otras zonas mineras. El mapa de la distribución  $^{226}\text{Ra}$  muestra una correlación espacial con el uranio, con mínimas diferencias debido al pequeño fraccionamiento del metal por el reciclaje de la vegetación (Figura 71) y la menor movilidad geoquímica supergénica del uranio.

La concentración de  $^{210}\text{Pb}$  en el río Arnás (Pirineos, España) está entre 26,7 y 140 Bq kg<sup>-1</sup> (Navas et al., 2011); en suelos que han sido fertilizados con fosfatos en Turquía el contenido varía entre 28 y 61 Bq kg<sup>-1</sup> (Ekdal et al., 2006). También hay datos de 5,9 a 34,0 Bq kg<sup>-1</sup> en escombreras de minas, y de 118 a 322 Bq kg<sup>-1</sup> en el suelo del centro de Portugal (Carvalho et al., 2007). En los escombros de la mina “Los Ratones” (España) los datos van de 227 a 739 Bq kg<sup>-1</sup> (Lozano et al., 2010).



*Figura 71: Distribución espacial del contenido de radio en suelos del área de Villar de Peralonso.*

El mapa de la distribución de  $^{210}\text{Pb}$  (Figura 72) es similar a los mapas de distribución de uranio y de radio indicando un fraccionamiento por el movimiento atmosférico de  $^{222}\text{Rn}$  y su posterior acumulación en la parte superior del suelo a precipitar.



*Figura 72: Distribución espacial del contenido de plomo en suelos del área de Villar de Peralonso.*

El movimiento aleatorio del  $^{222}\text{Rn}$  en el aire da como resultado una migración neta hacia la dirección de su concentración decreciente en el aire por difusión, lo que puede ser descrito por la ley de Fick, que establece que la densidad de flujo es linealmente proporcional a su gradiente de concentración. Además, el mayor o menor flujo turbulento debido al movimiento del viento en la dirección dominante hacia SE y E y su tiempo de residencia de 26 días podría originar una pequeña dispersión de  $^{210}\text{Pb}$  alrededor de los sitios mineros, como consecuencia de la gran dilución que se produce y el rápido movimiento del gaseoso  $^{222}\text{Rn}$  con el viento hacia grandes distancias.

En la mayoría de las muestras de suelo hay un exceso de  $^{210}\text{Pb}$ , ya que la relación de actividad  $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$  varía entre 1,01

$\pm 0,05$  y  $1,80 \pm 0,07$ , con los valores más bajos de esta relación en el suelo situado más cerca del yacimiento minero y los más altos en aquellos situados a E y SE de los residuos de la mina, en clara relación con los vientos dominantes.

#### 4.7.1. RADIOTOXICIDAD EN UNA MINA ABANDONADA DE URANIO

Según las conclusiones obtenidas en el apartado anterior sobre la dispersión del uranio, radio y plomo en Villar de Peralongso se seleccionaron unos puntos en este yacimiento para realizar un estudio en profundidad de las concentraciones de actividad de los radionúclidos en los suelos de este yacimiento (horizontes A y rizosferas de algunas especies vegetales).

La evaluación de la radiotoxicidad de las escombreras exige el establecimiento de unos niveles dosimétricos que permitan establecer si una determinada área tiene o no un riesgo de peligrosidad radiológica y no la cuantificación de las ya conocidas elevadas concentraciones de actividad (Carvalho et al., 2007), que si bien sirven para la generación de modelos de migración (Blanco et al., 2014; Camus et al., 1999), no permiten definir las áreas que deberían ser rehabilitadas.

En este sentido, las regulaciones legales de los Estados Unidos se han desarrollado al amparo de la construcción de "cementeros" para los *mill tailings* y se desarrollaron en el Capítulo 40 de los *US. Code of Federal Regulations* (CFR), fijando los siguientes criterios radiológicos (USNRC, 2000): (1) un control administrativo de los cementeros por un período de 1000 años, siendo el período de 200 años de obligado cumplimiento, (2) el uso de materiales naturales para construir las barreras que impiden la transferencia de los radionúclidos al medio ambiente, (3) que la concentración de  $^{226}\text{Ra}$  no exceda las concentraciones de actividad de  $185 \text{ Bq kg}^{-1}$  en la superficie y  $555 \text{ Bq kg}^{-1}$  a una profundidad de 15 cm, (4) que los descendientes del  $^{222}\text{Rn}$  en ningún caso excedan de  $111 \text{ Bq m}^{-3}$  en los edificios habitados, (5) que el nivel de radiación gamma no exceda el nivel de fondo en más de  $175,5 \text{ nGy h}^{-1}$  y (6) que los materiales seleccionados como aislantes de estos cementeros minimice el paso de los radionúclidos a los acuíferos circundantes.

La determinación de estos parámetros se puede realizar mediante espectrometría gamma de alta resolución como la utilizada en este trabajo (Sabiha et al., 2010; Tufail, 2012). Esta técnica tiene la ventaja de ser no destructiva y, además, permite determinar los diferentes grupos de radionúclidos de las series radiactivas naturales presentes en este tipo de muestras (Murray et al., 1987). Basado en lo expuesto, nuestra hipótesis de trabajo es que el establecimiento de unos niveles de referencia determinados mediante espectrometría gamma y teniendo en cuenta aquellos recogidos en el Capítulo 40 de los U.S.A. CFR, permiten evaluar la peligrosidad de una determinada área impactada por la minería del uranio, pudiéndose, en base a ellos, decidir la necesidad de rehabilitación de una determinada área.

Existen tres índices principales para evaluar la concentración de actividad del suelo del  $^{226}\text{Ra}$  y los niveles de radiación gamma de fondo (Ecuación 11):

(a) el índice alfa ( $I_\alpha$ )

$$I_\alpha = A_{\text{Ra}} / 200 \quad (11)$$

$A_{\text{Ra}}$ =(Concentración de Actividad del Radio)

Por lo tanto, el valor de " $I_\alpha$ " asegura que el nivel de  $^{226}\text{Ra}$  no exceda el nivel de  $111 \text{ Bq m}^{-3}$ .

(b) concentración equivalente de radio ( $Ra_{\text{eq}}$ ) (Ecuación 10)

$$Ra_{\text{eq}} = A_{\text{Ra}} + 1.43 \cdot A_{\text{Th}} + 0.077 \cdot A_{\text{K}} \quad (10)$$

Donde  $A_{\text{Ra}}$ ,  $A_{\text{Th}}$  y  $A_{\text{K}}$  es la concentración de actividad de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  y  $^{40}\text{K}$ , respectivamente. El  $Ra_{\text{eq}}$  se basa en la estimación de que  $1 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{226}\text{Ra}$ , es equivalente a  $0,7 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{232}\text{Th}$  y  $13 \text{ Bq kg}^{-1}$  de  $^{40}\text{K}$ , los cuales producen las mismas tasas de dosis de rayos  $\gamma$ . Para limitar la tasa de dosis externa por debajo de  $1,5 \text{ mGy y}^{-1}$  a una distancia de  $1 \text{ m}$  sobre la superficie del suelo, el  $Ra_{\text{eq}}$  debe ser inferior a  $370 \text{ Bq kg}^{-1}$

(c) dosis absorbida de la radiación gamma (D) (Ecuación 12 y 13).

$$D(\text{nGy h}^{-1}) = 0.462 \cdot A_{\text{Ra}} + 0.621 \cdot A_{\text{Th}} + 0.042 \cdot A_{\text{K}} \quad (12)$$

$$D(\text{nGy h}^{-1}) = 0.00690 \cdot A_{\text{Ra}} + 0.466 \cdot A_{\text{Th}} + 0.000207 \cdot A_{\text{K}} + 0.0417 \cdot A_{\text{G4}} + 0.221 \cdot A_{\text{G5}} + 0.384 \cdot A_{\text{G6}} + 0.042 \cdot A_{\text{G7}} + 0.00625 \cdot A_{\text{K}} \quad (13)$$

Los parámetros de esta expresión sirven para transformar la concentración de la actividad en la tasa de dosis absorbida. Esta expresión solamente es aceptable cuando sale de un equilibrio entre los diferentes miembros de la serie radiactiva. Sin embargo, en este tipo de muestras no hay equilibrio. Si se tiene en cuenta el nivel de desequilibrio radiactivo de 175

nGy h<sup>-1</sup> de la serie del <sup>238</sup>U y los coeficientes de transformación, es posible calcular la concentración de actividad derivada de ellos (Tabla 18).

El siguiente índice se definió utilizando el valor de 175 nGy h<sup>-1</sup> especificado en el CFR (*US. Code of Federal Regulations*) (USNRC,2000)

(Ecuación 16):

$$M = C_{KX} + C_{CX} + C_{KX} + C_{CX} + C_{KX} + C_{CX} + C_{KX} + C_{CX} \quad (16)$$

donde C<sub>Gx</sub> es la concentración de actividad del grupo X y C<sub>k</sub> y C<sub>c</sub> son las concentraciones de actividad de K y C, respectivamente. Las dosis absorbidas determinadas en este trabajo se calcularon considerando la contribución de los diferentes grupos de radionúclidos emisores de rayos gamma, junto con los grupos <sup>40</sup>K y <sup>137</sup>Cs (Tabla 18) (Suárez-Navarro et al., 2018) El nivel de radiación de fondo se determinó usando el punto “1,3” W. El punto de muestreo situado a 3,7 km W del yacimiento de uranio como punto de referencia y restando este valor de la tasa de absorción calculada para los puntos de muestreo restantes. Los puntos de muestreo para estudiar la dispersión del uranio, radio y plomo en el yacimiento de Villar de Peralonso se muestran en la figura 73.

En la tabla 18 se presentan las concentraciones de actividad de los diferentes grupos de emisores gamma de las series radiactivas naturales del <sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U y <sup>234</sup>U junto la concentración de actividad del <sup>137</sup>Cs y <sup>40</sup>K. El punto de muestreo “1,3 WEST” que está situado a 3,7 km de la escombrera, se consideró como punto de referencia (Figura 73).



Figura 73. Situación de los puntos de muestreo en los suelos de la mina de Villar de Peralonso.

Los valores de concentración de actividad para los grupos F y G correspondientes a la serie radiactiva del  $^{232}\text{Th}$  (Tabla 1 y Tabla 18) son estadísticamente indistinguibles en todas las muestras, incluyendo el punto de referencia, con un valor medio de  $39,3 \pm 8,1 \text{ Bq kg}^{-1}$  que es equivalente al valor medio español de  $30 \text{ Bq kg}^{-1}$  (UNSCEAR, 2000). Por tanto, no se observa incremento en la serie radiactiva del  $^{232}\text{Th}$  sobre el valor del fondo, al igual que sucede en otras zonas mineras españolas (Vera et al., 2002). En el caso del  $^{40}\text{K}$  tampoco se encontró un incremento sobre el fondo, ya que todas las concentraciones de actividad fueron estadísticamente indistinguibles.

La concentración de actividad del  $^{137}\text{Cs}$  en la muestra tomada en "1,3 WEST" fue de  $13,41 \text{ Bq kg}^{-1}$  que se considera como el valor medio debido al decaimiento del metal. Los valores de concentración de actividad de los restantes puntos de muestreo podrían indicar una alteración del terreno por la propia actividad de la mina. En el punto "PER 5" se observa un movimiento de la capa superficial del terreno porque la concentración de actividad del  $^{137}\text{Cs}$  fue menor de  $1,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ . En el caso de las muestras de rizosfera se observa que los valores son equivalentes a los de los suelos, salvo en el caso del punto SUB-14 en el que se observa un aumento significativo que indicaría una absorción del  $^{137}\text{Cs}$  por parte del *Trifolium subterraneum* L. o de otro tipo de planta y una liberación cuando la planta muere y se descompone (Ritchie & McHenry, 1990).

Las concentraciones de actividad de los grupos del A al E (Tabla 1 y Tabla 18) en el punto de muestreo de referencia (1,3 WEST), son equivalentes al valor promedio mundial de la serie radiactiva del  $^{238}\text{U}$  de  $40 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Janković & Todorović, 2011), y superiores en las restantes muestras tanto en el caso de las muestras de suelo como de rizosfera. La relación entre la serie radiactiva del  $^{238}\text{U}$  (grupo A) y  $^{235}\text{U}$  (grupo E) es de  $22,5 \pm 2,5$  correspondiente al uranio natural (Dowdall et al., 2004). Asimismo, en la dispersión de los minerales de uranio desde la escombrera las concentraciones de actividad son inversamente proporcionales a la distancia a la escombrera.

En las muestras tomadas en el perímetro de 100 m de la escombrera ("PER 100 N", "PER 100 S", "PER 100 E", "PER 100 W") se observa que la dispersión de los radionúclidos es hacia las direcciones N, S y E, mientras que en la dirección W no hubo dispersión desde la escombrera, ya que no se vio en ninguno de los puntos un aumento del  $^{210}\text{Pb}$  no soportado ( $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ). Por otra parte, en las muestras de suelo tomadas a una distancia superior o igual a 100 m se observó un equilibrio entre los grupos del A al E, salvo en la muestra "PER 100 E" en la que se vio una mayor concentración de actividad del  $^{226}\text{Ra}$  y sus descendientes radiactivos (grupo C). Aunque, las concentraciones de actividad del  $^{238}\text{U}$  en esta muestra fueron estadísticamente comparables con las de las restantes muestras tomadas a la misma distancia (Gil-Pacheco et al., 2020).

Los mayores desequilibrios en grupos del A al E se obtuvieron en las muestras de suelo tomadas en las proximidades de la escombrera (“PER 1”, “PER 2”, “PER 3”, “PER 4” y “PER 5”) y en las muestras de rizosfera. Una posible explicación a estos

desequilibrios observados se desarrolla en la siguiente sección.

**Tabla 18:** Concentraciones de actividad (Bq kg<sup>-1</sup>), concentración  $I_{\alpha}$ , Índice alfa ( $I_{\alpha}$ ) y dosis absorbida equivalente del radio (Ra)

debida a las emisiones gamma (nGy h<sup>-1</sup>) de las muestras de suelo y rizosfera. Las incertidumbres están expresadas para un factor de cobertura k=2.

	Puntos muestra	Grupo A (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo B (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo C (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo D (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo E (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo F (Bq kg <sup>-1</sup> )	Grupo G (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>40</sup> K (Bq kg <sup>-1</sup> )	<sup>137</sup> Cs (Bq kg <sup>-1</sup> )
		<sup>234</sup> Th, <sup>234m</sup> Pa	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra, <sup>214</sup> Pb, <sup>214</sup> Bi	<sup>210</sup> Pb	<sup>235</sup> U	<sup>228</sup> Ac	<sup>212</sup> Pb, <sup>208</sup> Tl		
<b>Suelo</b>	<b>1,3 WEST</b>	42,5 ± 2,2	<131,9	37,9 ± 5,3	98 ± 22	<3,7	38,31 ± 0,71	33,8 ± 1,8	871 ± 163	13,41 ± 0,65
	<b>PER 100 N</b>	187,8 ± 6,8	<343,6	178 ± 25	132 ± 14	<7,9	44,10 ± 0,88	41,2 ± 1,9	1338 ± 20	2,29 ± 0,16
	<b>PER 100 S</b>	134,1 ± 5,4	<312,4	149 ± 17	122 ± 12	<7,2	35,07 ± 0,80	34,47 ± 0,87	1171 ± 18	4,34 ± 0,18
	<b>PER 100 E</b>	174,3 ± 6,6	<382,8	341 ± 17	296 ± 19	<9,2	36,0 ± 1,0	36,4 ± 1,4	1285 ± 20	2,55 ± 0,21
	<b>PER 100 W</b>	36,1 ± 2,7	<124,2	36,4 ± 1,0	44,3 ± 3,2	<4,6	24,90 ± 0,60	23,0 ± 1,5	1154 ± 16	2,87 ± 0,14
	<b>PER 1</b>	2735 ± 58	2199 ± 326	1625 ± 103	1699 ± 103	137,7 ± 4,8	34,2 ± 1,7	33,55 ± 0,86	936 ± 20	9,28 ± 0,49
	<b>PER 2</b>	760 ± 18	439 ± 87	498 ± 75	413 ± 29	35,8 ± 1,5	45,9 ± 1,4	43,4 ± 1,8	986 ± 18	4,65 ± 0,23
	<b>PER 3</b>	300 ± 13	273 ± 56	177 ± 18	266 ± 18	14,4 ± 1,0	22,35 ± 0,55	20,48 ± 0,58	931 ± 25	8,59 ± 0,20
	<b>PER 4</b>	566 ± 16	861 ± 142	918 ± 134	771 ± 47	23,3 ± 2,9	55,1 ± 1,4	53,4 ± 1,4	1064 ± 18	4,83 ± 0,31
<b>PER 5</b>	409 ± 15	932 ± 132	841 ± 88	933 ± 61	21,2 ± 1,1	37,34 ± 0,79	34,3 ± 1,3	1133 ± 45	<1,7	
<b>Rizosfera</b>	<b>PER 14</b>	3474 ± 122	6877 ± 984	4373 ± 306	2688 ± 270	197,7 ± 6,7	35,8 ± 2,4	37,6 ± 4,1	1274 ± 21	8,33 ± 0,86
	<b>MINUS 14</b>	34985 ± 781	10455 ± 1886	9434 ± 419	9253 ± 447	1666 ± 46	<76,6	52,6 ± 2,5	780 ± 69	<17,9
	<b>SPER 14</b>	1864 ± 44	4456 ± 559	4406 ± 367	4110 ± 285	93,5 ± 4,0	41,1 ± 1,9	41,4 ± 2,1	1170 ± 42	2,98 ± 0,43
	<b>VUL 14</b>	971 ± 82	2112 ± 266	1267 ± 79	1138 ± 148	43,4 ± 3,7	49,1 ± 1,6	42,8 ± 2,7	1214 ± 30	1,47 ± 0,35

4.7.2. CORRELACIÓN ENTRE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS Y CONCENTRACIONES DE



## ACTIVIDAD DE LOS DIFERENTES EMISORES GAMMA

En la tabla 19 se muestran las correlaciones obtenidas entre las 4 propiedades químicas y mineralógicas determinadas y

las concentraciones de actividad de los grupos del A al E. Las muestras fueron agrupadas en 3 conjuntos para comparar las concentraciones de actividad con los parámetros químicos. Los conjuntos de muestras fueron: (1) muestras tomadas en el perímetro de 100 m, (2) muestras tomadas en las proximidades de la escombrera y (3) muestras de rizosfera. Los grupos F y G (Tabla 1) correspondientes a la serie natural del  $^{232}\text{Th}$ , no se consideraron por haber comprobado en el apartado anterior que correspondían a valores típicos de un suelo sin influencia minera.

**Tabla 19:** Correlaciones obtenidas entre las 4 propiedades químicas determinadas y las concentraciones de actividad de los grupos del A al E.

Parámetros	Tipo de suelo	Grupo A $^{234}\text{Th}$ $^{234\text{m}}\text{Pa}$	Grupo B $^{230}\text{Th}$	Grupo C $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ $^{214}\text{Bi}$	Grupo D $^{210}\text{Pb}$	Grupo E $^{235}\text{U}$
<b>pH</b>	100 m de la es- combrera	0,615	-	0,288	0,006	-
	Próximos a la escombrera	0,034	-0,122	-0,276	-0,213	0,034
	Rizosfera de la escombrera	0,274	-0,163	-0,062	0,089	0,257
<b>Materia orgánica %</b>	100 m de la es- combrera	-0,862		-0,525	-0,345	
	Próximos a la escombrera	0,276	-0,057	-0,076	-0,176	0,249
	Rizosfera de la escombrera	0,454	0,434	0,419	0,447	0,451
<b>Capacidad de cambio (cmol kg<sup>-1</sup>)</b>	100 m de la es- combrera	-0,541		-0,319	-0,033	
	Próximos a la escombrera	-0,589	-0,600	-0,498	-0,538	-0,584
	Rizosfera de la escombrera	0,190	-0,035	-0,142	-0,160	0,191
<b>Arcilla y limo %</b>	100 m de la es- combrera	-0,816		-0,742	-0,515	
	Próximos a la escombrera	-0,599	-0,585	-0,597	-0,610	-0,611
	Rizosfera de la escombrera	0,999	0,814	0,883	0,928	0,998

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En lo que se refiere al parámetro del pH no se han observado correlaciones significativas con las concentraciones de actividad, aunque en general se ha reportado una fuerte dependencia (Echevarria et al., 2001). Puede deberse a que el rango de pH está comprendido entre 5,42 y 6,56 (sin tener en cuenta el valor de pH del punto "1,3 WEST"), y no sería correcto buscar una correlación, en un rango tan estrecho del mismo. A pH neutro o alcalino ( $>pH^{pzc}$ ) (punto de carga 0), el U(VI) puede ser retenido en suelos por adsorción o mediante precipitación como hidróxido de uranilo o fosfato de calcio-uranilo (Gavrilescu et al., 2009). A pH ácidos, pero próximos al neutro, la liberación del uranio de los minerales que lo contienen es baja (Liu et al., 2017), tal y como se observa en las correlaciones obtenidas (Figura 74)

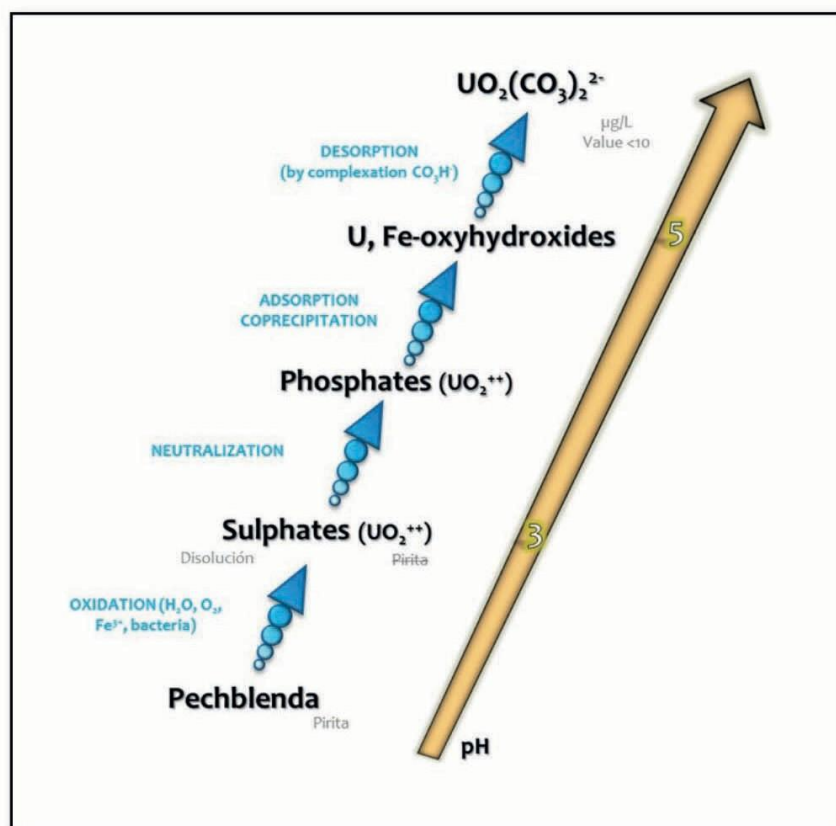


Figura 74: Evolución supergénica de la pechblenda y pH.

Las correlaciones obtenidas con el contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y cantidad de limo y arcilla, son más significativas. Las tres correlaciones reflejan que, en las muestras de rizosfera, la movilidad de los diferentes radionúclidos era menor que en las muestras de suelo libres de raíces, tomadas en las proximidades de la escombrera y a 100 m de distancia. Los suelos tienen una textura arenosa por lo que las condiciones de estos serían ae-

róbicas, aumentando la movilidad del uranio (Kalinowski et al., 2004) lo que corresponde con las correlaciones observadas. Sin embargo, las muestras de rizosfera tienen una textura más arcillosa y mayor capacidad de intercambio catiónico. En las muestras de rizosfera, las correlaciones obtenidas fueron más próximas a 1, indicando inmovilización del uranio en esta. Por otra parte, la presencia de vegetación limitaría la penetración del oxígeno, creándose unas condiciones anaeróbicas (Cambell et al., 2014) impidiendo la movilidad del uranio y los restantes radionúclidos (Martin et al., 2003; Mitchell et al., 2013). Además, es posible que los hongos (micorrizas) estuvieran extrayendo el uranio y acumulándolo en su micelio, haciendo que el uranio, se incremente en la rizosfera (Berthelin & Munier-Lamy, 1983).

Por otra parte, en el caso del radio, las condiciones anaeróbicas harían posible que se redujera el  $\text{SO}_4$  que lo precipita,  $\cdot 2$

facilitando su solubilidad y la absorción por las plantas (Pardue & Guo, 1998). La adsorción del torio en estas condiciones y en presencia de arcillas, óxidos y materia orgánica sería máxima al pH determinado para las muestras (pH entre 5,42 y 6,25) (Syed, 1999). Teniendo en cuenta esta máxima adsorción del torio, se estudiaron las relaciones entre las concentraciones de actividad de los diferentes grupos. La relación  $^{230}\text{Th}/^{238}\text{U}$  (grupo 2/grupo 1) fue de  $1,91 \pm 0,53$  lo que indica que el uranio además de ser adsorbido en la rizosfera, es absorbido por las raíces de las plantas. En el caso de la relación  $^{226}\text{Ra}/^{230}\text{Th}$  (grupo 3/grupo 2) también se observó una absorción por las raíces de las plantas, pero menor que en el caso del uranio, ya que se obtuvo una relación de  $1,35 \pm 0,22$  (Gil-Pacheco et al., 2020).

Por tanto, en las condiciones anaeróbicas de la rizosfera el efecto de la reducción del  $\text{SO}_4^{2-}$ , que implicaría la absorción del  $^{226}\text{Ra}$  por las raíces de las plantas, es menor que la absorción del uranio por las mismas. Aunque el orden de absorción por las plantas sería  $\text{Pb} \approx \text{Po} > \text{Ra} > \text{U} > \text{Th}$  (Linsalata, 1994b), y se cumple en caso de las muestras de rizosferas "PER14", "VUL14" y "SUB14", existiría una anomalía el caso de "MINUS-14" y "SPER-14" (Figura 75). Por ello, es posible que las micorrizas además de inmovilizar al uranio, también podría estar favoreciendo la absorción por determinadas plantas (raíces). Por otra parte, el comportamiento del  $^{226}\text{Ra}$  (grupo 3) y  $^{210}\text{Pb}$  (grupo 4) serían semejante, ya que la relación  $^{226}\text{Ra}/^{210}\text{Pb}$  es  $1,24 \pm 0,22$ , cercana al equilibrio.

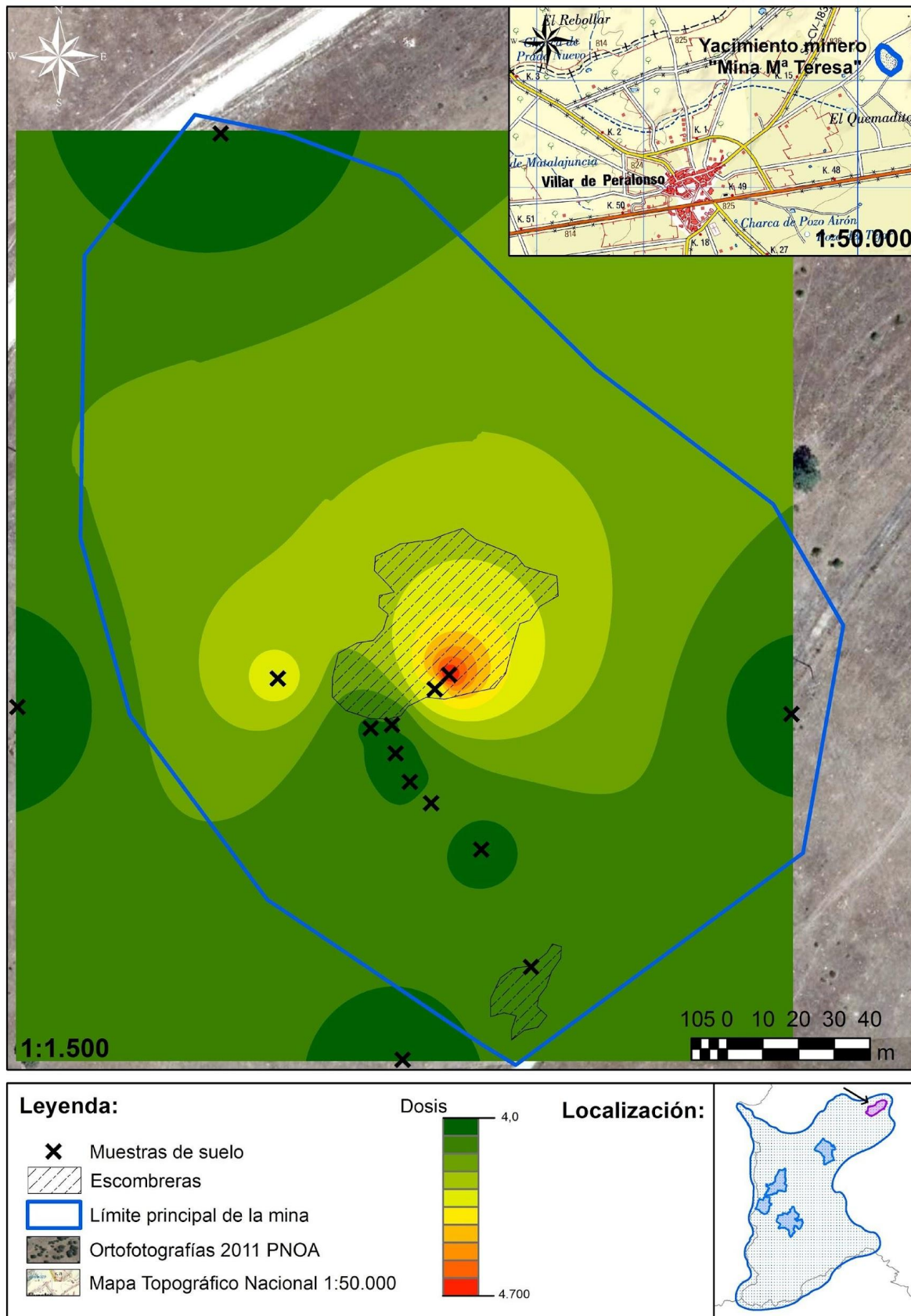


Figura 75: Dosis adsorbida en el área de estudio.

#### 4.7.3. DETERMINACIÓN DE DOSIS E ÍNDICES DE RADIOACTIVIDAD

En la tabla 20 se presentan la concentración de Radio Equivalente ( $Ra_{eq}$ ), el Índice alfa ( $I_\alpha$ ) y las dosis absorbidas debidas a la radiación gamma a 1 m del suelo obtenida con la ecuación ( $D$ ) y ecuación ( $Dp$ ), y la dosis neta ( $Dn$ ). La  $Dn$  fue determinada suprimiendo la dosis obtenida en el punto de referencia "1,3 WEST", de las obtenidas para los restantes puntos. Los valores del índice  $Ra_{eq}$  reflejan una dispersión de la contaminación mayoritariamente en la dirección este, ya que todos los valores en esta dirección fueron mayores de  $370 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Los valores obtenidos en el índice alfa ( $I_\alpha$ ), reflejan el mismo comportamiento, desde que la mayor contribución de ambos índices es el  $^{226}\text{Ra}$ .

Por otra parte, la dosis absorbida gamma a 1 m desde el suelo ( $D$ ) debe ser determinada en este tipo de muestras, teniendo en cuenta los diferentes grupos de radionúclidos pertenecientes a la serie radiactiva natural del  $^{238}\text{U}$ , además de la debida a la serie radiactiva natural del  $^{235}\text{U}$ . En la tabla 20 se comparan las  $D$  y  $Dp$ , observándose una diferencia media del 14%. Las medias de  $D$  y  $Dp$  se compararon mediante el test "t de Student" de resultados emparejados. El valor del estadístico t obtenido fue, 2,89, indicando que las medias de ambas dosis absorbidas eran estadísticamente diferentes, ya que el valor del t crítico para el ensayo de dos lados fue 2,14.

*Tabla 20: Concentración equivalente de Radio ( $Ra_{eq}$ ), el índice alfa ( $I\alpha$ ) y las dosis absorbidas debida a la radiación gamma a 1 m del suelo obtenida con la ecuación (D), ecuación (Dp) y la dosis neta (Dn): Las incertidumbres están expresadas para un factor de cobertura  $k=2$ .*

Puntos muestreo	$Ra_{eq}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )	$I\alpha$	Dp (nGy h <sup>-1</sup> )	Dn (nGy h <sup>-1</sup> )	$I_p$	E (mSv y <sup>-1</sup> )	ELCR
<b>1,3 WEST</b>	159,8 ± 1,3	0,190 ± 0,026	76 ± 25	-	0,442 ± 0,041	0,093 ± 0,031	0,00033± 0,00011
<b>PER 100 S</b>	344,1 ± 1,0	0,89 ± 0,12	167 ± 72	91 ± 49	0,950 ± 0,066	0,205 ± 0,088	0,00072± 0,00031
<b>PER 100 N</b>	288,9 ± 1,0	0,743 ± 0,084	142 ± 40	66 ± 29	0,805 ± 0,045	0,174 ± 0,049	0,00061± 0,00017
<b>PER 100 E</b>	491,2 ± 1,4	1,704 ± 0,085	236 ± 24	160 ± 55	1,348 ± 0,045	0,289 ± 0,029	0,00101 ± 0,00010
<b>PER 100 W</b>	160,89 ± 0,74	0,1822 ± 0,0050	80 ± 10	4,0 ± 1,4	0,4574 ± 0,008	0,098 ± 0,015	0,000343 ± 0,000052
<b>PER 1</b>	1745,5 ± 2,5	8,12 ± 0,52	855 ± 160	779 ± 295	4,80 ± 0,28	1,05 ± 0,20	0,00367 ± 0,00069
<b>PER 2</b>	639,6 ± 1,5	2,49 ± 0,38	310 ± 83	234 ± 99	1,75 ± 0,20	0,38 ± 0,10	0,00133 ± 0,00036
<b>PER 3</b>	280,42 ± 0,59	0,884 ± 0,090	139 ± 35	63 ± 26	0,786 ± 0,048	0,170 ± 0,043	0,00060 ± 0,00015
<b>PER 4</b>	1078,6 ± 1,6	4,59 ± 0,67	516 ± 137	440 ± 186	2,92 ± 0,36	0,63 ± 0,17	0,00221 ± 0,00059
<b>PER 5</b>	981,7 ± 1,7	4,21 ± 0,44	471 ± 97	395 ± 153	2,65 ± 0,23	0,58 ± 0,12	0,00202 ± 0,00042
<b>PER 14</b>	4522,3 ± 2,7	21,9 ± 1,5	2192 ± 513	2116 ± 854	12,26 ± 0,82	2,69 ± 0,63	0,0094 ± 0,0022
<b>MINUS 14</b>	9494 ± 18	47,2 ± 2,1	4811 ± 1056	4735 ± 1872	27,0 ± 1,1	5,9 ± 1,3	0,0207 ± 0,0045
<b>SPER 14</b>	4555,1 ± 3,0	22,0 ± 1,8	2175 ± 411	2099 ± 96	12,3 ± 1,0	2,67 ± 0,50	0,0093 ± 0,0018
<b>VUL 14</b>	1431,02 ± 0,79	6,34 ± 0,39	692 ± 165	616 ± 250	3,87 ± 0,21	0,85 ± 0,20	0,00297 ± 0,00071
<b>SUB 14</b>	701,5 ± 1,0	2,92 ± 0,37	341 ± 82	265 ± 108	1,94 ± 0,20	0,42 ± 0,10	0,00146 ± 0,00035

Por tanto, cuando existen disequilibrios en las series radiactivas naturales, se recomienda el cálculo de la  $D$  para cada uno de los radionúclidos a partir de los grupos propuestos en este trabajo ( $D_p$ ). La  $D_n$  se determinó utilizado como fondo

el valor de  $\dot{D}_p$  obtenido para el punto "1,3 WEST". Los valores de  $\dot{D}_n$  fueron superiores al valor de 175 nGy h<sup>-1</sup> en las proximidades de la escombrera, siendo menores a dicho valor a una distancia de 100 m. Los valores obtenidos concuerdan con los determinados por otros autores para otras minas abandonadas españolas, cuyos valores oscilaron entre 3,2 y 5,1 mSv y<sup>-1</sup> (Quindós et al., 2004).

Las dosis efectivas anuales (E) determinadas a partir de las  $\dot{D}_p$ , fueron superiores al valor medio mundial de 0,07 mSv y<sup>-1</sup> (UNSCEAR, 2000) y del mismo orden, pero superiores a los determinados para otras zonas impactadas por la minería

del uranio (Quindós et al., 2004). Los valores del índice  $I_p < 1$  implican que el  $Ra_{eq} < 370 \text{ Bq kg}^{-1}$  y  $T_p < 175 \text{ nGy h}^{-1}$  significan que en estos sitios no es necesaria la rehabilitación (1,3 WEST, 100N, S, W), pero en el resto de los sitios muestreados sería necesaria.

Finalmente, los valores de ELCR obtenidos a partir de E, han reflejado, en muchos de los sitios de muestreo, la probabilidad de desarrollar un cáncer por encima de la media mundial de  $2,9 \times 10^{-4}$  (Tufail, 2012).

Por tanto, los resultados obtenidos en los diferentes índices y dosis con los niveles propuestos, permitirían decidir que la escombrera de la mina supone un riesgo medioambiental importante y debería ser rehabilitada con las protecciones radiológicas necesarias.

#### 4.8. ABSORCIÓN DE <sup>238</sup>U, <sup>226</sup>Ra y <sup>210</sup>Pb POR DISTINTAS ESPECIES DE PLANTAS EN 5 ÁREAS MINERAS

Se muestreó la vegetación de los 5 yacimientos objeto de este trabajo antes descritos en el apartado de materiales y métodos, fue realizado a lo largo de las primaveras de los años 2013, 2014, 2015 y 2016. Todas las especies que se muestrearon en estos años están recogidas en el ANEXO I y puestas a disposición de otros grupos investigadores, ya que fueron depositadas en el herbario de la Universidad de Salamanca.

El porcentaje de precipitación, el tipo de suelo (4 sobre pizarras y 1 sobre granitos), la influencia de micorrizas, la biomasa de las diferentes especies y la superficie específica de la hoja, han sido determinantes en el tipo de especies vegetales recolectadas y en el porcentaje de radionúclidos absorbido por las mismas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

##### • Yacimiento de Carpio de Azaba

El yacimiento de Carpio de Azaba se encuentra ubicado en la propia ribera de Azaba a una altitud de 616 m y con precipitaciones anuales de 628 mm de media, el termotipo es mesomediterráneo superior y ombrotipo subhúmedo inferior.



El yacimiento se encuentra asentado sobre pizarras. La vegetación de la zona corresponde a las llanuras de inundación adyacentes a riberas fluviales temporihigrofila y presenta una vegetación edafohigrofila de alto valor pascícola y forestal. En el borde interno de la ribera destacan las alisedas, aunque en esta zona no aparecen formando bosque porque el hombre aclaró el extracto arbóreo potenciando la instalación de pastizales vivaces de alto valor tricológico. Se trata de comunidades gramínoideas vivaces denominadas ballicares. Estas comunidades gramínoideas, en función del gradiente hídrico, se instalan en disposición lineal desde las menos a las más exigentes: *Festuca amplae-Agrostietum castellanae*, *Agrostio castellanae-Arrhenatheretum bulbosi*, *Deschampsio hispanicae-Juncetum effusi*, *Festuco amplae-Cynosuretum cristati e Hyperico undulati-Juncetum acutiflori* (Ladero, 2014).

De todas las especies muestreadas en este yacimiento la de más interés para este estudio por la acumulación de uranio fue *Arrhenatherum bulbosum* C. Presl. (Figura 76) (Tabla 21).



Figura 76: *Arrhenatherum bulbosum* C. Presl. Recolectado en Carpio de Azaba.

#### • Yacimiento de Alameda de Gardón

El yacimiento de Alameda de Gardón se encuentra a una altitud de 714 m y con unas precipitaciones de 632 mm, el termotipo es mesomediterráneo superior y ombrotipo subhúmedo inferior. Se encuentra asentado sobre pizarras y su vegetación se caracteriza principalmente por un bosque denso de encinas pertenecientes a la asociación *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*. Las especies más representativas de esta zona son gramíneas *Agrostis castellana* Boiss. & Reut., *Aira elegantissima* Schur., *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl. subsp. *bulbosum* (Willd.) Schebl. &

G. Martens. Existe una gran variedad de leguminosas, siendo las más representativas *Trifolium arvense* L., *Trifolium campestre* Schreb. in Sturm. *Trifolium cherleri* L., *Trifolium glomeratum* L., *Trifolium striatum* L., *Trifolium subterraneum* L., *Trifolium*

*tomentosum* L. y fabáceas como el *Lupinus angustifolius* L. De todas las especies recolectadas la que más concentración de uranio ha absorbido es *Lupinus angustifolius* L. (Figura 77) (Tabla 21).



**Figura 77:** *Lupinus angustifolius* L. Recolectado en Alameda de Gardón.

#### • Yacimiento de Villar de la Yegua

El yacimiento de Villar de la Yegua se encuentra a 713 m de altura y presenta unas precipitaciones de 577 mm, su termo- tipo es mesomediterráneo superior y el ombrotipo es seco superior, esto indica que las precipitaciones son muy escasas en esta zona. Se encuentra asentado sobre pizarras y la vegetación adaptada a estas condiciones de continentalidad y lluvias escasas está dominada por la asociación de *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*. Abundan gran cantidad de gramíneas dentro de este yacimiento, entre ellas *Agrostis castellana* Boiss. & Reut. *Agrostis truncatula* Parl. y *Dactylis glomerata* L. En la parte más sombría del yacimiento aparece el *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn in Kerst. var. *aquilinum*. el único helecho recolectado en todo el estudio y en la parte baja del yacimiento, donde los suelos están más removidos por las labores mineras, aparece la *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. var. *rubra* que es la especie más representativa de este yacimiento por ser la que más cantidad de uranio acumula (Figura 78) (Tabla 21).



**Figura 78:** *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. Recolectada en Villar de Yegua.

### • Yacimiento de Villar de Peralonso

El yacimiento minero de Villar de Peralonso se encuentra a 820 m de altitud y con un porcentaje de precipitaciones de 550 mm (ombroclima subhúmedo inferior), lo que indica que en esta zona la vegetación es climatófila. La vegetación corresponde a un melojar adhesado perteneciente a la asociación *Pyro pyrastris-Quercetum pyrenaicae*, cuya característica básica es la ausencia en toda el área de *Genista falcata* Brot., en todos los estadios de la sucesión. Las series de vegetación de esta zona son las propias de los yacimientos mineros, abundando principalmente las familias de los tréboles, la familia de los rumex, plantagos y Cariphylaceas. De las diferentes especies recolectadas (ANEXO I), se han utilizado para la realización de este estudio las siguientes: *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl, *Aira elegantissima* Schur., *Vulpia bromoides* (L.) Gray., *Trifolium micranthum* Viv., (*Trifolium filiforme* L.), *Trifolium arvense* L., *Trifolium cernuum* Brot., *Trifolium micranthum* Viv., *Trifolium strictum* L. (*Trifolium laevigatum* Poir.) y *Trifolium cernuum* Brot. Es conveniente destacar entre todas ellas *Spergularia rubra* (L.) J.Presl & C Presl, por ser una de las especies colonizadoras del yacimiento y la que más concentración de uranio (expresado en mg kg<sup>-1</sup>) ha tenido de todo el estudio realizado (Tabla 21).

### • Yacimiento de Villavieja de Yeltes

El yacimiento de Villavieja de Yeltes está muy cerca de las proximidades del río Yeltes, se encuentra a una altitud de 740m, posee unas precipitaciones de 626 mm, su termotipo es mesomediterraneo superior y el ombrotipo subhúmedo inferior. El yacimiento se encuentra asentado sobre pizarras y, en este caso, la vegetación se caracteriza porque la dehesa de encinas se encuentra enriquecida en algún elemento semicaducifolio, como el quejigo (*Quercus faginea* Lam. subsp. *faginea*), caracterizando la subasociación *Quecetum faginae* (Ladero, 2014). Las especies más características de este yacimiento son retamares de los géneros *Cytisus multiflorus* (L'Hér.) Sweet, *Cytisus striatus* (Hill) Rothm. subsp. *eriocarpus* (Boiss. & Reut.) Rivas Mart. Tomillares representados por *Thymus mastichina* (L.) L. y gran variedad de tréboles. Es en el único yacimiento donde se conserva la era de lixiviación, la cual ha sido colonizada por especies como *Agrostis trunctula* Parl. subsp. *trunctula* (*Agrostis delicatula* Pourr. ex Lapeyr.) y tres carrascos de *Quercus rotundifolia* Lam., que son los que más concentración de uranio han dado sobre todo en las hojas jóvenes, ya que se observó que los frutos apenas habían absorbido uranio (Figura 79) (Tabla 21).



**Figura 79:** *Thymus mastichina* (L.) L. Recolectado en Villavieja de Yeltes.

Según los datos bibliográficos, las concentraciones medias de uranio en la parte aérea de las plantas sobre suelos no contaminados varían entre 0,01 y 0,04 mg kg<sup>-1</sup> (Pais & Beton, 1997). Sin embargo, en las publicaciones sobre contenido de uranio en pastos, que es nuestro caso, es muy limitado. En otras áreas con minería de uranio se ha publicado un rango de concentración de 0,01-2,1 mg kg<sup>-1</sup> en especies del pasto (Carvalho et al., 2011; Štok & Smodiš, 2010; Vera et al., 2002).

En la tabla 21 se recoge un resumen de los análisis de uranio para las plantas más representativas en las 5 áreas objeto de estudio

**Tabla 21:** Concentraciones de uranio y Factor de Transferencia (FT) de las plantas más representativas de los yacimientos estudiados.

Yacimiento	Rango mg kg <sup>-1</sup>	Medi a mg kg <sup>-1</sup>	Especie con la máxima concentración de uranio	FT (media)
<b>Alameda de Gardón</b>	0,1-0,65	0,12	<i>Lupinus angustifolius</i> L.	0,0006
<b>Carpio de Azaba</b>	0,6-1,60	0,91	<i>Arrhenatherum bulbosum</i> C. Presl.	0,0080
<b>Villar de Yegua</b>	0,5-6,00	0,98	<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. Presl & C. Presl.	0,0040
<b>Villavieja de Yeltes</b>	0,1-4,00	0,71	<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	0,0030
<b>Villar de Peralonso</b>	0,5-1,86	1,18	<i>Spergularia rubra</i> . (L.) J. Presl & C. Presl.	0,0151

Podemos ver que el grado de contaminación de las plantas estudiadas es muy elevado, siendo varios órdenes de magnitud superior a los considerados normales, según los datos bibliográficos citados anteriormente, lo que supondría un elevado riesgo de entrada de este elemento en la cadena alimentaria, a través del ganado, en estas zonas mineras de Salamanca. Los máximos rangos de concentración de uranio se encuentran en Villar de Peralonso, Villar de la Yegua y Villavieja de Yeltes, probablemente por mayor disponibilidad de uranio en el suelo y una mayor capacidad de absorción de algunas de las especies muestreadas.

En cuanto a los factores de transferencia (FT), los valores obtenidos son semejantes a los publicados para especies herbáceas y pastos por IAEA (2010) y Štok & Smodiš, (2010). Las grandes variaciones observadas en los valores de FT se deben principalmente a su dependencia de las propiedades fisicoquímicas de los suelos y a la especie de planta estudiada. Los valores de FT más bajos se han encontrado en Alameda del Gardón, donde los suelos presentan una textura más arcillosa en relación con las otras minas estudiadas. La de estos suelos 2+  
mayor capacidad de absorción de  $UO_2$

arcillosos podría ser la responsable de la menor biodisponibilidad en el suelo y, por consiguiente, la menor posibilidad de absorción por las plantas. Contrariamente, el mayor contenido de uranio se produce en Villar de la Yegua y el valor medio más elevado de FT se ha obtenido en Villar de Peralonso, en ambos casos se corresponden con la textura más arenosa de los suelos, por lo que la biodisponibilidad de uranio es mayor.

#### 4.8.1. ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN DEL YACIMIENTO DE VILLAR DE PERALONSO Y DE LOS FACTORES QUE INFLUYEN EN LA ABSORCIÓN DE RADIONÚCLIDOS POR LAS PLANTAS

Una vez que se ha observado una alta concentración de uranio absorbido por las plantas en la mayoría de los yacimientos estudiados se decidió entrar más en detalle para identificar cual o cuales pueden ser los factores que más influencia pueden tener en esta alta absorción, para ello se eligió el yacimiento de Villar de Peralonso como área para llevar a cabo este estudio (Figura 80).

El yacimiento de Villar de Peralonso, es el que presenta mayor abundancia de especies vegetales, se han recogido 23 especies diferentes (ANEXO I) a lo largo de las 4 primaveras en las que se realizó el muestreo. Estas especies acumulan grandes concentraciones de uranio y además son colonizadoras del yacimiento y presentan alta palatibilidad lo que puede suponer un riesgo elevado de entrada de radionúclidos en la cadena alimentaria.

Las características de los suelos situados en las proximidades del yacimiento son importantes porque influyen en la absorción del uranio por las plantas. En un estudio previo se observó que el rango de pH estuvo comprendido entre 5,42 y 6,56 con una mediana de 6,03, sin observarse ningún sesgo en los valores. Los suelos tuvieron niveles pobres de materia orgánica, con una mediana de 2,37% y con un rango entre 1,15% y 3,65%. El tamaño de partícula osciló entre 11,89  $\mu\text{m}$  y 12,57  $\mu\text{m}$ , con una mediana de 12,36  $\mu\text{m}$ . La biodisponibilidad del uranio tuvo una mediana de 43,2% con una elevada dispersión.

Además de las características del suelo para el desarrollo de este apartado se ha tenido en cuenta la pluviometría, el tamaño específico de las hojas de algunas especies, el grado de micorrización y el Factor de Transferencia.

En este estudio se seleccionaron 7 especies vegetales del total de especies de la zona de estudio:

- *Trifolium cernuum* Brot.
- *Trifolium micranthum* Viv.
- *Trifolium glomeratum* L.
- *Trifolium arvense* L.
- *Aira elegantissima* Schur.
- *Vulpia bromoides* (L.) Gray.
- *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl.

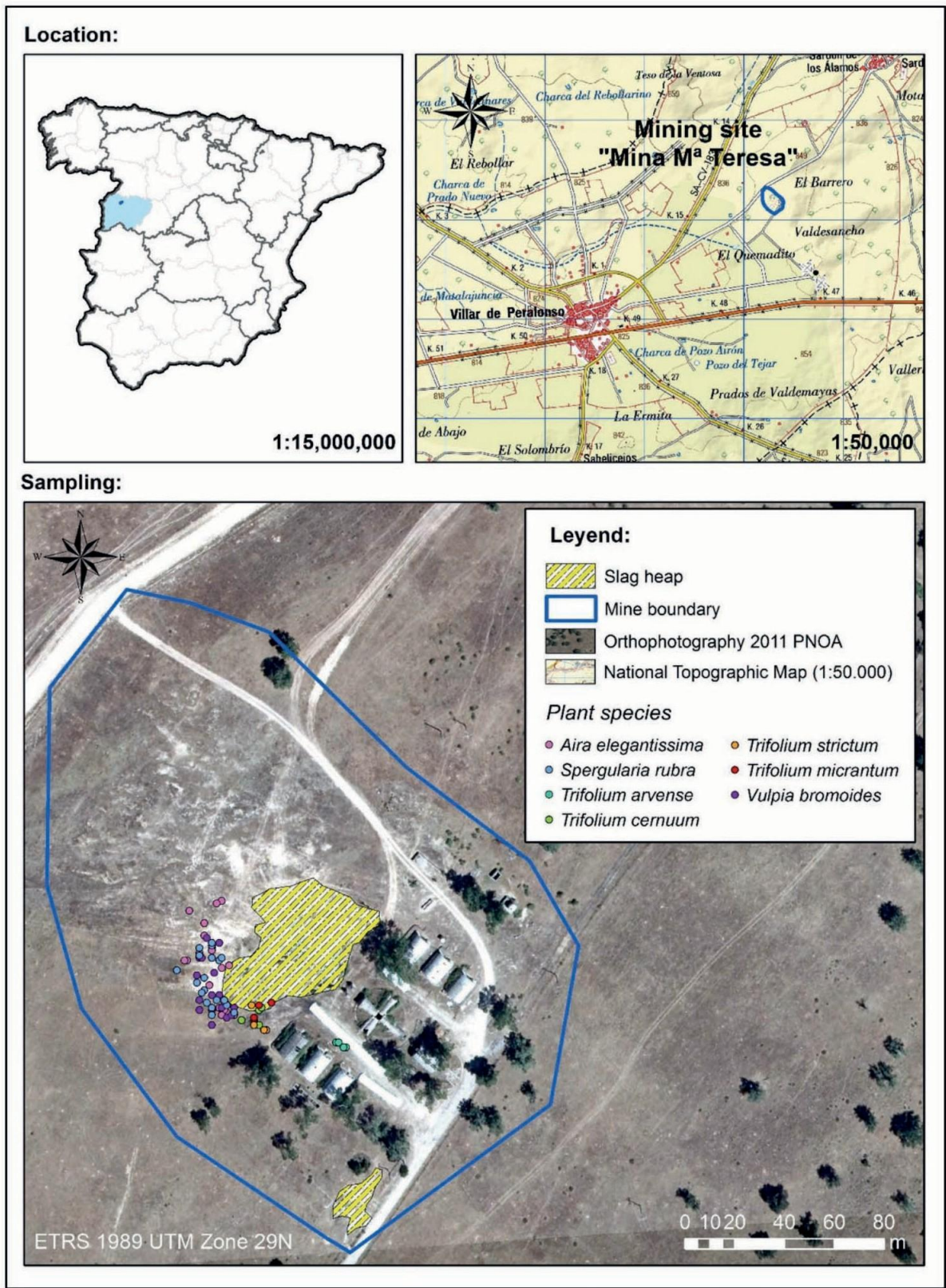


Figura 80: Mapa de muestreo de la vegetación en Villar de Peralonso.

#### 4.8.2. ABSORCIÓN DE $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ y $^{210}\text{Pb}$ EN LAS PLANTAS

La tendencia observada en la concentración de metales en las plantas, respecto a la concentración de metal en el suelo, se puede describir por medio de diferentes modelos: a) Lineal (modelo de partición constante); b) Meseta (modelo de saturación); c) modelo de absorción de Langmuir (McBride, 1994).

Generalmente, la absorción de metales por las plantas no manifiesta una respuesta lineal ( $Y = aX$ ), con respecto a la concentración de metal en el suelo, excepto en un rango bajo de concentración del mismo (Alloway, 1995).

Debido a que la absorción de metales por las plantas es a menudo menos eficiente cuanto mayor es la carga en el suelo, se ha propuesto el modelo de saturación de absorción (meseta) ( $Y = aX^b$ ,  $b < 1$ ) (Dudka et al., 1996).

Sin embargo, dado que los suelos tienen una capacidad finita para inmovilizar metales por adsorción (específica o no), y por reacciones de precipitación, se esperaría un modelo de tipo Langmuir ( $X = KbY / 1 + KY$ ), que es más probable que la unión preferencial de metales a los grupos funcionales de componentes del suelo con la mayor especificidad. A bajos niveles de contenido de metal en el suelo, los lugares más específicos podrían ser ocupados por el mismo (Hendrickson

& Corey, 1981).

Como se ha comentado anteriormente, los suelos tienen capacidad finita para movilizar metales, por este motivo el exceso de metal en un suelo daría lugar, en ese caso, a la adsorción en lugares de especificidad decreciente, y la concentra-

ción iónica ( $\text{UO}_2^{2+}$ ),  $\text{UO}_2\text{OH}^+$  (función del pH), en la solución del suelo, podría llegar a ser lo suficientemente alta como para

ser adsorbida en lugares de intercambio catiónico no específicos, tales como los minerales de arcilla (McBride, 1994). De todos modos, la forma lineal de los casos estudiados (Figuras 81, 82 y 83) muestra que, cualquiera que sea el modelo de absorción de uranio aplicable, estamos en un rango bajo de contenido de uranio disponible en el suelo para el proceso de captación de la planta (0,06-5,98 mg  $\text{kg}^{-1}$  de uranio soluble en agua).

Según los datos reflejados en los diagramas de caja de las figuras 81, 82 y 83 se observa que en nuestro estudio el  $^{226}\text{Ra}$  excede la actividad de  $^{238}\text{U}$  y del  $^{210}\text{Pb}$ , el  $^{226}\text{Ra}$  tiene un mayor poder de absorción por la planta con un rango de 0,28 a 23,68 mg  $\text{kg}^{-1}$ , y con una mediana de 3,68 mg  $\text{kg}^{-1}$ , con valores muy superiores a los del  $^{238}\text{U}$  y  $^{210}\text{Pb}$  (Tablas 22, 23 y 24).



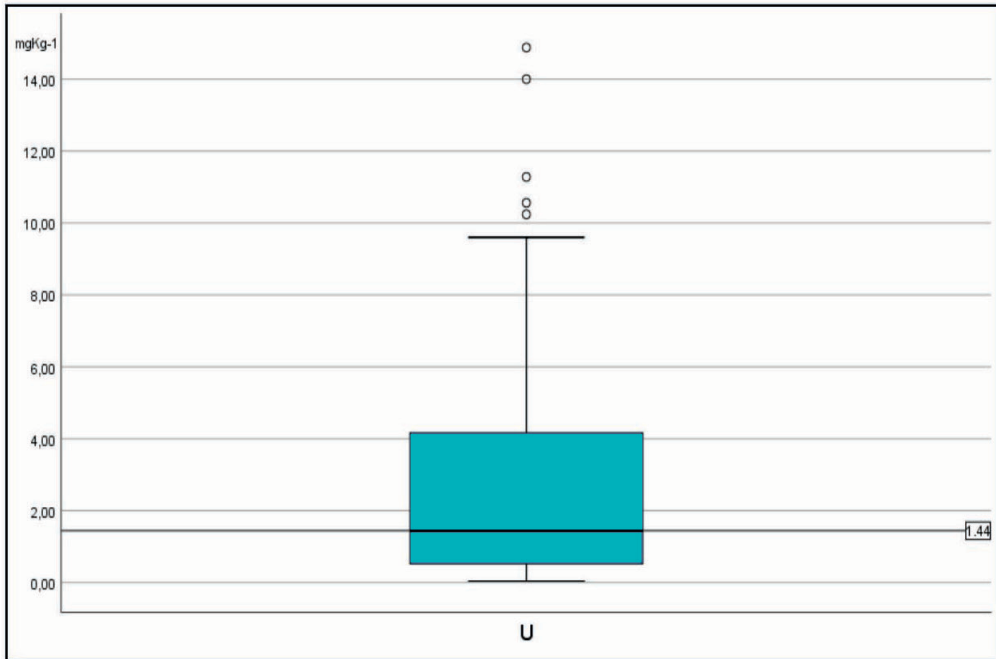
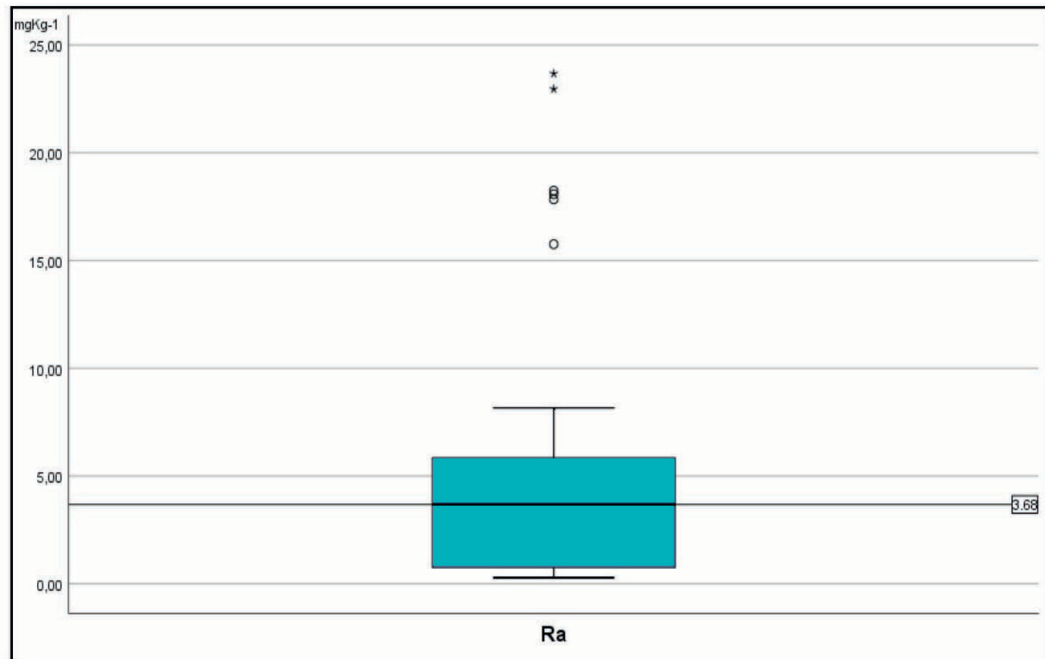


Figura 81: Diagrama de caja del contenido de uranio en las plantas.

Tabla 22: Datos estadísticos del contenido de uranio en las plantas.

URANIO	mg kg <sup>-1</sup>
<b>Media</b>	2,82
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	2,11
<b>Límite inferior</b>	3,53
<b>Varianza</b>	11,19
<b>Mediana</b>	1,44
<b>Desv. Stand.</b>	3,34
<b>Mínimo</b>	0,04
<b>Máximo</b>	14,88
<b>Rango</b>	14,84
<b>Curtosis</b>	2,51



*Figura 82:* Diagrama de caja del contenido de radio en las plantas.

*Tabla 23:* Datos estadísticos del contenido de radio en las plantas.

<b>RADIO</b>	<b>mg kg<sup>-1</sup></b>
<b>Media</b>	5,64
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	3,44
<b>Límite inferior</b>	7,84
<b>Varianza</b>	43,45
<b>Mediana</b>	3,68
<b>Desv. Stand.</b>	6,59
<b>Mínimo</b>	0,28
<b>Máximo</b>	23,68
<b>Rango</b>	23,40
<b>Curtosis</b>	1,69

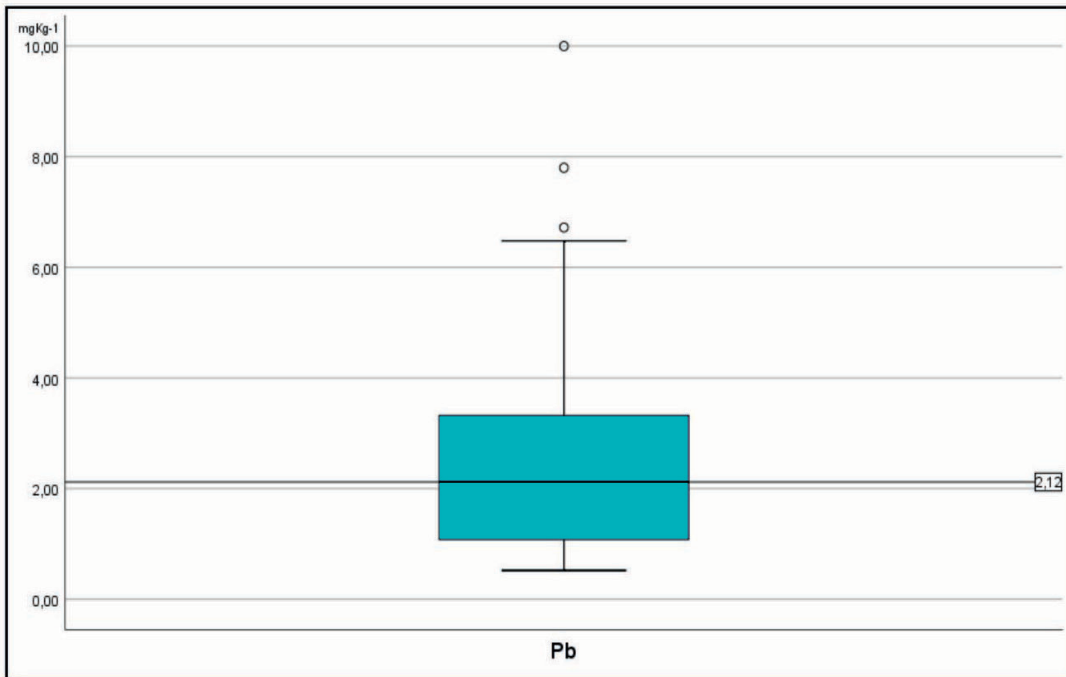


Figura 83: Diagrama de caja del contenido de plomo en las plantas.

Tabla 24: Datos estadísticos del contenido de plomo en las plantas.

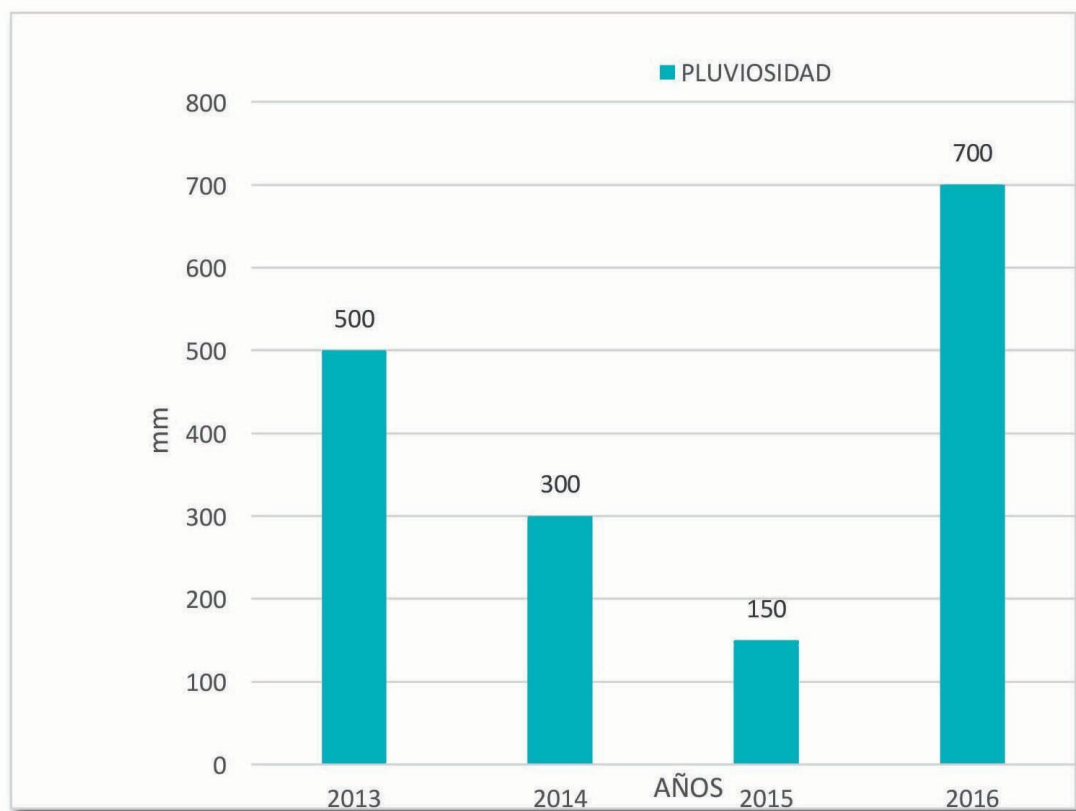
PLOMO	mg kg <sup>-1</sup>
<b>Media</b>	2,67
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	1,91
<b>Límite inferior</b>	3,42
<b>Varianza</b>	4,96
<b>Mediana</b>	2,12
<b>Desv. Stand.</b>	2,22
<b>Mínimo</b>	0,52
<b>Máximo</b>	10,00
<b>Rango</b>	9,48
<b>Curtosis</b>	2,61

El mayor poder de adsorción del  $^{226}\text{Ra}$  por la planta puede ser debido a que la vegetación es capaz de movilizar al  $^{226}\text{Ra}$  desde los horizontes más profundos del suelo a los más superficiales ricos en materia orgánica, por ser un metal mucho más móvil que el  $^{238}\text{U}$  (Gil-Pacheco et al., 2021).

También se observó que la absorción de  $^{210}\text{Pb}$  en la planta era bastante superior a la del  $^{238}\text{U}$ . El exceso de  $^{210}\text{Pb}$  en las plantas es un buen indicador de la contaminación del yacimiento y está relacionada con la deposición atmosférica seca o húmeda del  $^{210}\text{Pb}$ , dicha deposición del metal en la planta depende del  $^{222}\text{Rn}$  en estado gaseoso emitido por la mina.

#### 4.8.3. RELACIÓN DEL CONTENIDO DE URANIO EN LAS PLANTAS CON LAS PRECIPITACIONES ANUALES

Se estudió la influencia de las precipitaciones anuales en la acumulación de uranio por las plantas. Los valores de las precipitaciones fueron 500 mm en el año 2013, 300 mm en el año 2014, 150 mm en el año 2015 y 700 mm en el año 2016 (Figura 84).



*Figura 84:* Pluviosidad a lo largo de los años de muestreo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones son las que han marcado que cada año crezcan plantas diferentes en el yacimiento, no todas las especies han crecido a lo largo de las 4 primaveras de muestreo ya que hay especies que presentan ciclos bianuales, pero, independientemente de las precipitaciones, hay especies que han crecido durante las 4 primaveras y se pueden considerar plantas colonizadoras del yacimiento. Son especies que necesitan poco porcentaje de precipitaciones; crecen en terrenos removidos como son los propios de las escombreras mineras; necesitan poca materia orgánica y presentan alta palatibilidad para el ganado. Por estos motivos las plantas estudiadas en este apartado son *Spergularia rubra* (L.) J. Presl

& C. Presl (Caryophyllacea), *Aira elegantissima* Schur. (Gramíneas) y *Vulpia bromoides* (L.) Gray. (Gramíneas) (Figura 85).



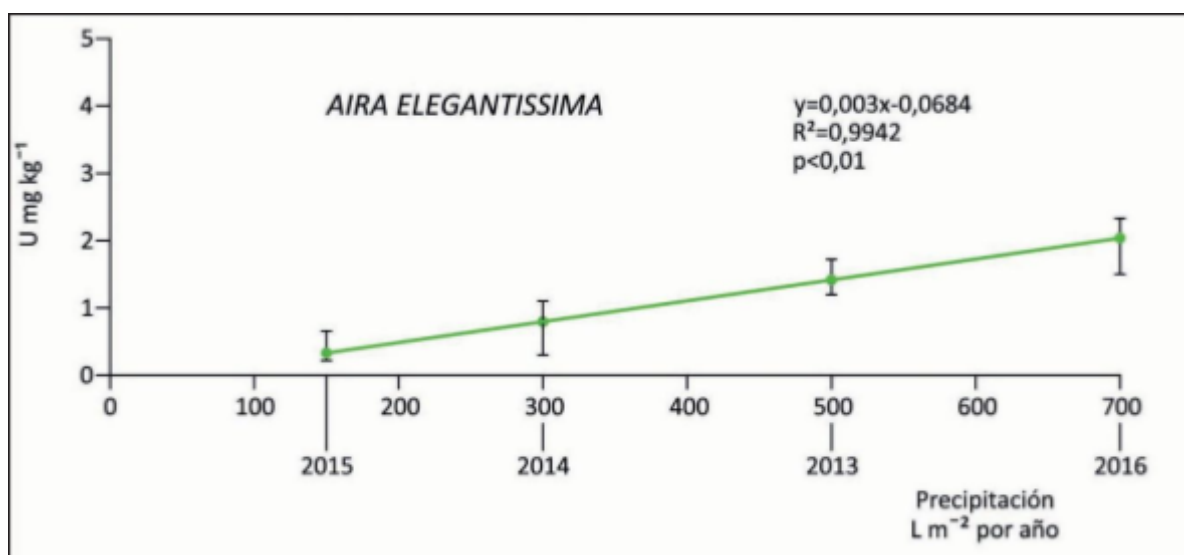
**Figura 85:** Plantas colonizadoras del yacimiento Villar de Peralonso, a) *Aira elegantissima* Schur., b) *Vulpia bromoides* (L.) Gray., c) *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl.

Las tablas 25, 26 y 27, y las figuras 86, 87 y 88 muestran la relación entre la concentración de uranio en *Aira elegantissima* Schur., *Vulpia bromoides* (L.) Gray., y *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl y las precipitaciones. Los resultados indican la existencia de una correlación lineal significativa entre ambos parámetros con coeficientes de correlación ( $R^2$ ) 0,99 ( $p < 0,01$ ), 0,86 ( $p < 0,1$ ) y 0,96 ( $p < 0,02$ ), respectivamente, para las tres especies de plantas estudiadas (Gil-Pacheco et al., 2021).

La existencia de una correlación lineal significativa entre el uranio en la planta y la cantidad de lluvia puede ser explicado al considerar que el contenido de uranio disponible en la solución del suelo depende del grado de saturación de agua en el suelo, que está relacionada a su vez con la precipitación y la subsecuente disolución de uranio a partir de los minerales del suelo.

**Tabla 25:** Concentración de uranio de *Aira elegantissima* Shur. en los 4 períodos de muestreo.

Espe cie veget al	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2013 (500mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2014 (300mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2015 (150mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2016 (700mm)
<i>Aira elegantissima</i> Shur.	1,48	0,88	0,33	1,99
	1,20	0,30	0,22	1,50
	1,35	0,45	0,45	1,80
	1,60	1,10	0,66	2,15
	1,72	1,00	0,53	2,33



**Figura 86:** Correlación entre la concentración de uranio en *Aira elegantissima* Shur. y las de precipitaciones anuales.

**Tabla 26:** Concentración de uranio en *Vulpia bromoides* L. en los 4 períodos de muestreo.

Espe cie veget al	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2013 (500mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2014 (300mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2015 (150mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2016 (700mm)
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	0,44	0,40	0,11	0,89
	0,51	0,22	0,37	0,68
	0,60	0,35	0,25	0,75
	0,72	0,53	0,29	0,98
	0,83	0,38	0,33	1,08

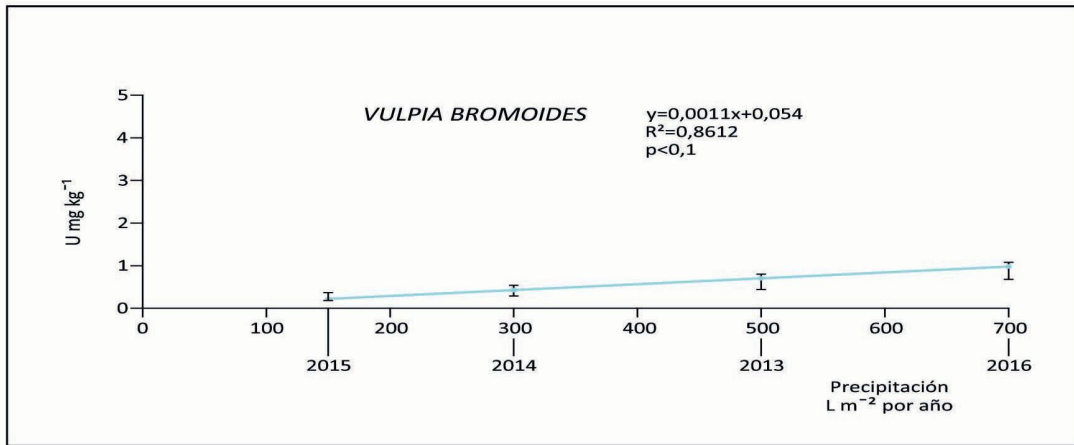


Figura 87: Correlación entre la concentración de uranio en *Vulpia bromoides* L. y las precipitaciones anuales.

Tabla 27: Concentración de uranio en *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl en los 4 periodos de muestreo.

Espe cie veget al	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2013 (500mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2014 (300mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2015 (150mm)	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2016 (700mm)
<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. Presl & C. Presl	9,14	6,80	2,05	12,70
	7,50	6,37	1,20	11,40
	8,56	7,20	1,89	14,09
	9,65	5,60	1,45	10,66
	10,30	5,80	2,30	15,00

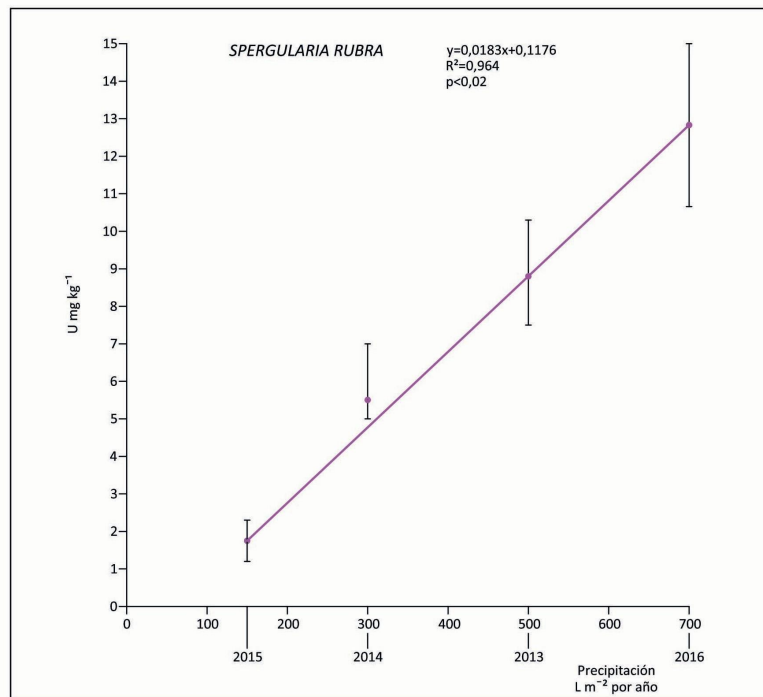


Figura 88: Correlación entre la concentración de uranio en *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl y precipitaciones anuales.

Si se considera que los mecanismos son similares a los del Ca<sup>2+</sup>, podrían verse afectados de captación y translocación de UO<sub>2</sub>

tados por este último, si bien el contenido de calcio de los suelos analizados es bajo y, consiguientemente, su influencia en la absorción y translocación de uranio sería poco importante. De este modo, según Mortvedt (1994), la captación de uranio puede ser principalmente un proceso pasivo y translocado hacia el xilema con la transpiración. El flujo masivo a través del xilema es mayor cuando aumenta la transpiración de la planta. En el área de estudio, con un clima semiárido, hay períodos sin lluvia y, en consecuencia, el suelo está completamente seco y el índice de saturación atmosférica alcanza valores muy bajos.

Durante los días con altas precipitaciones, el suelo está saturado de agua y el uranio está en forma soluble y biodisponible. Los siguientes días sin lluvia, la transpiración de la planta aumenta debido al bajo índice de saturación atmosférica que induce a un mayor flujo masivo, lo cual conlleva a una mayor absorción de uranio.

Ingwersen & Streck, (2005) indican que la transpiración desempeña un papel importante en la absorción de metales por las plantas. El uranio se transporta desde la solución del suelo a la planta por flujo másico y difusión. El flujo másico significa que el ion disuelto en la solución del suelo se transporta a las raíces con el flujo de transpiración. Se supone que la absorción es proporcional al flujo másico, que equivale al agua transpirada, y que es mayor cuanto más elevado es el déficit de saturación de la atmósfera.

#### 4.8.4. PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y CONTENIDO DE URANIO EN LA PARTE AÉREA DE LAS PLANTAS DE TRÉBOL

Se ha estudiado la influencia de la biomasa en el contenido de uranio en la parte aérea de los tréboles procedente del yacimiento de Villar de Peralonso. Se recolectaron las siguientes especies: *Trifolium micranthum* Viv., (*Trifolium filiforme* L.), *Trifolium tomentosum* L., *Trifolium arvense* L., *Trifolium cernuum* Brot., *Trifolium glomeratum* L., *Trifolium micranthum* Viv., *Trifolium strictum* L., (*Trifolium laevigatum* Poir.), *Trifolium subterraneum* L. subsp. *subterraneum*, *Trifolium cernuum* Brot. Se observó que las variedades de trébol que más acumulaban eran: *Trifolium cernuum* Brot., *Trifolium arvense* L., *Trifolium Micranthum* Viv., (*Trifolium filiforme* L.), *Trifolium glomeratum* L. (*Trifolium laevigatum* Poir.), (Figura 89 y Tabla 28).

En la figura 89 se puede apreciar que la superficie de la hoja varía bastante de unas especies de tréboles a otras y puede ser una característica importante en el flujo de metales con la transpiración de la planta. La superficie específica de las hojas de trébol ha sido medida en el laboratorio y los resultados son: 10 cm<sup>2</sup>g<sup>-1</sup> para *Trifolium cernuum* Brot., 4 cm<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

para *Trifolium micranthum* Viv.,  $1,8 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$  para *Trifolium strictum* L. y  $1,5 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$  para *Trifolium arvense* L. La concentración de uranio analizada e incluida en tabla 28 indica la existencia de una relación importante entre el tamaño de la hoja y la concentración de uranio en los tréboles, las especies de hoja ancha acumulan más uranio que las especies de hoja estrecha.



Figura 8. Tréboles muestreados en Villar de Peralonso. a) *Trifolium arvense* L., b) *Trifolium cernuum* Brot. c) *Trifolium micranthum* Viv., d) *Trifolium strictum* L.

Tabla 28: Concentración de uranio en los tréboles de Villar de Peralonso a lo largo de los 4 primavera de muestreo.

Especie vegetal	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2013	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2014	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2015	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2016
<i>Trifolium cernuum</i> Brot.	5,52	6,10	5,70	6,4
<i>Trifolium micranthum</i> Viv.	2,90	3,12	3,57	3,60
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	1,21	1,56	1,95	2,12
<i>Trifolium arvense</i> L.	0,41	0,75	0,96	1,13

Se ha calculado la biomasa de las diferentes especies y el grado de colonización dentro del pastizal, presentando mayor concentración aquellas especies de trébol que tienen las hojas más anchas que aquellas otras que las tienen estrechas. También, el contenido de biomasa varía para los diferentes tréboles: para el *Trifolium arvense* L., el rango se encuentra entre 2.300 y 2.600 kg m<sup>-2</sup>, para *Trifolium micranthum* Viv., el rango está entre 1.100 y 1.600 kg m<sup>-2</sup>, para *Trifolium glomeratum* L. entre 400 y 700 kg m<sup>-2</sup> y para *Trifolium cernuum* Brot. de 150 a 300 kg m<sup>-2</sup>.

En la figura 90 se muestra la correlación significativa existente entre el contenido de biomasa y la concentración de uranio en la parte aérea de las cuatro especies de tréboles recolectadas.

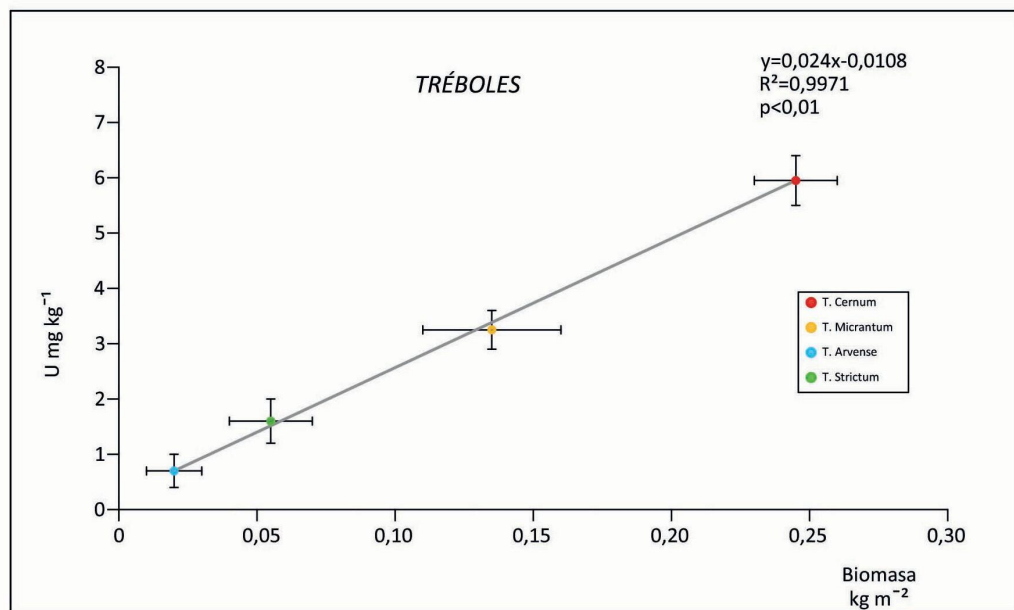


Figura 90: Correlación entre la biomasa y la concentración de uranio en los tréboles estudiados en Villar de Peralonso.

De los datos representados en la figura 90 se deduce que a mayor biomasa mayor concentración de uranio en la parte aérea de la planta, debido a una mayor absorción de UO<sub>2</sub> soluble del suelo y mayor transpiración, sin olvidar el posible aumento de concentración de uranio en la parte aérea de la planta por la precipitación atmosférica de partículas finas de polvo procedentes de la mina, en aquellas especies de trébol con hojas de mayor tamaño.

#### 4.8.5. INFLUENCIA DE LOS HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EN LA ABSORCIÓN DE URANIO POR LAS PLANTAS

La presencia o ausencia de hongos, en concreto de micorrizas, es otros de los factores que afectan a la absorción de uranio por la planta. El término micorriza deriva del griego y significa literalmente “hongo-raíz”, y fue utilizado por primera

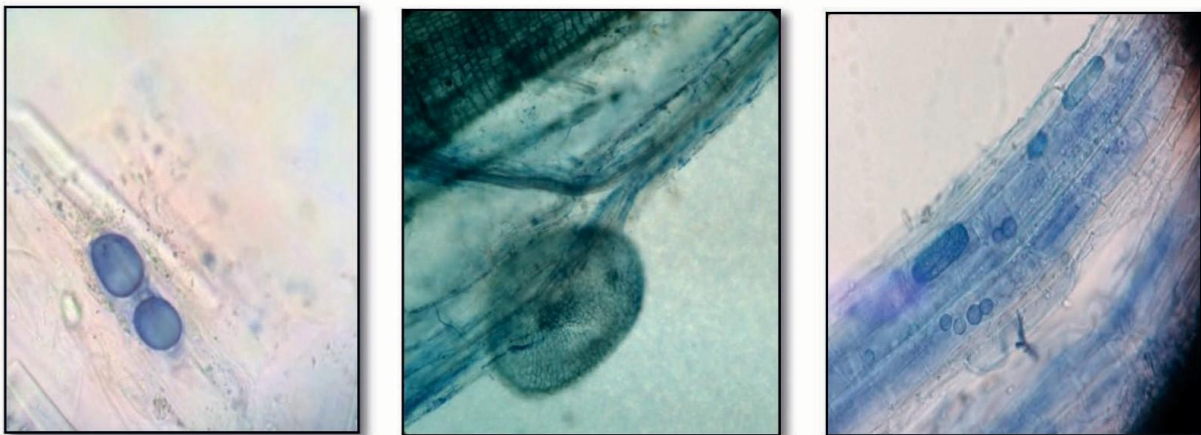
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

vez por Frank en 1885 (Honrubia et al., 1992) y define la asociación simbiótica entre el micelio de un hongo y las raíces de una planta (Hawksworth et al., 1983). En torno al 95% de las plantas vasculares presentan este tipo de asociación y solamente unas pocas familias como Amaranthaceae, Caryophyllaceae, Chenopodiaceae, Brassicaceae, Cyperaceae, etc... no llegan a formar este tipo de simbiosis.

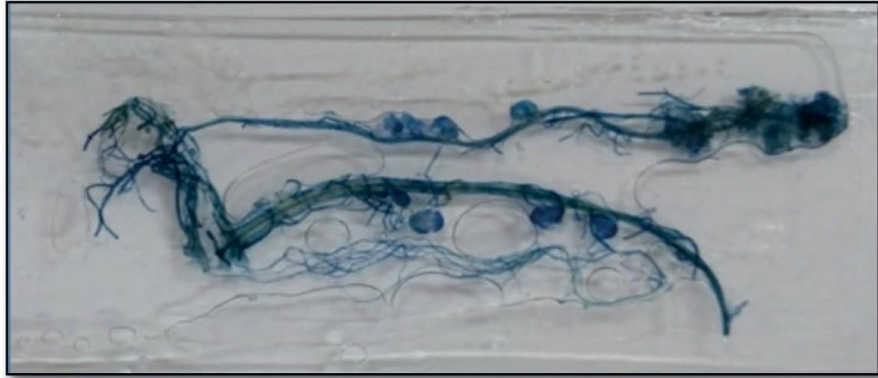
Entre los diferentes tipos de micorrizas existentes, las micorrizas arbusculares se establecen entre un reducido grupo de hongos de la división *Glomeromycota*. Existen 6 géneros y no más de 125 especies de micorrizas arbusculares y están en más del 90% de las plantas en todo el planeta (Honrubia et al., 1992), entre las que se incluyen muchas especies importantes (gramíneas y leguminosas) desde el punto de vista de la agricultura (Daniell et al., 2001).

Se eligieron cuatro especies para este estudio, *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl, *Trifolium cernuum* Brot., *Aira elegantissima* Shur., *Trifolium arvense* L., por ser colonizadoras del yacimiento minero de Villar de Peralonso y por pertenecer a las familias de leguminosas y gramíneas, que son las de mayor interés desde el punto de vista de la agricultura y la alta palatividad para el ganado.

Con el fin de analizar el % de micelio del hongo, de vesículas y de micorrizas se tiñeron las raíces para observar estas estructuras que se muestran en las figuras 91 y 92. En la figura 91 se aprecian vesículas que se tiñen de azul y corresponden realmente a estructuras de almacenamiento de sustancias lipídicas. Se encuentran en el interior de las células de la raíz, pero las endomicorrizas nunca entran a los haces vasculares, se quedan en la zona de la corteza radicular (x 40).



**Figura 91:** Vesículas de estructuras lipídicas en raíces micorrizadas de *Aira elegantissima* Shur.



**Figura 92:** Nódulos en las raíces de *Trifolium cernuum* Brot.

En la tabla 29 se incluyen los porcentajes de colonización de las raíces de las diferentes especies analizadas, observándose que el porcentaje de micorrización y de vesículas que es directamente proporcional al porcentaje de absorción de uranio en la planta, siendo la especie menos micorrizada *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. seguida de *Trifolium arvense* L., *Aira elegantissima* Shur. y *Trifolium cernuum* Brot. Sin embargo, no se observa relación entre la absorción de uranio y el porcentaje de micelio del hongo y de arbuscúlos.

En los porcentajes de colonización de las raíces de las diferentes especies, reflejados en la tabla, se observa que *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl no presenta ningún porcentaje de micorrización ni de micelio del hongo, ni de vesículas ni de arbuscúlos, lo cual se debe a que dicha planta pertenece a la familia de las Caryophyllaceas y, como esta familia es resistente a la formación de micorrizas, motivo por el cual es la especie vegetal que más uranio acumula en la parte aérea, ya que el hongo inmoviliza metales del suelo hacia la planta y su ausencia en esta especie facilita la absorción del metal a la parte aérea de la planta.

*Tabla 29: Porcentajes de colonización de las raíces de las diferentes especies analizadas.*

<i>Spergularia rubra</i>	<i>Trifolium cernuum</i>	<i>Aira elegantissima</i>	<i>Trifolium arvense</i>
% micorrización			
<b>M1-0%</b>	M1 40 %	M1 38%	M1 70%
<b>M2-0%</b>	M2 40%	M2 60%	M2 60%
<b>M3-0%</b>	M3 20%	M3 66%	M3 50%
<b>M4-0%</b>			
% vesículas			
<b>M1-0%</b>	40%	30%	70%
<b>M2-0%</b>	30%	56%	60%
<b>M3-0%</b>	20%	62%	50%
<b>M4-0%</b>			
% micelio			
<b>M1-0%</b>	2%	6%	3%
<b>M2-0%</b>	2%	30%	2%
<b>M3-0%</b>	2%	38%	2%
<b>M4-0%</b>			
% arbusculos			
<b>M1-0%</b>	15%	15%	2%
<b>M2-0%</b>	17%	6%	3%
<b>M3-0%</b>	6%	20%	2%

**M= Número de muestras. M1: Muestra número 1, M2: Muestra número 2, M3: Muestra número 3**

Las micorrizas permiten movilizar nutrientes del suelo hacia las raíces de las plantas de forma más efectiva y llegando a lugares lejanos donde no llegarían las raíces por sí solas. En estudios de biorremediación (fi se ha comprobado que las micorrizas inmovilizan los metales en la raíz, reduciendo su translocación a la parte aérea y, en consecuencia, el fl de metales a la cadena trófi (Barea & Jeff 1995; Daniell et al., 2001; Leyval et al., 1995; Pawlowska et al., 1996, 2000). Las micorrizas constituyen un vínculo esencial entre el suelo y las raíces, participando en la inmovilización de uranio en la rizosfera y dentro de las raíces de las plantas, y pueden reducir la translocación de uranio de la raíz a la parte aérea.

Dupré et al., (2008), revelaron que los hongos pueden inmovilizar el uranio en los suelos por absorción y por la formación de complejos con glicoproteínas del hongo micorrizicos arbusculares y polifosfatos intracelulares. Además,

aunque los

hongos pueden transferir uranio a sus huéspedes y, por tanto, participar directamente en la acumulación de uranio por parte de las plantas, también está claro que la mayoría del uranio translocado por los hongos micorrizantes a su micelio intrarradical se mantiene dentro de las estructuras de los mismos, lo que limita la translocación del uranio de la raíz a la parte aérea y acumulación en la rizosfera; así estos autores (Dupré et al., 2008) sugirieron que *Glomus intraradices* podría disminuir el contenido de uranio en la parte aérea de las plantas cultivadas, reduciendo la translocación de uranio de raíz a la parte aérea. Los resultados de Ruffykiri et al., (2004) coinciden con los de Chen et al., (2005), que observaron un aumento de la inmovilización de uranio en las raíces, una menor acumulación de uranio en los brotes y, en consecuencia, una menor translocación de uranio de raíz a la parte aérea cuando las plantas fueron colonizadas por hongos micorrizantes.

En la figura 93 se presenta la correlación negativa significativa ( $r = 0,9809$   $p < 0,01$ ) entre el grado de micorrización y el contenido de uranio de las diferentes especies de plantas que han sido objeto de estudio en este trabajo (Tabla 30).

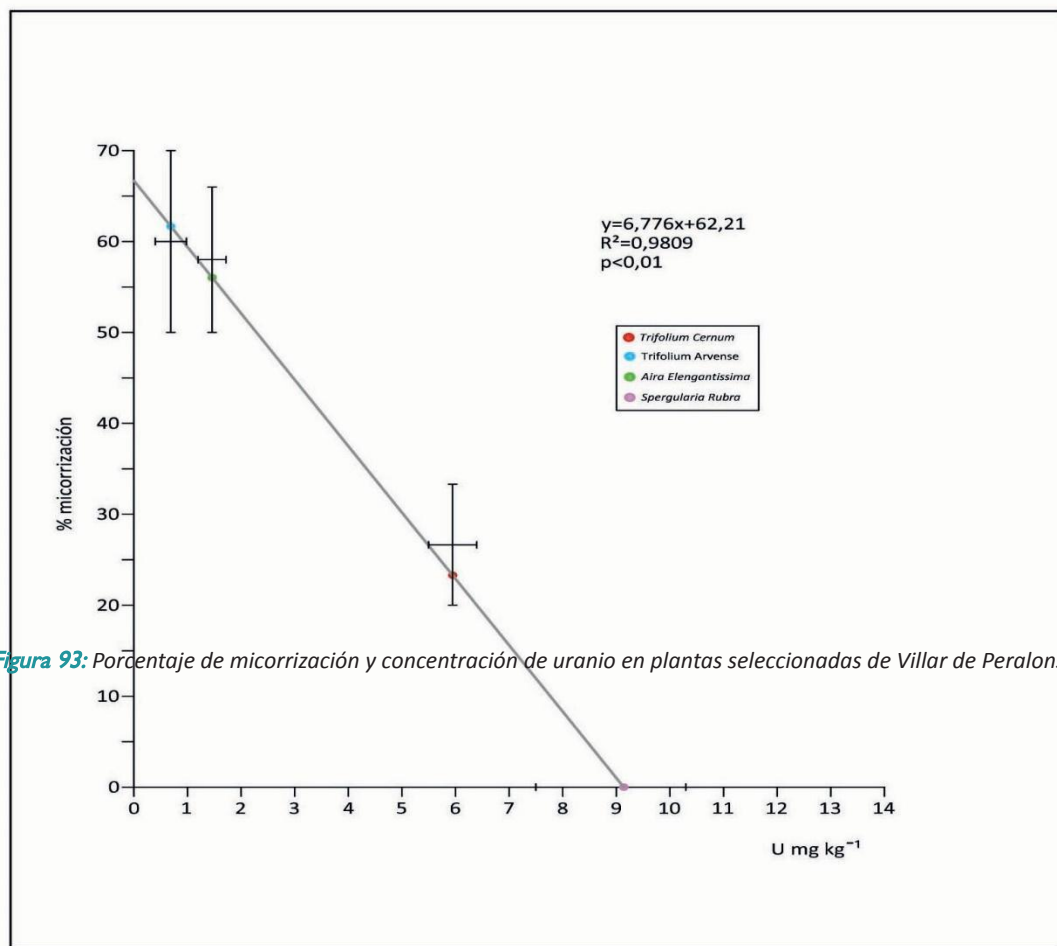


Figura 93: Porcentaje de micorrización y concentración de uranio en plantas seleccionadas de Villar de Peralonso.

Tabla 30: Concentraciones de uranio en *Trifolium cernuum* Brot., *Trifolium arvense* L., *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. y *Aira elegantissima* Shur., en Villar de Peralonso.

Especie vegetal	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2013	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2014	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2015	Uranio mg kg <sup>-1</sup> 2016
<i>Trifolium cernuum</i> Brot.	5,52	6,10	5,70	6,40
<i>Trifolium arvense</i> L.	0,41	0,75	0,96	0,13
<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. Presl & C. Presl.	9,14	6,80	2,05	12,70
<i>Aira elegantissima</i> Shur.	1,60	1,10	0,66	2,15

Los resultados obtenidos, al relacionar las características de las plantas, indicaron que la absorción de uranio está correlacionada negativamente con el porcentaje de micorrización y vesículas (Figura 93), lo que es coherente con las mayores concentraciones observadas en las raíces de las plantas y que ha sido recogido en la bibliografía (Soudek et al., 2007).

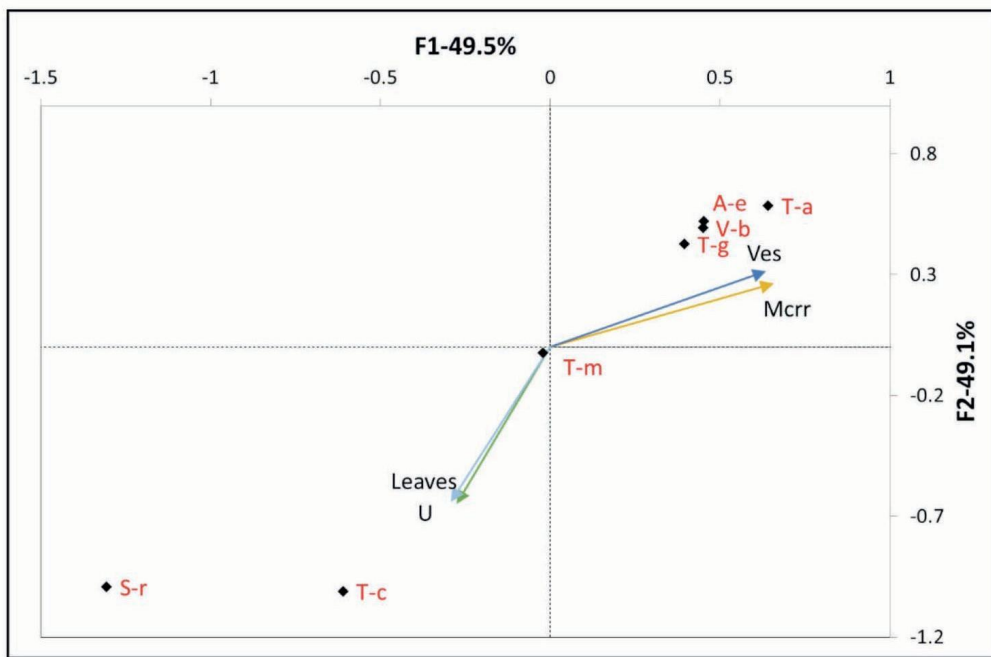


Figura 94: Gráfico HJ-Biplot del análisis de componentes principales para las propiedades del uranio en función del factor de transferencia del <sup>238</sup>U. T-c = *Trifolium cernuum* Brot.; T-m = *Trifolium micranthum* Viv.; T-g = *Trifolium glomeratum* L.; T-a = *Trifolium arvense* L.; A-e = *Aira elegantissima* Shur.; S-r = *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl.; V-b = *Vulpia bromoides* (L.) Gray.; Ves = vesículas; Mcrr = micorrizas; Leaves = hojas y U = factor de transferencia del <sup>238</sup>U.



La absorción más elevada de uranio se produjo en la *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl, que pertenece a la familia de las Caryophyllaceas, las cuales son resistentes a la micorrización (Titus et al., 1998). La ausencia de micorrización produjo un aumento en la absorción del uranio en la parte aérea (Chen et al., 2005, Gehring et al., 1992). Los hongos micorrizantes presentes en las raíces absorben el uranio del suelo mediante la liberación de ácido oxálico por las hifas externas (Shtangeeva et al., 2004, Pumpel et al., 2001). Este uranio es acumulado en las vesículas que forma el hongo micorrizante en el interior de las raíces de la planta como polifosfatos de uranio y glicoproteínas (Chen et al., 2005; Pfeffer et al., 2001). Por tanto, el hongo micorrizante reduce la absorción y translocalización del uranio a la parte aérea de la planta, provocando que la concentración de uranio sea superior en las raíces (Rufyikiri et al., 2004; Dushenkov et al., 2003).

#### 4.8.6. CONTENIDO DE RADIONÚCLIDOS EN PLANTAS Y FACTOR DE TRANSFERENCIA

##### SUELO-PLANTA

El Factor de Transferencia (FT) es una forma de cuantificar la disponibilidad en el suelo de radionúclidos incorporados por la planta y ha sido previamente definido como la relación entre la concentración de uranio de la planta ( $C_p$ ), expresado en  $Bq\ kg^{-1}$  peso seco, y la concentración total del suelo ( $C_s$ ), en  $Bq\ kg^{-1}$  peso seco (Coughtrey & Thorne, 1983).

La transferencia de radionúclidos desde el suelo a la planta está influenciada por variables ambientales abióticas y bióticas (Sam & Eriksson, 1995). Las más importantes son el tipo de suelo, capacidad de intercambio catiónico, contenido de humedad, pH, materia orgánica, temperatura del suelo, composición y concentración de la solución del suelo y especiación del soluto. Además, la incorporación de los radionúclidos depende de factores bióticos como son la especie vegetal, tipo de sistema radicular y fase de desarrollo y microorganismos (Coughtrey & Thorne, 1983; Galvão et al., 1988; Ibrahim & Whicker, 1990; Sweeck, 1996; Vera et al., 2003).

Hay estudios que confirman la afinidad de la vegetación por determinados radionúclidos, como el radio (Taskayev et al., 1977). Sin embargo, al incorporarse el radio en los órganos subterráneos del vegetal muestra una tendencia a formar compuestos químicos de baja movilidad.

Existen discrepancias acerca de la correlación entre los valores del FT y la concentración de radionúclidos en el suelo. Algunos autores, como Sheppard et al., (1989), afirman que el FT depende de la concentración de radionúclidos en el suelo, mientras que otros, como Bettencourt et al., (1988), consideran que los valores del FT presentan correlación con otras variables.

El número de trabajos con información relevante sobre la acumulación de radionúclidos en pastos es muy limitado. En la mayoría de los casos, los datos publicados corresponden a trabajos realizados en cultivos. Tales estudios indican que las concentraciones de  $^{238}\text{U}$  y  $^{226}\text{Ra}$  varían dependiendo de la especie de la planta, del radionúclido y del tipo de suelo.

Existe gran discrepancia de datos de FT para  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en los diferentes estudios realizados. Según Carvalho et al., (2011) los valores del FT en los pastizales de las regiones mineras de Portugal son de: 0,1-28 Bq kg<sup>-1</sup> para  $^{238}\text{U}$ , de 3-170 Bq kg<sup>-1</sup> para el  $^{226}\text{Ra}$  y de 1-94 Bq kg<sup>-1</sup> para el  $^{210}\text{Pb}$ . Vandenhove et al., (2009) presentan una recopilación de datos de FT de algunos radionúclidos en muestras de pastos que se incluyen en la tabla 31. Los datos indican que el  $^{210}\text{Pb}$  en el pasto aparece con un valor más alto principalmente por la deposición directa de la atmosfera.

**Tabla 31:** Media geométrica y rango de uranio, radio y plomo en muestras de pastos propuestas por Vandenhove et al., (2009).

	<b>Media geométrica (Bq kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Rango (Bq kg<sup>-1</sup>)</b>
<b><math>^{238}\text{U}</math></b>	$6 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-3} - 1,7 \times 10^{-2}$
<b><math>^{226}\text{Ra}</math></b>	$3 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1}$
<b><math>^{210}\text{Pb}</math></b>	$3 \times 10^{-1}$	$4 \times 10^{-2} - 7 \times 10^{-2}$

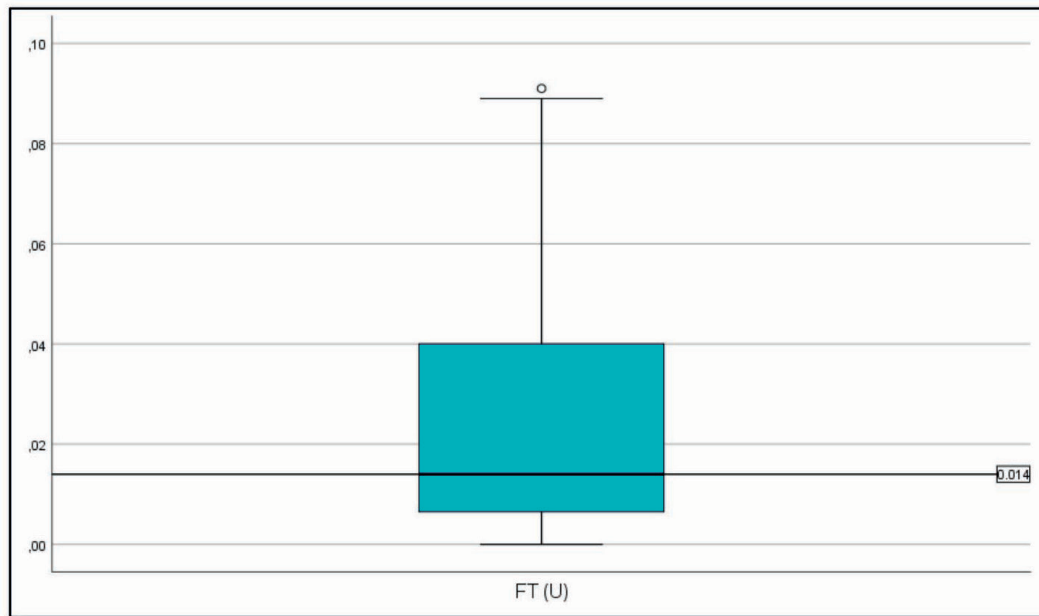
Duquène et al., (2009) presentaron también una propuesta para numerosas estimaciones de FT en forrajes, pastos y hierbas (Tabla 32) muestra los siguientes datos en suelos mineros en Eslovenia:  $^{238}\text{U}$  con una media geométrica de  $3,5 \times 10^{-2}$  de  $9,5 \times 10^{-2}$  para el  $^{226}\text{Ra}$  y de  $1,4 \times 10^{-2}$  para el  $^{210}\text{Pb}$

**Tabla 32:** Media geométrica y rango del uranio, radio y plomo estudiados por Duquene et al., (2009).

	<b>Media geométrica (Bq kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Rango (Bq kg<sup>-1</sup>)</b>
<b><math>^{238}\text{U}</math></b>	$3,5 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-4} - 13,7 \times 10^{-3}$
<b><math>^{226}\text{Ra}</math></b>	$9,5 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-2} - 1,82 \times 10^{-1}$
<b><math>^{210}\text{Pb}</math></b>	$1,4 \times 10^{-2}$	$6 \times 10^{-4} - 16 \times 10^{-3}$

Las grandes variaciones de FT para los pastos-hierbas se deben a la dependencia de las propiedades del suelo, de las condiciones climáticas y de las especies vegetales muestreadas

En nuestro estudio los valores del FT quedan reflejados en los diagramas de cajas que se presentan en las figuras 95, 96 y 97 para uranio, radio y plomo y en el resumen de datos estadísticos incluidos en las tablas 33, 34 y 35.



*Figura 95: Diagrama de caja para el FT de uranio.*

*Tabla 33: Datos estadísticos del FT de uranio.*

<b>FT Uranio</b>	
<b>Media</b>	0,0249
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	0,0197
<b>Límite inferior</b>	0,0301
<b>Varianza</b>	0,0010
<b>Mediana</b>	0,0140
<b>Desv. Stand.</b>	0,0240
<b>Mínimo</b>	0,0000
<b>Máximo</b>	0,0900
<b>Rango</b>	0,0900
<b>Curtosis</b>	0,4670

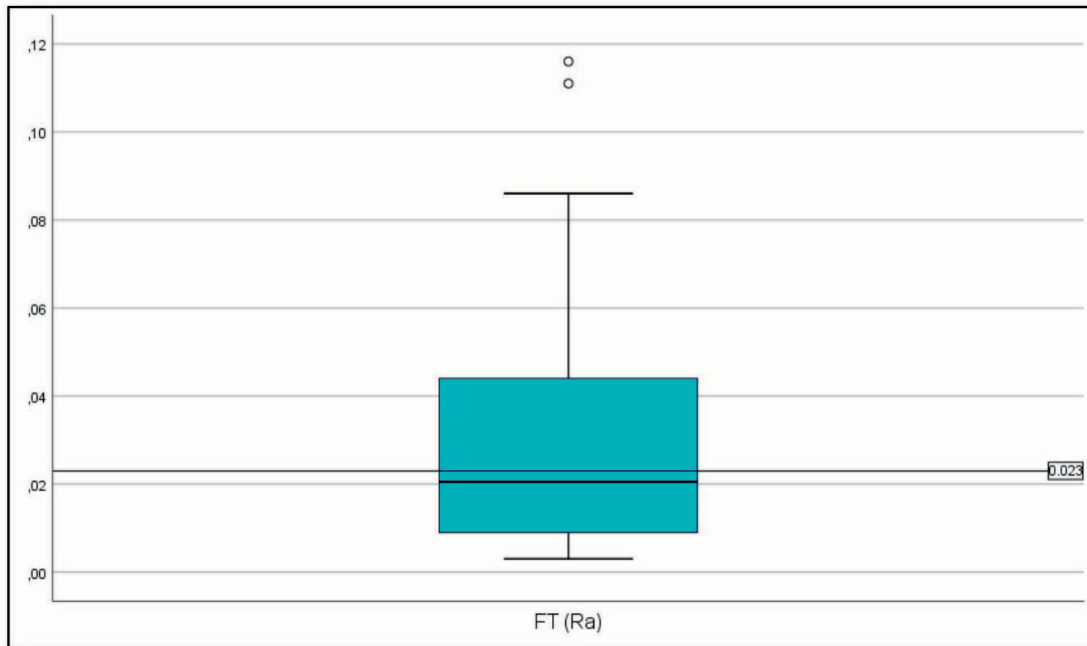


Figura 96: Diagrama de caja para el FT de radio.

Tabla 34: Datos estadísticos del FT de radio.

FT Radio	
<b>Media</b>	0,0314
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	0,0421
<b>Límite inferior</b>	0,0206
<b>Varianza</b>	0,0010
<b>Mediana</b>	0,023
<b>Desv. Stand.</b>	0,0297
<b>Mínimo</b>	0,0000
<b>Máximo</b>	0,1200
<b>Rango</b>	0,1100
<b>Curtosis</b>	2,0470

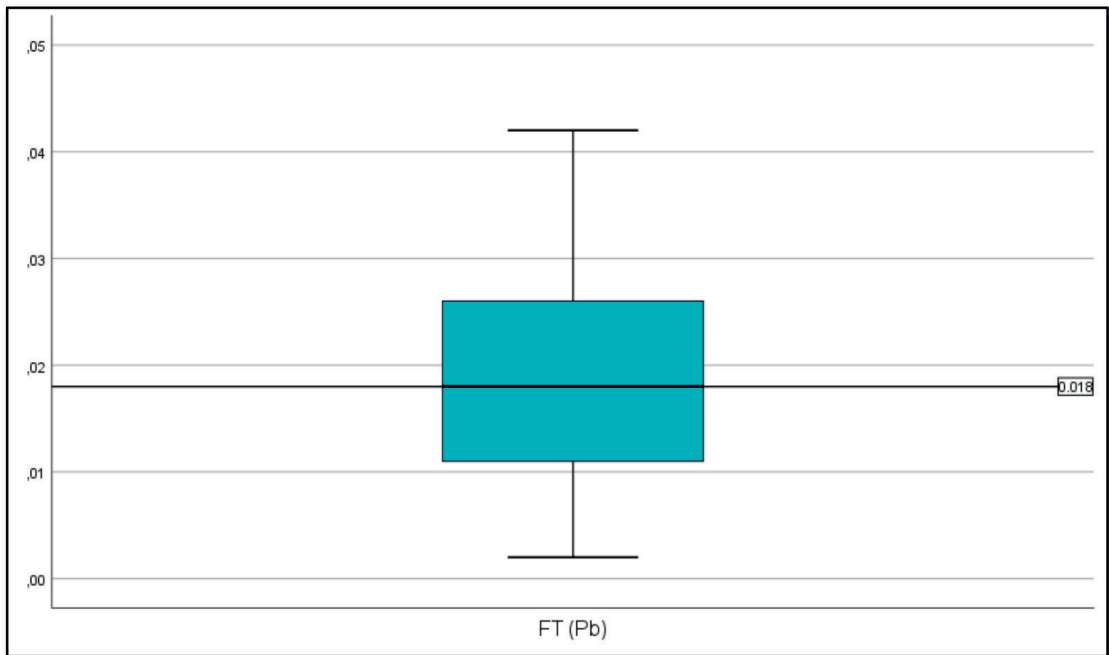


Figura 97: Diagrama de caja para el FT de plomo.

Tabla 35: Datos estadísticos del FT de plomo.

FT Plomo	
<b>Media</b>	0,0184
<b>95% de intervalo de confianza para la media</b>	
<b>Límite superior</b>	0,0216
<b>Límite inferior</b>	0,0152
<b>Varianza</b>	0,0000
<b>Mediana</b>	0,0180
<b>Desv. Stand.</b>	0,0091
<b>Mínimo</b>	0,0000
<b>Máximo</b>	0,0400
<b>Rango</b>	0,0400
<b>Curtosis</b>	-0,267

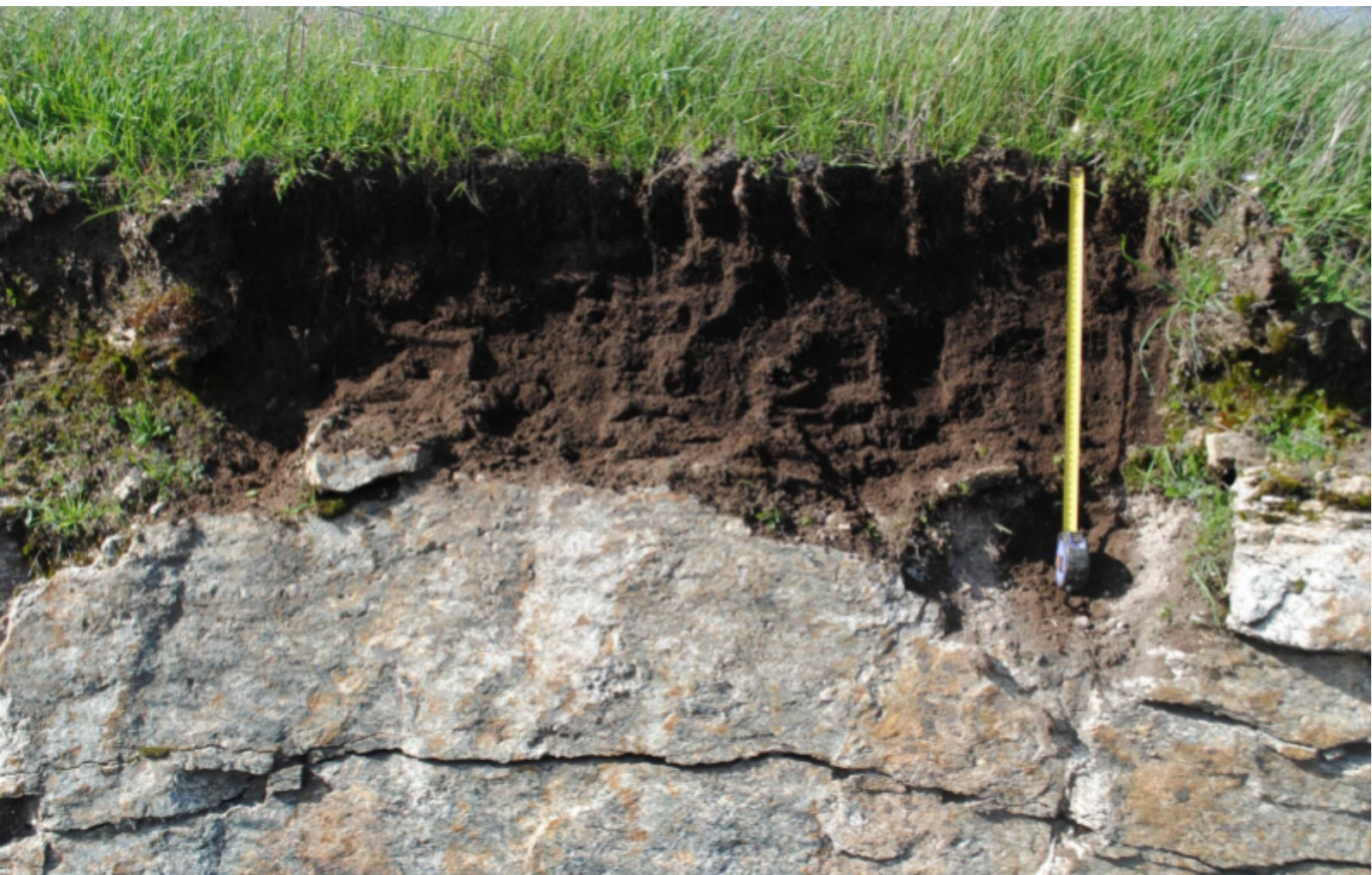
El FT de uranio en este estudio muestra una distribución log normal con un rango de  $9 \times 10^{-2}$  y un promedio de  $2,4 \times 10^{-2}$ . En general, nuestros datos son más altos que los contenidos registrados en los estudios citados, y que pueden ser debidos a una mayor disponibilidad o acumulación en la parte superior del suelo. Estos valores elevados de FT representan un riesgo alto de entrada en la cadena alimentaria. La gran variación en nuestro estudio del FT del uranio es principalmente consecuencia de la alta capacidad de absorción de la especie *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl, debido a que no se encontraron correlaciones significativas entre los parámetros del suelo y el FT del  $^{238}\text{U}$ .

El FT del  $^{226}\text{Ra}$  tiene un rango de  $1,1 \times 10^{-1}$  con un promedio de  $3,1 \times 10^{-2}$ , es decir dos veces mayor que el del uranio. El carácter arenoso de los suelos y las bajas concentraciones de cationes alcalinotérreos pueden ser la causa de estos valores. Una baja capacidad de intercambio de cationes proporciona una alta disponibilidad de  $^{226}\text{Ra}$  y bajas concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , que implica que la captación de radio no disminuye debido a la existencia de una baja competencia de absorción por parte de las raíces.

El FT del  $^{210}\text{Pb}$  tiene un rango de  $4 \times 10^{-2}$  con un promedio de  $1,80 \times 10^{-2}$ . El caso del  $^{210}\text{Pb}$  es muy diferente porque su principal fuente es el gas  $^{222}\text{Rn}$ . La transferencia de suelo a atmósfera del radón, seguida por la deposición de  $^{210}\text{Pb}$  en las hojas, también puede contribuir a la absorción de  $^{210}\text{Pb}$  por las plantas. En el caso del  $^{210}\text{Pb}$  no se encontraron correlaciones significativas entre los parámetros de suelos individuales (pH, capacidad de cambio de cationes, materia orgánica o contenido de arcilla) y el FT del plomo.

Las curvas de absorción del uranio (FT en función de la concentración de uranio en el suelo) mostraron que hasta  $70 \text{ mg kg}^{-1}$  existiría un comportamiento esencial del uranio mostrando una posterior tolerancia por las plantas (Sheppard et al., 1985). En el caso de la *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl se observó una tolerancia al uranio hasta  $240 \text{ mg kg}^{-1}$ . El modelo de absorción obtenido se corresponde a un modelo no lineal, como sugieren otros autores (Sheppard et al., 1985; Sheppard et al., 1989), que es coherente con la complejidad de la absorción del uranio por las plantas y que depende, incluso, de los ciclos circadianos y desarrollo de las plantas (Shtangeeva et al., 2010). El comportamiento esencial, observado a partir de nuestros resultados sería atribuible a la hormesis o estimulación del crecimiento de la planta causada, a bajas dosis o por concentraciones subletales, de sustancias tóxicas como es el uranio (Meyer et al., 1998, Ng et al., 2016).

# CONCLUSIONES







## CONCLUSIONES

1. Las líneas base geoquímicas de uranio en los suelos naturales del oeste de la provincia de Salamanca presentan unos valores muy superiores a los niveles de fondo obtenidos en España, pero se encuentran dentro de los rangos existentes en el Sistema Central y en el noroeste y oeste de la Península Ibérica.
2. Los resultados obtenidos para el factor de contaminación muestran que el 43,5% y 50% de las muestras estudiadas de suelos sobre pizarras y granitos, respectivamente, poseen un nivel bajo de contaminación y el 56,5% y 50% un nivel moderado de contaminación.
3. Según el índice de geo-acumulación determinado se considera que el 100% y el 83,3% de las muestras estudiadas en los suelos naturales sobre pizarras y granitos, respectivamente, corresponden a suelos no contaminados por uranio y el 16,7% de los suelos sobre granitos se consideran entre no contaminados y moderadamente contaminados.
4. Los resultados obtenidos sobre la distribución espacial del contenido de uranio en los suelos naturales del oeste de la provincia de Salamanca muestran que los mayores contenidos se localizan en los horizontes de los suelos desarrollados sobre pizarras. Los suelos con las concentraciones de uranio más bajas se localizan sobre los suelos naturales desarrollados sobre granitos.
5. Los perfiles de distribución de uranio en profundidad sugieren que el uranio es lixiviado desde la superficie del suelo por el agua de lluvia y se acumula en los horizontes inferiores con mayor contenido de arcilla, lo que sugiere una atenuación natural de la contaminación.

Conclusiones del estudio de dispersión del uranio,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en la mina de Villar de Peralonso.

6. El grado de dispersión de uranio es bajo, a pesar de su contenido elevado en la escombrera de la mina piloto de Villar de Peralonso, ya que la movilidad de este elemento es muy baja por su adsorción en los coloides del suelo, principalmente por complejos de  $\text{UO}_2^{2+}$  con aniones fosfato.
7. Se observaron desequilibrios entre los diferentes radionúclidos pertenecientes a la serie radiactiva del  $^{238}\text{U}$ . En las muestras de rizosfera, las condiciones anaeróbicas, junto con la acción de los microorganismos, hacen que se inmovilicen los diferentes constituyentes de la serie radiactiva del  $^{238}\text{U}$ , observándose unas correlaciones elevadas respecto a la materia orgánica, cantidad de limo y arcilla.

8. A partir de las concentraciones de actividad y los desequilibrios observados, se han determinado los índices de concentración equivalente de radio y alfa ( $Ra_{eq}$  e  $I\alpha$ ), y las dosis tanto absorbidas a 1 metro del suelo como efectivas anuales. Se ha propuesto una metodología de cálculo de la dosis absorbida a 1 metro del suelo, que tiene en cuenta los desequilibrios observados, así como la contribución del  $^{235}\text{U}$ , que debido a la elevada concentración de actividad de este tipo de muestras debe ser tomada en cuenta.
9. Los contenidos de uranio en suelos, indican una dispersión pequeña de la contaminación, de hasta al menos 100 m desde la escombrera de Villar de Peralonso. Asimismo, los resultados y la metodología propuesta permiten decidir que la escombrera supone un riesgo medioambiental y, por tanto, debería ser rehabilitada.
10. Existe una correlación significativa entre la biomasa y el contenido de uranio en la parte aérea de las cuatro especies de tréboles recolectadas.
11. Existe una relación significativa entre la concentración de uranio en *Aira elegantissima* Shur., *Vulpia bromoides* (L.) Gray, y *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl y las precipitaciones pluviales anuales.
12. La planta *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl no presenta ningún porcentaje de micorrización, ni de micelio del hongo, ni de vesículas, ni de arbusculos, ya que dicha planta pertenece a la familia de las Caryophyllaceas y esta familia es resistente a la formación de micorrizas, motivo por el cual es la especie vegetal que más uranio acumula en la parte aérea debido a que las micorrizas arbusculares (AM) inmovilizan metales del suelo hacia la planta y en esta especie, al no existir micorrización, se facilita la movilidad del metal a la parte aérea de la planta.
13. El Factor de Transferencia (FT) de uranio muestra valores más altos que los registrados en la bibliografía. Este hecho puede ser debido a una mayor disponibilidad o acumulación en la parte superior del suelo. Estos valores elevados de FT representan un riesgo alto de entrada en la cadena alimentaria de los radionúclidos de la serie de  $^{238}\text{U}$ .
14. El FT del  $^{226}\text{Ra}$  es dos veces mayor que el uranio, lo que está de acuerdo con los datos bibliográficos. Las características de los suelos y las bajas concentraciones de cationes alcalinotérreos pueden ser la causa.

15. El FT del  $^{210}\text{Pb}$  es muy diferente ya que su principal origen es el gas  $^{222}\text{Rn}$ . La transferencia de suelo a la atmósfera del radón, seguida por la deposición de  $^{210}\text{Pb}$  en las hojas, pueden contribuir a la absorción de  $^{210}\text{Pb}$  por las plantas.
16. La fitoextracción calculada anual (removal) del uranio en el suelo es solamente del 0,03%, probablemente debido a la limitación de absorción de las plantas por efecto de las micorrizas.
17. Los resultados obtenidos por los diferentes índices y dosis propuestas, permitirán decidir si una escombrera minera supone un riesgo medioambiental importante y, en tal caso, ser rehabilitada con las medidas de protección radiológicas necesarias.



# BIBLIOGRAFÍA





## BIBLIOGRAFÍA

- Abdelouas, A., Lutze, W., Gong, W., Nuttall, E., Strietelmeier, B., & Travis, B. (2000). Biological reduction of uranium in groundwater and subsurface soil. *Science Total Environmental*, 250 (1-3), 21-35.
- Abo-Elmagd, M., Soliman, H. A., Salman, K. A., & El-Masry, N. M. (2010). Radiological hazards of TENORM in the wasted petroleum pipes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(1), 51-54.
- Al-Hashimi, A., Evans, G., & Cox, B. (1996). Aspects of the permanent storage of uranium tailings. *Water, Air, and Soil Pollution*, 88 (1-2), 83-92.
- Allard, B., Olofsson, U., Torstenfelt, B., Kipatsi, H., & Andersson, K. (1981). Sorption of actinides in well-defined oxidation states on geologic media. *MRS Online Proceedings Library Archive*, 11, 775.
- Alloway, J. (1995). *Heavy metal in soil* (3a ed.). Springer Netherlands.
- Alonso, G., Barceló, L., & Sánchez, A. (1987). *Early diagenetic silica cementation in coarse-grained alluvial sediments (Paleocene, SW Duero Basin, Spain)*. Tunis.
- Alonso, G., Armenteros, I., Carballeira, J., Corrochano, A., Huerta, P., & Rodríguez, J. (2004). Cuenca del duero. En J. V. (ed.), *Geología de España* (pp. 550-556). SGE-IGME.
- Amaral, E., Godoy, J., Rochedo, E., Vasconcellos, L., & Ríó, M. (1988). The environmental impact of the uranium industry: Is the waste rock a significant contributor. *Radiation Protection Dosimetry*, 22(3-1), 165-171.
- Amaral, E., Alves, J. G., & Carreiro, J. V. (1992). Doses to the portuguese population due to natural gamma radiation. *Radiation Protection Dosimetry*, 45, 541-543.
- Armstrong, A., Ridge, O., Layton, D., & Livermore, L. (1994). Risk assessment applications for determining cleanup limits for uranium in treated and untreated soils [Conferencia]. *Waste management 94: working towards a cleaner environment*. United States.
- Arribas, A. (1962). Mineralogía y metalogenia de los yacimientos españoles de uranio: las pizarras uraníferas de la provincia de Salamanca. *Estudios Geográficos*, 18, 155-172.
- Arribas, A. (1964). Mineralogía y metalogenia de los yacimientos españoles de uranio en Villar de Peralonso (Salamanca). *Estudios Geológicos*, 20, 149-169.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arribas, A. (1970). Las pizarras uraníferas de la provincia de Salamanca. *Studia Geologica Salmantica*, 1, 7-45.
- Arribas, A., Izard, A., & Montes, J. (1983). Las mineralizaciones de uranio de la zona de Alameda de Gardón y su posición en el contexto geotectónico y metalogénico de las pizarras del oeste de la Provincia de Salamanca. *Studia Geológica Salmantica*, 18, 201-224.
- Arribas, A. (1985). Origen, transporte y deposición del uranio en los yacimientos en pizarras de la provincia de Salamanca. *Estudios Geológicos*, 41(5-6), 301-322.
- Arribas, A. (1987). Sobre el origen de las mineralizaciones españolas de uranio en rocas metasedimentarias. *Boletín Geológico Minero*, 98(5), 705-707.
- Arribas, A. (1992). Yacimientos españoles de Uranio. En J. García, & J. M. (eds.), Recursos minerales de España (pp. 1403- 1419). Consejo Superior de Investigaciones Científica.
- Asghar, M., Tufail, M., Sabiha, J., Abid, A., & Waqas, M. (2008). Radiological implications of granite of northern Pakistan. *Journal of Radiological Protection*, 28(3), 387-399.
- Barea, J., & Jeffries, P. (1995). Arbuscular mycorrhizas in sustainable soil-plant systems. En A. Varma, & B. H. (eds.), Myco- rrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology (pp. 521-560). Springer.
- Barillet, A., Adam, C., Palluel, O., & Devaux, A. (2007). Bioaccumulation, oxidative stress, and neurotoxicity in danio rerio exposed to different isotopic compositions of uranium. *Environmental Toxicology*, 26(3), 497-505.
- Barnett, M., Jardine, P., Brooks, S., & Selim, H. (2000). Adsorption and transport of uranium (VI) in subsurface media. *Soil Science Society of America*, 64(3), 908-917.
- Baumgartner, A., Stietka, M., Kabrt, F., Wiedner, H., & Maringer, F. (2017). Study of particular problems appearing in NORM samples and recommendations for best practice gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 126, 285-288.
- Bednar, A., Medina, V., Ulmer-Scholle, D., Frey, B., Johnson, B., Brostoff, W., & Larson, S. (2007). Effects of organic matter on the distribution of uranium in soil and plant matrices. *Chemosphere*, 70(2), 237-247.



- Berthelin, J., & Munier-Lamy, C. (1983). Microbial mobilization and preconcentration of uranium from various rock materials by fungi. *Ecological Bulletins*, (35), 395-401.
- Bettencourt, A., Teixeira, M., Elías, M., & Faisca, M. (1988). Soil to plant transfer of  $^{226}\text{Ra}$ . *Journal of Environmental Radioactivity*, 6 (1), 49-60.
- Blanco, P., Vera, F., & Lozano, J. (2001). Concerning the low uranium and thorium yields in the electrodeposition process of soil and sediment analyses. *Applied Radiation and Isotopes*, 54(1), 29-33.
- Blanco, P., Vera, F., & Lozano, J. (2002). About the assumption of linearity in soil-to-plant transfer factors for uranium and thorium isotopes and  $^{226}\text{Ra}$ . *Science of The Total Environment*, 284(1-3), 167-175.
- Blanco, P., Vera, F., Lozano, J., & Pérez-Fernández, M. (2008). Influence of soil texture on the distribution and availability of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ , and  $^{226}\text{Ra}$  in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(8), 1247-1254.
- Blanco, P., Lozano, C., & Vera, F. (2009). The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and  $^{226}\text{Ra}$  under different milieu conditions. *Chemosphere*, 74(2), 293-300.
- Blanco, P., Vera, F., Lozano, J., & Pérez-Fernández, M. (2010). Transfer of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , and  $^{210}\text{Pb}$  from soils to tree and shrub species in a Mediterranean area. *Applied Radiation and Isotopes*, 68(6), 1154-1159.
- Blanco, P., Vera, F., & Lozano, J. (2014). Assessing distribution of natural radionuclides in a mineralized uranium area in south-west of the Iberian Peninsula. *Chemosphere*, 95, 527-534.
- Both, R., Arribas, A., & Saint André, B. D. (1994). The origin of breccia hosted uranium deposits in carbonaceous metasediments in the Iberian Peninsula. *Economic Geology*, 89(3), 584-601.
- Bruggeman, C., Maes, N., Christiansen, B., Stipp, S., Breynaert, E., Maes, A., Regenspurg, S., Malström, M. E., Liu, X., Grambow, B., & Schäfer, Th. (2012). Redox-active phases and radionuclide equilibrium valence state in subsurface environments-New insights from the 6th EC FP IP FUNMIG. *Applied Geochemistry*, 27(2), 404-413.
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T., & Malajczuk, N. (1996). *Working with mycorrhizas in forestry and agriculture*. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR).

- Bunzl, K. (2002). Transport of fallout radiocesium in the soil by bioturbation: a random walk model and application to a forest soil with a high abundance of earthworms. *The Science of The Total Environment*, 293(1-3), 191-200.
- Cabo, A. (1955). La Armuña y su evolución económica. *Estudios Geográficos*, 16(59), 367-427.
- Cambell, K., Gallegos, T., & Landa, E. (2014). Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation. *Applied Geochemistry*, 57, 206-235.
- Camus, H., Little, R., Acton, D., Agüero, A., Chambers, D., Chamney, L., Daroussin, J., Droppo, J., Ferry, C., Gnanapragasam, E., Hallam, C., Horyna, J., Lush, D., Stammers, D., Takahashi, T., Toro, L., & Yu, C. (1999). Long-term contaminant migration and impacts from uranium mill tailings. *Journal of Environmental Radioactivity*, 42(2-3), 289-304.
- Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME]. (2007). *Canadian soil quality guidelines for uranium: Environmental and Human Health*. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Carballeira, J., Corrales, I., & Pol, C. (1980). Características del Ordovícico inferior en las Unidades de Tamames-Sierra de Francia (Salamanca-Cáceres) [Congreso]. IX Congreso Regional de Sedimentología. Guía de Sesiones de Campo, Salamanca.
- Carvalho, F., Madruga, M., Reis, M., Alves, J., Oliveira, J., Gouveia, J., & Silva, L. (2007). Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environment Radioactivity*, 96(1-3), 39-46.
- Carvalho, F., Oliveira, M., & Malta, M. (2011). Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering*, 37(7), 1058-1063.
- Casas, R., De Pablo, J., Giménez, J., Torrero, M., Bruno, J., Cera, E., Finch, R. J., & Ewing, R. (1998). The role of pe, pH, and carbonate on the solubility of UO<sub>2</sub> and uraninite under nominally reducing conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 62(13), 2223-2231.
- Castroviejo, M., Laínz, G., López, P., Montserrat, F., & Muñoz, J. (1990). Flora ibérica. *Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vol VII (I) . *Platanaceae-Plumbaginaceae*. Madrid. Real Jardín Botánico. Csic.
- Catalano, J., & Brown, G. (2005). Uranyl adsorption onto montmorillonite: evaluation of binding sites and carbonate complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(12), 2995-3005.

- Cazzola, P., Cena, A., Ghignone, S., Abete, M., & Andruetto, S. (2004). Experimental system to displace radioisotopes from upper to deeper soil layers: chemical research. *Environmental health*, 3(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-3-5>.
- Charrin, N., Moisy, P., & Blanc, P. (2001). Determination of fictive binary data for uranium (IV) nitrate: preliminary results. *Radiochimica Acta*, 89(9), 579-586.
- Charro, E., Pardo, R., & Peña, V. (2013). Statistical analysis of the spatial distribution of radionuclides in soils around a coal-fired power plant in Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 124, 84-92.
- Chen, M., Lena, Q., & Harris, W. (1999). Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *Journal of Environmental Quality*, 28(4), 1173-1181.
- Chen, B., Zhu, T., Zhang, X., & Jakobsen, I. (2005). The influence of mycorrhiza on uranium and phosphorus uptake by barley plants from a field-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 12(6), 325-331.
- Chen, S., Zhu, Y., & Hu, G. (2005). Soil to plant transfer of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{232}\text{Th}$  on a uranium mining-impacted soil from south-eastern China. *Journal of Environmental Radioactivity*, 82(2), 223-236.
- Chisholm-Brause, C., Berg, J., Matzner, R., & Morris, D. (2001). Uranium (VI) Sorption complexes on montmorillonite as a function of solution chemistry. *Journal Colloid Interface Science*, 233(1), 38-49.
- Coughtrey, P., & Thorne, M. (1983). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A critical review of data (vol. 2). Netherlands
- Cowart, J., & Burnett, W. (1994). The distribution of uranium and thorium decay-series radionuclides in the environment. *Journal of Environmental Quality*, 23(4), 651-662.
- Daniell, T., Husband, R., Fitter, A., & Young, J. (2001). Molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing arable crops. *FEMS Microbiology Ecology*, 36(2-3), 203-209.
- Derbyshire, M., Ingelbrecht, C., DeCorte, F., Haute, P. V., & Ham, J. V. (2001). Preparation of two uranium glass reference materials for fission-track dating of geological samples. *Radiation Measurements*, 34(1-6), 419-422.

- De Saint-André, D., & Arribas, A. (1987). U/Pb systematics and age of vein-like uranium deposits in metasedimentary rocks: the case of the Fe orebody, Salamanca (Spain). *Geochimistry of Hydrothermal Ore Forming Processes*, 762.
- De Vos, W., Tarvainen, T., Salminen, R., Reeder, S., De Vivo, B., Demetriades, A., Pirc, S., Batista, M.J., Marsina, K., & Ottesen, R. (2006). Geochemical atlas of Europe, part 2: Interpretation of geochemical maps, additional tables, figures, maps and related publications. Geological Survey of Finland.
- Diez Balda, M. A. (1982). El Complejo Esquisto- grauváquico, las series paleozoicas y la estructura hercínica al sur de Salamanca ". Tesis doctoral. Universidad de Salamanca.
- Długosz-Lisiecka, M., & Bem, H. (2013). Fast procedure for self-absorption correction for low  $\gamma$  energy radionuclide  $^{210}\text{Pb}$  determination in solid environmental samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 298(1), 495-499.
- Dowdall, M., Selnaes, Ø., Gwynn, J., & Davids, C. (2004). Simultaneous determination of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{238}\text{U}$  in soil and environmental materials by gamma-spectrometry in the absence of radium progeny equilibrium. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 261(3), 513-521.
- Dudka, S., Piotrowska, M., & Terelak, H. (1996). Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study. *Environmental Pollution*, 94(2), 181-188.
- Duff, C., Amrhein, C., Bertsch, P., & Hunter, D. (1997). The chemistry of uranium in evaporation pond sediment in the San Joaquin valley, California, USA, using X-ray fluorescence and XANES techniques. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(1), 73-81.
- Duff, C. M., Urbanik, J., Douglas, C., & Hunter, B. (2002). Uranium co-precipitation with iron oxide minerals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(20), 3533-3547.
- Dupré, H., Joner, E. J., Leyval, C., Jakobsen, I., Chen, B. D., Roos, P., Thiry, Y., Rufyikiri, G., Delvaux, B., & Declerck, S. (2008). Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on uranium accumulation by plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(5), 775-784.
- Duquène, L., Vandenhove, H., Tack, F., Meers, E., Baeten, J., & Wannijnna, J. (2009). Enhanced phytoextraction of uranium and selected heavy metals by Indian mustard and ryegrass using biodegradable soil amendments. *Science of The Total Environment*, 407(5), 1496-1505.

- Durakovic, A., Dietz, L., & Zimmerman, I. (2003). Differential decay analysis of the alpha dose of depleted uranium and the neoplastic risk in the lungs of Gulf War veterans. *Journal of Nuclear Medicine*, 44, 326.
- Dushenkov, S. (2003). Trends in phytoremediation of radionuclides. *Plant and Soil*, 249(1), 167-175.
- Ebbs, S., Brady, D., & Kochian, L. (1998). Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *Journal of Experimental Botany*, 49(324), 1183-1190.
- Echevarría, G., Sheppard, M., & Morel, J. (2001). Effect of pH on the sorption of uranium in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 53(1), 257-264.
- Ekdal, E., Karali, T., & Sac, M. (2006). <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey. *Radiation Measurements*, 41(1), 72-77.
- Elles, P., & Lee, S. (1998). Uranium solubility of carbonate-rich uranium contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 107, 147-162.
- Emsley, J. (2001). *Nature's Building Blocks: An A-Z Guide to the Emsley Elements*. Oxford University Press.
- Enamorado, M., Abril, M., Perriáñez, L., Polvillo, A., Delgado, J., & Quintero, M. (2009). Transfer of Cd, Pb, Ra and U from phosphogypsum amended soils to tomato Plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 203(1), 65-77.
- EN-UNE (2002). Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 4 : Ensayo por lotes de dos etapas con una relación líquido-sólido de 10 L/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 10 mm (con o sin reducción de tamaño). UNE-EN 12457-4:2002.
- Environmental Protection Agency [EPA]. (2004). *National primary drinking water regulations: Minor corrections and clarification to drinking water regulations; national primary drinking water regulations for lead and copper*. Fed. Reg. 69, 38850-38857. Environmental Protection Agency of the US.
- Environmental Protection Agency [EPA]. (1999). Health risk reduction and cost analysis for radon in drinking water. Fed. Reg. 64 (38), 9559. Environmental Protection Agency of the US.
- Fellows, R., Ainsworth, C., Driver, C., & Cataldo, D. (1998). Dynamics and transformations of radionuclides in soils and ecosystem health. *Journal Soil Chemistry and Ecosystem Health*, 52, 85-112.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fernández, J. (1970). Génesis de los yacimientos uraníferos en metasedimentos de Salamanca (España). *Uranium Explo- ration Geology*, 243-252.
- Ferrera-Cerrato, R., González-Chávez, M., & Rodríguez-Mendoza, M. (1993). *Manual de agromicrobiología*. Trillas.
- Forteza del Rey, M. (1985). Caracterización agroclimática de la Provincia de Salamanca. En *Caracterización Agroclimática de las Provincias Españolas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Galvão, J., Bettencourt, A., Teixeira, M., & Elías, M. (1988). Environmental radiological impact of some portuguese uranium mines. *Radiation Protection Dosimetry*, 24(1-4), 321-325.
- García, E. (1971). *Aspectos geográficos de la población y de las construcciones rurales salmantinas*. Universidad de Salamanca.
- García-Talavera, M., Laedermann, J., Décombaz, M., Daza, M., & Quintana, B. (2001). Coincidence summing corrections for the natural decay series in g-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 54(5), 769-776.
- García-Talavera, M. (2003). Evaluation of the suitability of various gamma lines for the gamma spectrometric determination of  $^{238}\text{U}$  in environmental samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 59(2-3), 165-173.
- Garmendia, J. (1964). *Estudio climatológico de la provincia de Salamanca*. Instituto de Orientación y Asistencia Técnica del Oeste [IOATO].
- Gasó, M., Segovia, N., Cervantes, M., Herrera, T., & Pérez-Silva, E. (2000). Internal radiation dose from  $^{137}\text{Cs}$  due to the consumption of mushrooms from a Mexican temperate mixed forest. *Radiation Protection Dosimetry*, 87(3), 213-216.
- Gavrilescu, M., Pavel, L., & Cretescu, I. (2009). Characterization and remediation of soils contaminated with uranium. *Journal Hazardous Materials*, 16(2-3), 475-510.
- Gehring, C., & Whitham, T. (1992). Reduced mycorrhizae on *Juniperus monosperma* with mistletoe: the influence of environmental stress and tree gender on a plant parasite and a plant-fungal mutualism. *Oecología*, 89(2), 298-303.
- Gerzabek, M., Strebl, F., & Temmel, B. (1998). Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments. *Journal of Environmental Pollution*, 99(1), 93-103.

- Greeman, D., Rose, A., Washington, J., Dobos, R., & Ciolkosz, E. (1999). Geochemistry of radium in soils of the Eastern United States. *Applied Geochemistry*, 14(3), 365-385.
- Gil-Pacheco, E., Suárez-Navarro, J. A., Sánchez-Gonzalez, S. M., Suárez-Navarro, M. J., Hernaiz, G., García-Sánchez, A. (2020). A radiological index for evaluating the impact of an abandoned uranium mining area in Salamanca, Western Spain. *Environmental Pollution*, 258, 113825.
- Gil-Pacheco, E., Suárez-Navarro, J. A., Fernández-Salegui, A. B., Sánchez-Gonzalez, S. M., Suárez-Navarro, M. J., García-Sánchez, A. (2021). Factors that influence the absorption of uranium by indigenous plants on the spoil tip of an abandoned mine in western Spain. *Science of the Total Environment*, 759, 143571.
- Gueniot, B., Munier-Lamy, C., & Berthelin, J. (1988). Geochemical behaviour of uranium in soil, Part I. Influence of pedogenic processes on the distribution of uranium in aerated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 31(1), 21-37.
- Gulati, K., Oswal, M., & Nagpaul, K. (1980). Cite as Assimilation of uranium by wheat and tomato plants. *Plant and Soil*, 55(1), 55-59.
- Hansen, R., & Stout, P. (1968). Isotopic distributions of uranium and thorium in soils. *Journal Soil Science*, 105(1), 44-50.
- Hansen, R., & Stout, P. (1970). Radioactivity of a California terrace soil. *Journal Soil Science*, 110(1), 31-36.
- Haque, K. E., & Ritcey, G. M. (1983). Leaching of radionuclides from uranium mill tailings and their flotation concentrates by hydrochloric acid and chloride salts. *Hydrometallurgy*, 11(1), 91-10.
- Hawksworth, D., Sutton, B., & Ainsworth, G. (1983). *Ainsworth and bisby's dictionary of the fungi*. Clinical Microbiology and Infection [CMI].
- Heiland, K. (1986). *Analysis of trace elements in phosphate rock of various deposits and industrially processed phosphates by INAA* (Tesis doctoral). Universität Hamburg.
- Hendrickson, L., & Corey, R. (1981). Effect of equilibrium metal concentrations on apparent selectivity coefficients of soil. *Journal Soil Science*, 131(1), 163-171.
- Higgo, J., Kinniburgh, D., Smith, B., & Tipping, E. (1996). Complexation of  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{UO}_2^{2+}$  and  $\text{Ca}^{2+}$  by humic substances in groundwaters. *Radiochimica Acta*, 61(2), 91-104.

- Honrubia, M., Torres, P., Díaz, G., & Cano, A. (1992). *Manual para micorrizar plantas en viveros forestales*. Proyecto LUCDEME VII.
- Hudson, E., Terminello, L., Viani, B., Denecke, M., Reich, T., & Allen, P. (1999). The structure of U<sup>6+</sup> sorption complexes on vermiculite and hydrobiotite. *Clays and Clay Minerals*, 47(4), 439-457.
- Ibrahim, S., & Whicker, F. (1990). Comparative plant uptake and environmental behavior of U-series radionuclides at a uranium mine-mill. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 156(2), 253-267.
- Ingwersen, J., & Streck, T. (2005). A Regional-Scale study on the crop uptake of cadmium from sandy soils: Measurement and Modeling. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 1026-1035.
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2000a). [Mapa geológico de España 1:50.000. Vitigudino,450] Obtenido de [http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4\\_G50/Magna50\\_451.pdf](http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4_G50/Magna50_451.pdf)
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2000a). [Mapa geológico de España 1:50.000. Ledesma,451]. Obtenido de [http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4\\_G50/Magna50\\_451.pdf](http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4_G50/Magna50_451.pdf)
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2000c). [Mapa geológico de España 1:50.000, Villa Vieja de Yeltes,476]. Obtenido de [http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4\\_G50/Magna50\\_476.pdf](http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d4_G50/Magna50_476.pdf)
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2000b). [Mapa geológico de España 1:50.000, Villar de Ciervo,500]. Obtenido de [http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d5\\_G50/Magna50\\_500.pdf](http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d5_G50/Magna50_500.pdf)
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (1990). [Mapa geológico de España 1:50.000, Ciudad Rodrigo 525]. Obtenido de [http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d5\\_G50/Magna50\\_525.pdf](http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d5_G50/Magna50_525.pdf)
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2012). *Isovalues maps of Uranium. Maps of sediments, upper and lower soils for Uranium generated in the project Geochemical Atlas of Spain*. Obtenido de [http://mapas.igme.es/servicios/wms.aspx?lang=eng&url=http://mapas.igme.es/gis/services/AtlasGeoquimico/IGME\\_Mapaisovalores2012\\_U/MapServer/WMSServer?service=wms request=getcapabilities version=1.3.0](http://mapas.igme.es/servicios/wms.aspx?lang=eng&url=http://mapas.igme.es/gis/services/AtlasGeoquimico/IGME_Mapaisovalores2012_U/MapServer/WMSServer?service=wms request=getcapabilities version=1.3.0).
- International Atomic Energy Agency [IAEA]. (2010). *Safety Standards for protecting people and the environment. Safety of uranium fuel fabrication facilities. Specific Safety Guide. No. SSG-6*. International Atomic Energy Agency.



- International Organization for Standardization [ISO]. (2005). ISO/DIS 19258: *Soil Quality. Guidance on the determination of background values*. Obtenido de <https://www.iso.org/standard/67982.html>
- International Union of Soil Sciences [IUSS]. (2015). *International Decade of Soils 2015-2024*. Obtenido de <https://www.iuss.org/international-decade-of-soils/>
- Irhaa, N., Steinnesb, E., Kirsoa, U., & Petersellc, V. (2009). Mobility of Cd, Pb, Cu, and Cr in some Estonian soil types. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 58(3), 209-214.
- Janković, M., & Todorović, D. (2011). Concentrations of natural radionuclides in imported zirconium minerals. *Nuclear Technology and Radiation Protection*, 26(2), 110-114.
- Joshi, S. (1989). Determination of  $^{241}\text{Am}$  in sediments by direct counting of low-energy photons. *Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part A. Applied Radiation and Isotopes*, 40(8), 691-699.
- Julivert, M., Fontbote, J. M., Ribeiro, A., & Conde, L. (1973). *Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares*. Escala 1:1.000.000. Madrid: IGME.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants* (3a ed.). CRC Press.
- Kalinowski, B., Oskarsson, A., Albinsson, Y., Arlinger, J., Ödegaard-Jensen, A., Andlid, T., & Pedersen, K. (2004). Microbial leaching of uranium and other trace elements from shale mine tailings at Ranstad. *Geoderma*, 122(2-4), 177-194.
- Karhunen, J., & Vermeulen, S. (2000). Natural radioactivity of phosphates and phosphogypsum. *International Journal of Fertility and Sterility*, 378, 75-81.
- Kobyay, Y., Taşkın, H., Yeşilkanat, C., Varinlioğlu, A., & Korcak, S. (2015). Natural and artificial radioactivity assessment of dam lakes sediments in Çoruh River, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 303(1), 287-295.
- Kunzendorf, H. (1996). A practical approach for self-absorption correction in  $^{210}\text{Pb}$  gamma-spectrometric dating. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 204(1), 23-31.
- Ladero, M. (2014). Salamanca y sus peculiaridades bóticas. *Discurso de ingreso en la Real Academia de Farmacia*. Madrid.
- Ladero, M., Díaz, T., Penas, A., Rivas, S., & Valle, C. (1987). Datos sobre la vegetación de las Cordilleras Central y Cantábrica. *Itinera geobotánica*, (1), 3-147.

- Langmuir, D. (1978). Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(6), 547-569.
- Laroche, L., Henner, P., Camilleri, V., Morello, M., & Garnier-Laplace, J. (2005). Root uptake of uranium by a higher plant model (*Phaseolus vulgaris*) bioavailability from soil solution. *Nuclear Technology and Radiation Protection*, 40(S1), 33-39.
- Leggett, R. (1994). Basis for the ICRP's age specific biokinetic model for uranium. *Health Physics*, 67(6), 589-610.
- Le Roux, G. (2007). Radionucléides naturels en France, approche géochimique de la variabilité des radionucléides naturels d'origine tellurique (40K et chaînes U-Th) dans les sols et les sédiments, (Vol. 21).
- Leyval, C., Singh, B., & Janer, E. (1995). Occurrence and infectivity of arbuscular mycorrhizal fungi in some Norwegian soils influenced by heavy metals and soil properties. *Water, Air, and Soil Pollution*, 83(1), 203-216.
- Li, G., Hu, N., Ding, X., Zheng, J., Liu, Yu., Wang, Yong., & Nie, X. (2011). Screening of plant species for phytoremediation of uranium, thorium, barium, nickel, strontium and lead contaminated soils from a uranium mill tailings repository in South China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(6), 646-652
- Linsalata, P. (1994b). Uranium and thorium decay series radionuclides in human and animal foodchains. A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23(4), 633-642.
- Liu, B., Peng, T., Sun, H., & Yue, H. (2017). Release behavior of uranium in uranium mill tailings under environmental conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 171, 160-168.
- Llorente, A. (1976). *Las comarcas históricas y actuales de la Provincia de Salamanca* (vol. 28). Centro de Estudios Salmantinos.
- Locutura, J., Ballester, A. B., García-Cortés, Á., & Romero, M. (2012). *Atlas geoquímico de España*. Instituto Geológico y Minero de España [IGME].
- López-Plaza, M., López-Moro, J., Preto, E., & Souza, L. (2005). Roteiro IV. En E. Preto, & A. A. (eds.), *Património Geológico Transfronteiriço na região do Douro* (pp. 79-94). Centro Universitario de Tecnología y Arte Digital.
- Lottermoser, B. G., Ashley, P. M., & Costelloe, M. T., (2005) Contaminant dispersion at the rehabilitated Mary Kathleen uranium mine, *Australia. Environmental Geology*. 48 748-76.

- Lotze, F. (1950). Observaciones respecto a la división de los variscides de la Meseta Ibérica. *Publicaciones Extranjeras Sobre Geología de España*, 5, 149-166.
- Lowson, R., Short, S., Davey, B., & Gray, D. (1986).  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  and  $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$  activity ratios in mineral phases of lateritic weathered zone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50(8), 1697-1702.
- Madrugá, M., Brogueira, A., Alberto, G., & Cardoso, F. (2001).  $^{226}\text{Ra}$  bioavailability to plants at the Urgeiriça uranium mill tailings site. *Journal of Environmental Radioactivity*, 54(1), 175-188.
- Markose, P., Bhat, I., & Pillai, K. (1993). Some characteristics of  $^{226}\text{Ra}$  transfer from soil and uranium mill tailings to plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 21(2), 131-142.
- Mathews, T., Beagelin-Seiller, K., Ganier-Laplace, J., Adam, C., & Della-Vedora, C. (2009). A Probabilistic assessment of the chemical and radiological risks of chronic exposure to uranium in freshwater ecosystems. *Environmental Science Technology*, 43 (17), 6684-6690
- Martín, A., Crusius, J., Jay, J., & Yanful, E. (2003). The mobility of  $^{226}\text{Ra}$  and trace metals in pre-oxidized subaqueous uranium mill tailings. *Applied Geochemistry*, 18(7), 1095-1110.
- Martín Calvo, M., Coma Molist, F., & Ranz Buquerin, I. (1988). Contribución al análisis geológico, mineralógico y metalogé- nico del yacimiento de uranio Mina Fe, Saelices el Chico, Salamanca. *Boletín Geológico Minero*, 99(1), 102-119.
- Martín Izard, A. (1986). Las mineralizaciones uraníferas del CEG en la provincia de Salamanca. *Studia Geologica Salmanticensis*, 23, 7-59.
- Martín Serrano, A., Cantano, M., Carral, P., Rubio, F., & Mediavilla, R. (1988). La degradación cuaternaria del piedemonte del Río Yeltes (Salamanca). *Cuaternalario y Geomorfología*, 12(1-2), 5-17.
- Mauring, A., & Gäfvert, T. (2013). Radon tightness of different sample sealing methods for gamma spectrometric measurements of  $^{226}\text{Ra}$ . *Applied Radiation and Isotopes*, 81, 92-95.
- Mauring, A., & Gäfvert, T. (2014). Implications for analysis of  $^{226}\text{Ra}$  in a low-level gamma spectrometry laboratory due to variations in radon background levels. *Applied Radiation and Isotopes*, 94, 54-59.
- Maver, P., Korun, M., Martelanc, M., & Vodenik, B. (2012). A comparative study of the radon-induced background in low-le-

vel gamma-ray spectrometers. *Applied Radiation and Isotopes : Including Data, Instrumentation and Methods for Use in Agriculture, Industry and Medicine*, 70(1), 324-331.

McBride, M. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press.

McBride, M. (1994). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? *Journal of Environmental Quality*, 24(1), 5-18.

Megumi, K. (1979). Radiative equilibrium of uranium and actinium series nuclides in soil. *Journal of Geophysical Research Solid Earth*, 84(B7), 3677-3682.

Meyer, M., Lendon, T. M., & Price, D. (1998). Evidence of depleted uranium-induced hormesis and differential plant response in three grasses. *Journal of Plant Nutrition*, 21(11), 2475-2484.

Miller, A., Stewart, M., Brooks, K., Shi, L., & Page, N. (2002). Depleted uranium-catalyzed oxidative DNA damage: Absence of significant alpha particle decay. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 91(1), 246-252.

Mitchell, N., Pérez-Sánchez, D., & Thorne, M. (2013). A review of the behaviour of <sup>238</sup>U series radionuclides in soils and plants. *Journal of Radiological Protection*, 33(2), R17-R48.

Morishima, M., Koga, T., Kawai, H., Honda, Y., & Katsurayama, K. (1977). Studies on the movement and distribution of uranium in the environments distribution of uranium in agricultural products. *Journal of Radiation Research*, 18(2), 139-150.

Morrison, S., Tripathi, V., & Spangler, R. (1995). Coupled reaction/transport modeling of a chemical barrier for controlling uranium (VI) contamination in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 17(4), 347-363.

Morton, L., Evans, C., Harbotle, G., & Estes, G. (2001). Pedologic fractionation and bioavailability of uranium and thorium in naturally radioactive spodosols. *Soil Science Society of America Journal*, 65(1), 1197-1203.

Mortvedt, J. (1994). Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides. *Journal of Environment Quality*, 23(4), 643-650.

Murakami, T., Ohnuki, T., Isobe, H., & Sato, T. (1997). Mobility of uranium during weathering. *American Mineralogist*, 82(9-10), 888-899.

- Murray, A., Marten, R., Johnson, A., & Martin, P. (1987). Analysis for naturally occurring radionuclides at environmental concentrations by gamma spectrometry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 115(2), 263-288.
- Nanlon, A. (1994). Naturally occurring radionuclides in agricultural products: an overview. *Journal of Environment Quality*, 23(4), 630-632.
- Nathwani, J., & Phillips, C. (1979). Adsorption of  $^{226}\text{Ra}$  by soils. *Chemosphere*, 8(5), 285-291.
- National Council on Radiation Protection and Measurements [NCRP]. (1987). *Ionizing radiation exposure of the population of the United States*. National Council on Radiation Protection and Measurements.
- National Council on Radiation Protection and Measurements [NCRP]. (1991) *Management of Exposure to Ionizing Radiation: Radiation Protection Guidance for the United States*. National Council on Radiation Protection and Measurements.
- Nash, J. T. (1979). Uranium and thorium in granitic rocks of northeastern Washington and northern Idaho, with comments on uranium resource potential. US Geological Survey.
- Navas, A., Gaspar, L., López-Vicente, M., & Machín, J. (2011). Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees). *Radiation Measurements*, 46(2), 261-269.
- Ng, C., Cheng, S., & Yu, K. (2016). Hormetic effect induced by depleted uranium in zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, 175, 184-191.
- Ohnuki, T., Kozai, N., Samadfam, M., & Yasuda, R. (2004). The formation of autunite  $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)(\text{H}_2\text{O})$  within the leached layer of dissolving apatite: Incorporation mechanism of uranium by apatite. *Chemical Geology*, 211(1-2), 1-14.
- Oliver, S., & Calabuig, L. (1979). Factores termopluviométricos. Estudio integrado y multidisciplinario de la dehesa salmantina. En Estudio integrado y multidisciplinario de la dehesa salmantina (pp. 101-155). Centro de Edafología y Biología Aplicada.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2001). Efectos del uranio empobrecido en la salud [Asamblea]. 54ª Asamblea Mundial de la Salud A54/19. Punto 13.10 del orden del día provisional. Organización Mundial de la Salud. [https://apps.who.int/gb/archive/pdf\\_files/WHA54/sa5419.pdf](https://apps.who.int/gb/archive/pdf_files/WHA54/sa5419.pdf)

- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2011). *Uranium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. Organización Mundial de la Salud.
- Pais, I., & Beton, J. (1997). *The Handbook of Trace Elements*. CRC Press.
- Pardue, J., & Guo, T. (1998). Biogeochemistry of  $^{226}\text{Ra}$  in contaminated bottom sediments and oilfield waste pits. *Journal of Environmental Radioactivity*, 39(3), 239-253.
- Pawlowska, T., Blaszkowski, J., & Ruhling, A. (1996). The mycorrhizal status of plants colonizing a calamine spoil mound in southern Poland. *Mycorrhizae*, 6(6), 499-505.
- Pawlowska, T., Chaney, R., Chin, M., & Charvat, I. (2000). Effects of metal phytoextraction practices on the indigenous community of arbuscular mycorrhizal fungi at a metal contaminated landfill. *Journal Environment Microbiology*, 66(6), 2526-2530.
- Penna-Franca, E., Fiszman, M., Labo, N., Trindade, H., Costa-Ribeiro, C., & Santos, P. (1970). Radioactivity in the diet in high background areas of Brazil. *Journal of Physics*, 19(5), 657-662.
- Pfeffer, P., Bago, B., & Shachar-Hill, Y. (2001). Exploring mycorrhizal function with NMR spectroscopy. *New Phytologist*, 150(3), 543-553.
- Pietrzak-Fils, Z., Chrzanowski, E., & Dembinska, S. (1997). Intake of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  with food in Poland. *Science of The Total Environment*, 203(2), 157-165.
- Plant, J., Reeder, S., Salminen, R., Smith, D., Tarvainen, T., De Vivo, B., & Peterson, M. (2003). The distribution of uranium over Europe: Geological and environmental significance. *Applied Earth Science*, 112(3), 221-238.
- Pulhani, V., Dafauti, S., Hegde, A., Sharma, R., & Mishra, U. (2005). Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 79(3), 331-346.
- Pumpel, T., & Paknikar, K. M. (2001). Bioremediation technologies for metal-containing wastewaters using metabolically active microorganisms. *Advances in applied microbiology*, 48, 135-171.
- Quindós, L., Fernández, P., Gómez, J., Ródenas, C., Sainz, C., Martín, J., & Arteche, J. (2004). Population dose in the vicinity of old Spanish uranium mines. *Science of The Total Environment*, 329(1-3), 283-288.

- Quindós, L., Fernández, P., Gómez, J., Sainz, C., & Fernández, J. (2004). Natural gamma radiation map (MARNA) and indoor radon levels in Spain. *Environment International*, 29(8), 1091-1096.
- Regenspurg, S., Margot-Roquier, C., Harfouche, M., & Froidevaux, P. (2010). Speciation of naturally-accumulated uranium in an organic-rich soil of an alpine region (Switzerland). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(7), 2082-2098.
- Repin, V., Bondarenko, O., Novak, N., Tsygankov, N., & Aryason, B. (1998). Possibility of monitoring internal contaminated zone at the last stage of the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 79(1-4), 183-186.
- Ribera, D., Labrot, F., Narbonne, J., & Tisnerat, G. (1996). Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Journal Environmental Contamination and Toxicology*, 146, 53-89.
- Rico, E. (1978). *Estudio de la Flora y vegetación de la comarca de Ciudad Rodrigo*. (Tesis doctoral) Universidad de Salamanca.
- Ritchie, J., & McHenry, J. (1990). Measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns. *Journal of Environmental Quality*, 19(2), 215-233.
- Righi, S., & Bruzzi, L. (2006). Natural radioactivity and radon exhalation in building materials used in Italian dwellings. *Journal of Environmental Radioactivity*, 88(2), 158-170.
- Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España: [Memoria del mapa de vegetación potencial de España]. Parte I. *Itinera Geobotánica*, (17), 1-435.
- Rodríguez, M. (1985). *Contribución al conocimiento del Complejo Esquisto Grauwáquico en el sector occidental del Sistema Central Español (Las Hurdes y Sierra de Gata)* (Tesis doctoral). Universidad de Salamanca.
- Rogers, J. J., & Adams, J. A. (1978). Uranium: abundance in natural waters. In K. H. Wedepohl (Ed.), *Handbook of Geochemistry*. New York: Springer.
- Rovira, M., El Aamrani, S., Duro, L., Giménez, J., De Pablo, J., & Bruno, J. (2007). Interaction of uranium with in situ anoxically generated magnetite on steel. *Journal of Hazardous Materials*, 147(3), 726-731.
- Rufyikiri, G., Huysmans, L., Wannijn, J., Hees, M. V., Leyval, C., & Jakobsen, I. (2004). Arbuscular mycorrhizal fungi can decrease the uptake of uranium by subterranean clover grown at high levels of uranium in soil. *Environmental Pollution*, 130 (3), 427-436.

## BIBLIOGRAFÍA

- Sabiha, J., Tufail, M., & Asghar, M. (2010). Hazard of NORM from phosphorite of Pakistan. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1-3), 426-433.
- Saito, K., & Jacob, P. (1995). Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. *Radiation Protection Dosimetry*, 58(1), 29-45.
- Salpeteur, I., & Jean-Marie, A. (2010). Valeurs de référence pour les teneurs en éléments traces dans les eaux de rivières et les sédiments, obtenues en France dans le cadre du nouvel Atlas géochimique européen. *Environnement, Risques & Santé*, 9(2), 121-135.
- Sam, A., & Eriksson, A. (1995).  $^{226}\text{Ra}$  uptake by vegetation grown in western Sudan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 29(1), 27-38.
- Sam, A., Ahamed, M., El Khangi, F., El Nigumi, Y., & Holm, E. (1999). Radiological and chemical assessment of Uro and Kurun rock phosphates. *Journal of Environmental Radioactivity*, 42(1), 65-75.
- Sánchez, J. (1979). *Estudio de la Flora y vegetación de la comarca de Ledesma* (Tesis doctoral). Universidad de Salamanca.
- Santos-Francés, F., Martínez-Graña, A., Zarza, C., Sánchez, A., & Alonso, P. (2017). Spatial distribution of heavy metals and the environmental quality of soil in the northern plateau of Spain by geostatistical methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6), 1-20.
- Santos-Francés, F., Gil-Pacheco, E., Martínez-Graña, A., Alonso-Rojo, P., Avila-Zarza, C., García-Sánchez, A. (2018). Concentration of uranium in the soils of the west of Spain. *Environmental Pollution*, 236, 1-11
- Schroder, H., Heimers, A., Frenzel-Beyme, R., Schott, A., & Hoffmann, W. (2003). Chromosome aberration analysis in peripheral lymphocytes of Gulf War and Balkans War veterans. *Radiation Protection Dosimetry*, 103(3), 211-219.
- Sethy, N., Jha, V., Shukla, A., Sahoo, S., & Tripathi, R. (2011). Natural radionuclide ( $^{238}\text{U}$  and  $^{226}\text{Ra}$ ) in water, sediment, fish and plant species in the aquatic environment around uranium mining and ore processing site at Jaduguda, India. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 1(1), 1-6.
- Sheppard, M., & Sheppard, S. (1985). The plant concentration ratio concept as applied to natural. *Health Physics*, 48(4), 494-500.



- Sheppard, S., & Evenden, W. (1988). Critical compilation and review of plant-soil concentration ratios for uranium, thorium, and lead. *Journal of Environmental Radioactivity*, 8(1), 225-285.
- Sheppard, S., Evenden, W., & Pollock, R. (1989). Uptake of natural radionuclides by field and garden crops. *Journal of Soil Science*, 69(1), 751-767.
- Sheppard, S., Sheppard, B., Sanipelli, B., Dowsley, G., Stephenson, N., Feisthauer, R., Rowland, R., & Gilbertson, M. K. (2004). *Uranium concentrations in Port Hope soils and vegetation and toxicological effect on soil organisms*. Obtenido de <https://nuclearsafety.gc.ca/eng/resources/research/research-and-support-program/research-report-abstracts/reports-issues-2003-2004.cfm#rsp-0175>
- Sheppard, S., Sheppard, M., Gallerand, M., & Sanipelli, B. (2005). Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 79(1), 55-83.
- Sheppard, M., Ilin, M., Tait, J., & Sanipelli, B. (2008). Primordial Radionuclides in Canadian Background sites: Secular Equilibrium and Isotopic differences. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(6), 933-946.
- Shtangeeva, I., & Ayrault, S. (2004). Phytoextraction of thorium from soil and water media. *Water, Air, and Soil Pollution*, 154(1-4), 19-35.
- Shtangeeva, I. (2010). Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(6), 458-463.
- Simpson, H. J., Trier, R. M., & Anderson, R. F. (1985). Plutonium, cesium, uranium and thorium series radionuclides in the Hudson River estuary and other environments. Annual technical progress report, 1 December 1984-30 November 1985 (No. DOE/EV/12529-25). Columbia Univ.
- Singh, K. (1997). Uranium uptake by plants. *Current Science Association*, 73(6), 532-535.
- Singh, K., Malhotra, R., & Bajwa, B. (2005). Uranium uptake studies in some plants. *Radiation Measurements*, 40(2), 666-669. Sociedad de Investigación y Explotación Minera de Castilla y León, S. A. [SIEMCALSA]. (2007). *Historia de la minería en Castilla y León*. Junta de Castilla y León.

- Soudek, P., Petřík, P., Vágner, M., Tykva, R., Plojhar, V., Petrová, S., & Vaněk, T. (2007). Botanical survey and screening of plant species which accumulate  $^{226}\text{Ra}$  from contaminated soil of uranium waste depot. *Journal of Soil Biology*, 43(4), 251-261.
- Soudek, P., Petrová, S., Benešová, D., Dvořáková, M., & Vaněk, T. (2011). Uranium uptake by hydroponically cultivated crop plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(6), 598-604.
- Steubing, B., Haneke, J., & Markert, B. (1993). Higher plants as indicators of uranium occurrence in soil. En B. Markert, *Plants as biomonitors: indicators for heavy metals in the terrestrial environment* (pp. 155-165). VCH, Weinheim.
- Stojanovic, M., Stevanovic, D., Milojkovic, J., Mihajlovic, M., Lopovic, Z., & Sostaric, T. (2012). Influence of soil type and physical-chemical properties on uranium sorption and bioavailability. *Water, Air and Soil Pollution*, 223, 135-144.
- Strachan, C., & Goodwin, S. (2015). The role of water management in tailings dam incidents. *Tailings and Mine Waste Conference*, (1988). <http://dx.doi.org/10.14288/1.0320948>
- Štok, M. & Smodiš, B. (2010). Fractionation of natural radionuclides in soils from the vicinity of a former uranium mine Žirovski vrh, Slovenia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(1), 22-28.
- Suárez-Navarro, J., Gascó, C., Arana, M., & Suárez, A. (2012). Calibración de los sistemas detectores de espectrometría gamma de alta resolución de la Unidad de Radiactividad Ambiental y Vigilancia Radiológica (URA y VR). Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas [CIEMAT].
- Suárez-Navarro, J., Gascó, C., Alonso, M., Blanco-Varela, M., Lanzon, M., & Puertas, F. (2018). Use of Genie 2000 and Excel VBA to correct for  $\gamma$ -ray interference in the determination of NORM building material activity concentrations. *Applied Radiation and Isotopes*, 142, 1-7.
- Sweeck, L. (1996). *Soil-chemical availability of radio cesium in mineral soils*. Katholieke Universiteit Leuven.
- Syed, H. (1999). Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 241(1), 11-14.
- Taboada, T., Martínez, A., García, C., & García-Rodeja, E. (2006). Uranium and thorium in weathering and pedogenetic profiles developed on granitic rocks from NW Spain. *Science of the Total Environment*, 356(1-3), 192-206.

- Tagami, K., & Uchida, S. (2009).  $^{226}\text{Ra}$  transfer factor from soils to crops and its simple estimation method using uranium and barium concentrations. *Chemosphere*, 77(1), 105-114.
- Talavera, S., Acedo, C., & Castroviejo, S. (1999). *Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vol VII (I). Leguminosae. Madrid. Real Jardín Botánico. CSIC. pp 578.
- Talavera, S., Acedo, C., & Castroviejo, S. (2000). *Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vol VII (II). Leguminosae. Madrid. Real Jardín Botánico. CSIC. pp 1119.
- Taskayev, A., Ovchenokov, V., Aleksakhin, R., & Shutomova, I. (1997). Uptake of  $^{226}\text{Ra}$  by plants and change of its state in the soil-plant tops-litterfall system. *Soviet Soil Science*, 9, 79-85.
- Taskin, H., Karavus, M., Topuzoglu, A., Hidioglu, S., & Karahan, G. (2009). Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kırklareli, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(1), 49-53.
- Titus, J., Moral, R. D., & Gamiet, S. (1998). The distribution of vesicular arbuscular mycorrhizae on Mount St. Helens, Washington. *Madrono*, 45(2), 162-170.
- Tracy, B., & Meyerhof, D. (1993). Uranium concentrations in air near a Canadian uranium refinery. *Atmospheric Environment*, 21(1), 165-172.
- Tufail, M. (2012). Enhancement of natural radioactivity in fertilized soil of Faisalabad, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3327-3338.
- Tuovinen, H., Pohjolainen, E., Vesterbacka, D., Kaksonen, K., Virkanen, J., & Solatie, D. (2016). Release of radionuclides from waste rock and tailings at a former pilot uranium mine in eastern Finland. *Boreal Environment Research*, 21(5-6), 471-480.
- Turekian, K., & Wedepohl, K. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2), 175-192.
- Turner, G., Zachara, J., McKinley, J., & Smith, S. (1996). Adsorption of a surface smectite. Surface charge properties and  $\text{UO}_2$  uptake. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60, 3399-3414.

- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation [UNSCEAR]. (2000a). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation [UNSCEAR]. (2000b). Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2000 report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- Vandenhove, H., Eyckmans, T., & Hees, M. V. (2005). Can barium and strontium be used as tracers for radium in soil-plant transfer studies? *Journal of Environmental Radioactivity*, 81(2-3), 255-267.
- Vandenhove, H., & Hees, M. V. (2007). Predicting radium availability and uptake from soil properties. *Chemosphere*, 69(4), 664-674.
- Vandenhove, H., Vanhoudt, N., Smeets, K., Remans, T., VanHees, M., & Wannijn, J. (2008). Effects of uranium and phosphate concentrations on oxidative stress related responses induced in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 46(11), 987-996.
- Vandenhove, H., Gil-García, C., & Vidal, M. (2009). New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(9), 697-03.
- Vandenhove, H., & Hurtgen, C. (2010). "Uranium", *Radionuclides in the Environment*. John Wiley & Sons Ltd.
- Vera, F., Blanco, P., & Lozano, J. (2002). Distribution and mobilization of U, Th and <sup>226</sup>Ra in the plant-soil compartments of a mineralized uranium area in south-west Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59(1), 41-60.
- Vera, F., Blanco, M., & Lozano, J. (2003). Soil to plant transfer factors for natural radionuclides and stable elements in a Mediterranean area. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65(2), 161-175.
- Vera, J.A (2004). *Geología de España* (J.A. Vera, Ed) Madrid : SGE-IGME
- Vicky, B., & Bertsch, P. (1996). Transport of anthropogenic uranium from sediments to surface waters during episodic storm events. *Journal of Environmental Quality*, 25(5), 1129-1137.
- Vidal, D., Da Costa, F., Costa, J., & Vaitsman, D. (1998). Concentração total de urânio e tório em alguns solos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(8), 1418-1422.

- Viehweger, K., & Geipel, G. (2010). Uranium accumulation and tolerance in *Arabidopsis halleri* under native versus hydroponic conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 69(1), 39-46.
- Wagner, J., & Vian, A. (1999). *Analyse de l'uranium et des éléments transuraniens*. Obtenido de Techniques de l'ingénieur: <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/archives-th12/archives-techniques-d-analyse-tiata/archive-2/analyse-de-l-uranium-et-des-elements-transuraniens-p3720/>
- Walkley, A. (1947). A critical examination of rapid method for determining organic in soils. *Journal Soil Science*, 63(4), 252-254.
- Wilson, M. R., & Åkerblom, G. V. (1982). Geological setting and geochemistry of uranium-rich granites in the Proterozoic of Sweden. *Mineralogical magazine*, 46(339), 233-245.
- Willett, R., & Bond, W. (1995). Sorption of manganese, uranium, and radium by highly Weathered Soils. *Journal of Environmental Quality*, 24(5), 834-845.
- Xu, N., Wei, F., Ten, E., & Chen, L. (1993). Evaluation of indigenous concentrations of uranium and thorium in soils of China. *Journal Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 24(15-16), 1795-1803.
- Yoshida, Z., Yoshihiro, M., & Shuichi, I. (1998). Correlation between extraction equilibrium of uranium(VI) and density of CO<sub>2</sub> medium in a HNO<sub>3</sub> supercritical CO<sub>2</sub> tributyl phosphate system. *Analytical Chemistry*, 70(7), 1262-1267.
- Yücel, H., Solmaz, A., Köse, E., & Bor, D. (2009). Methods for spectral interference corrections for direct measurements of <sup>234</sup>U and <sup>230</sup>Th in materials by gamma-ray spectrometry. *Radiation Protection Dosimetry*, 138(3), 264-277.
- Zhao, K, D., Jiang, S, Y., Dong, C,Y., & Chen, W, F. (2011). Uranium-bearing and barren granites from the Taoshan Complex, Jiangxi Province, South China: Geochemical and petrogenetic discrimination and exploration significance. *Journal of Geochemical Exploration*, 110(2), 126-135.



# ANEXOS







El presente Catálogo Florístico es el resultado de cuatro temporadas de inventario en las zonas de estudio que han comprendido los años 2013, 2014, 2015, 2016. Los meses en los que se ha realizado la recolección de las especies han sido desde finales de abril hasta mediados de octubre. En la elaboración de este catálogo ha participado Don Miguel Ladero Álvarez realizando parte del trabajo de campo relativo a la flora, además de elaborar los inventarios para determinar los tipos de vegetación existentes en las distintas áreas de estudio y su posterior registro dentro del Herbario de la Universidad de Salamanca.

**VILLAR DE LA YEGUA UTM: 29T 692964 4512309. Altitud 727 m**

- *Agrostis castellana* Boiss. & Reut.
- *Agrostis trunctula* Parl.
- *Anarrhinum bellidifolium* (L.) Willd.
- *Arrhenaterum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl subsp. *bulbosum* (Willd.) Schebl. & G. Martens.
- *Arrhenatherum album* (Vahl.) Clayton var. *eriantum* (Boiss. & Reut) Romero Zarco (*Arrhenaterum eriantum* Boiss. & Reut)
- *Bellardia trixago* (L.) All.
- *Centaurium erythraea*. Rafn subsp. *erythraea*.
- *Dactylis glomerata* L.
- *Hymenocarpus cornicina* (L.) Vis. (*Anthyllis cornicina* L.)
- *Hymenocarpus lotoides* (L.) Vis. (*Anthyllis lotoides* L.)
- *Micropyrum tenellum* (L.) Link.
- *Ornithopus compressus* L.
- *Petrorhagia nanteuilli* (Burnat) P.W. Ball & Heywood.
- *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn in Kerst. var. *aquilinum*.
- *Rumex induratus* Boiss. & Reut.

- *Scorzonera angustifolia* L.
- *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. var. *rubra*.
- *Thymus mastichina* (L.) L.
- *Trifolium angustifolium* L.
- *Trifolium bocconeii* Savi.
- *Trifolium campestre* Schreb. in Sturm.
- *Trifolium cherleri* L.
- *Trifolium scabrum* L.

**CARPIO DE AZABA UTM: 29T 697518 4495594. Altitud 616 m.**

- *Agrostis castellana* Boiss. & Reut.
- *Azolla caroliniana* Willd.
- *Bromus hordeaceus* L.
- *Bromus madritensis* L.
- *Festuca ampla* Hack. subsp. *ampla*.
- *Vulpia myuros* (L.) C.C. Gmel.

**ALAMEDA DE GARDÓN UTM: 29T 687624 4502541. Altitud 730 m**

- *Aegilops neglecta* Req. ex Bertol.
- *Agrostis castellana* Boiss. & Reut.
- *Aira elegantissima* Schur.
- *Anthyllis vulneraria* L. subsp. *gandogeri* (Sagorski) W. Becker ex Maire.

- *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl subsp. *bulbosum* (Willd.) Schebl. & G. Martens.
- *Astragalus pelecinus* (L.) Barneby (*Biserrula pelecinus* L.)
- *Briza máxima* L.
- *Cladanthus mixtus* (L.) Oberpr. & Vogt (*Chamaemelum mixtum* (L.) All.)
- *Coronilla repanda* (Poir.) Guss. subsp. *dura* (Cav.) Cout. (*Coronilla dura* (Cav.) Boiss.
- *Crepis capillari* (L.) Wallr.
- *Dactylis glomerata* L.
- *Echium plantagineum* L.
- *Filago germanica* (L.) Huds.
- *Hymenocarpus lotoides* (L.) Vis. (*Anthyllis lotoides* L.)
- *Lonicera etrusca* Santi.
- *Lupinus angustifolius* L.
- *Ornithopus compressus* L.
- *Trifolium arvense* L.
- *Trifolium campestre* Schreb. in Sturm.
- *Trifolium cherleri* L.
- *Trifolium glomeratum* L.
- *Trifolium striatum* L.
- *Trifolium subterraneum* L.
- *Trifolium tomentosum* L.

**VILLAR DE PERALONSO UTM: 29T 735277 4547191. Altitud 848 m.**

- *Aira elegantissima* Schur.
- *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.
- *Chamaemelum nobile* (L.) All (*Anthemis nobilis* L.)
- *Ctenopsis delicatula* (Lag.) Paunero (*Vulpia delicatula* (Lag.) Dumort.)
- *Erodium cicutarium* (L.) L'Her.
- *Juncus bufonius* L.
- *Lepidium heterophyllum* Benth.
- *Molineriella laevis* (Brot.) Rouy (*Periballia laevis* (Brot.) Asch. & Graebn.
- *Parentucellia latifolia* (L.) Caruel in Parl.
- *Plantago lagopus* L.
- *Plantago lanceolata* L.
- *Poa bulbosa* L.
- *Rumex acetosella* L. subsp. *angiocarpus* (Murb.) Murb.
- *Rumex induratus* Boiss. & Reut.
- *Spergularia purpúrea* (Pers.) G. Don. var. *rubra*.
- *Spergularia rubra* (L.) J. Presl & C. Presl. var. *rubra*.
- *Trifolium micranthum* Viv. (*Trifolium filiforme* L.)
- *Trifolium tomentosum* L.
- *Trifolium arvense* L.

- *Trifolium cernuum* Brot.
- *Trifolium glomeratum* L.
- *Trifolium micranthum* Viv.
- *Trifolium strictum* L. (*Trifolium laevigatum* Poir.)
- *Trifolium subterraneum* L. subsp. *subterraneum*.
- *Trifolium cernuum* Brot.
- *Vulpia bromoides* (L.) Gray.

**VILLAVIEJA DE YELTES UTM: 29T 715691 4525989. Altitud 724 m.**

**Recogidas en El Pisón, camino del río Yeltes**

- *Agrostis castellana* Boiss. & Reut.
- *Anthemis arvensis* L.
- *Convolvulus arvensis* L.
- *Echium plantagineum* L.
- *Fraxinus angustifolia* Vahl.
- *Plantago lagopus* L.
- *Plantago subulata* L. subsp. *radicata* (Hoffmans. & Link) O. Bolós & Vigo (*Plantago radicata* Hoffmanns. & Link).
- *Rubus ulmifolius* Schott.
- *Rumex acetosella* (L.) subsp. *angiocarpus* (Murb.) Murb., *Rumex angiocarpus* Murb.
- *Verbascum pulverulentum* Vill.

### **Era de lixiviación:**

- *Agrostis trunctatula* Parl. subsp. *trunctatula* (*Agrostis delicatula* Pourr. ex Lapeyr.)
- *Andryala integrifolia* L. var. *corymbosa* (Lam.) Willd.
- *Arrhenatherum bulbosum* C. Presl.
- *Cytisus multiflorus* (L´Hér.) Sweet.
- *Cytisus striatus* (Hill) Rothm. subsp. *eriocarpus* (Boiss. & Reut.) Rivas Mart.
- *Holcus annuus* Salzm. ex C.A. Mey. subsp. *annuus* (*Holcus setiglumis* Boiss. & Reut.)
- *Hymenocarpos cornicina* (L.). Vis. (*Anthyllis cornicina* L.)
- *Hypericum perforatum* L.
- *Quercus rotundifolia* Lam.
- *Thymus mastichina* (L.) L.
- *Trifolium angustifolium* L.
- *Trifolium arvense* L.
- *Trifolium campestre* Schreb. in Sturm.
- *Trifolium cherleri* L.
- *Trifolium tomentosum* L.







horizonte		CO	pH	Arena	Limo	Arcilla	CCC	V	
A	N	Válido	9	9	9	9	9	9	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
		Media	1,24	4,95	72,3	19,0	8,57	8,31	31,4
		Mediana	1,03	4,88	71,9	20,0	9,43	7,27	23,2
		Desviación estándar	0,88	0,34	8,62	6,06	3,28	2,913	21,0
		Mínimo	0,34	4,44	57,5	7,59	2,73	4,72	4,20
		Máximo	2,81	5,71	86,6	28,4	13,9	14,8	62,9
		Percentiles	25	0,52	4,78	67,5	14,4	6,05	6,55
		50	1,03	4,88	71,9	20,00	9,43	7,27	23,2
		75	2,05	5,10	79,0	22,5	10,5	9,48	52,9
B	N	Válido	3	3	3	3	3	3	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
		Media	0,71	5,17	64,4	25,4	10,1	8,29	43,6
		Mediana	0,90	5,19	61,9	25,4	10,4	8,52	47,2
		Desviación estándar	0,38	0,260	4,65	2,17	3,02	0,49	7,75
		Mínimo	0,27	4,91	61,5	23,2	6,94	7,72	34,7
		Máximo	0,97	5,43	69,8	27,5	12,9	8,63	48,9
		Percentiles	25	0,27	4,91	61,5	23,2	6,94	7,72
		50	0,90	5,19	61,9	25,4	10,4	8,52	47,2
		75							
C	N	Válido	4	4	4	4	4	4	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
		Media	0,37	5,36	78,8	13,3	7,77	5,79	55,8
		Mediana	0,35	5,48	76,9	14,7	8,19	4,97	55,5
		Desviación estándar	0,19	0,295	9,14	5,85	3,349	1,83	13,3
		Mínimo	0,17	4,93	70,8	5,86	3,50	4,67	42,0
		Máximo	0,60	5,58	90,6	18,1	11,20	8,54	70,2
		Percentiles	25	0,18	5,06	71,2	7,30	4,35	4,74
		50	0,35	5,48	76,9	14,7850	8,19	4,970	55,5
		75	0,56	5,55	88,3	18,0	10,7	7,65	68,6

Datos estadísticos de los perfiles muestreados sobre granito.

zona		CO	pH	Arena	Limo	Arcilla	CCC	V	
granito	N	Válido	16	16	16	16	16	16	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
	Media		0,92	5,09	72,5	18,8	8,66	7,67	39,8
	Mediana		0,60	4,97	71,3	19,9	9,45	7,49	44,0
	Desviación estándar		0,77	0,35	9,10	6,60	3,13	2,55	19,8
	Mínimo		0,17	4,44	57,5	5,86	2,73	4,67	4,20
	Máximo		2,81	5,71	90,6	28,4	13,9	14,8	70,2
	Percentiles	25	0,37	4,86	67,4	14,1	6,49	5,26	21,7
	50	0,60	4,97	71,30	19,9	9,45	7,49	44,0	
	75	1,20	5,46	80,0	23,1	10,8	8,64	57,0	
pizarra	N	Válido	31	31	31	31	31	31	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
	Media		0,78	5,55	42,5	45,0	12,3	12,4	50,2
	Mediana		0,51	5,46	35,1	44,8	8,98	10,2	50,0
	Desviación estándar		0,702	0,79	21,5	20,7	8,52	7,80	30,4
	Mínimo		0,02	3,84	11,6	10,2	3,70	4,11	5,40
	Máximo		2,58	7,24	86,0	83,6	38,3	43,7	100
	Percentiles	25	0,21	5,13	26,3	26,5	7,21	8,25	16,8
	50	0,51	5,46	35,1	44,8	8,98	10,2	50,0	
	75	1,25	6,15	64,8	61,9	14,7	13,3	74,2	

horizonte		CO	pH	Arena	Limo	Arcilla	CCC	V	
A	N	Válido	15	15	15	15	15	15	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
	Media		1,31	5,63	44,8	44,6	10,4	11,7	60,3
	Mediana		1,25	5,50	45,7	44,8	7,87	10,50	69,8
	Desviación estándar		0,66	0,86	17,5	17,3	6,24	5,72	25,9
	Mínimo		0,05	3,84	19,3	17,5	6,76	7,09	11,5
	Máximo		2,58	7,24	75,1	72,5	30,8	31,2	100
	Percentiles								
	25	1,01	5,24	31,3	31,7	7,21	8,93	35,4	
	50	1,25	5,50	45,7	44,8	7,87	10,5	69,8	
	75	1,63	6,26	60,3	60,9	12,7	12,7	84,6	
B	N	Válido	8	8	8	8	8	8	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
	Media		0,31	5,61	30,7	49,1	20,0	17,1	50,9
	Mediana		0,28	5,61	25,6	50,6	20,0	13,9	48,3
	Desviación estándar		0,197	0,57	18,8	20,9	10,8	11,61	32,7
	Mínimo		0,09	4,88	13,5	21,0	7,50	7,54	7,40
	Máximo		0,69	6,21	64,8	78,7	38,3	43,7	100
	Percentiles								
	25	0,16	5,07	14,2	28,5	9,19	9,37	20,3	
	50	0,28	5,61	25,6	50,6	20,0	13,9	48,3	
	75	0,46	6,17	47,4	68,5	27,0	19,8	83,4	
C	N	Válido	8	8	8	8	8	8	
		Perdidos	0	0	0	0	0	0	
	Media		0,24	5,35	50,0	41,7975	8,17	9,09	30,4
	Mediana		0,26	5,40	59,0	28,1800	7,06	8,16	14,5
	Desviación estándar		0,15	0,88	27,9	27,68070	4,50	4,514	29,9
	Mínimo		0,02	4,15	11,6	10,25	3,70	4,11	5,40
	Máximo		0,42	6,75	86,0	83,63	16,5	16,5	85,3
	Percentiles								
	25	0,10	4,415	19,3	22,4350	4,75	5,33	8,10	
	50	0,26	5,40	59,0	28,1800	7,06	8,16	14,5	
	75	0,39	5,93	71,4	70,0600	11,5	13,6	57,8	

Datos estadísticos de los perfiles muestreados sobre pizarras.



<b>PERFIL Nº: 1</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Cambisol</b>
<b>Eútrico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 525	
COORDENADAS UTM: 687882 4502494	
SITUACIÓN: Carretera Alameda de Gardón	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Clase 0, ninguno	
PEDREGOSIDAD: Poca	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras Precámbrico	
FORMA DEL TERRENO: Ondulado	
PENDIENTE: 24%	
EROSIÓN: Inapreciable	
ALTITUD: 710 m	
VEGETACIÓN: Encinar con piruétanos y retamar con Cytisus	
USOS DEL SUELO: Pastizal	

**DESCRIPCIÓN:**



**DATOS ANALÍTICOS:**

<b>A (0-27 cm)</b>	Pardo apagado 7.5YR5/4 en seco y pardo 7.5YR4/4 en húmedo. Franco arenosa. Poco plástico. Estructura en bloques subangulares, débil. Pocos fragmentos rocosos tamaño grava, de pizarra y cuarzo, angulosos y no alterados. No calcáreo. Límite inferior plano.
<b>Bw (27-54 cm)</b>	Naranja apagado 7.5YR6/4 en seco y pardo rojizo apagado 5YR4/4 en húmedo. Franco arenosa y estructura angular débil. Blando en seco. Poco plástico. Frecuentes fragmentos rocosos tamaño grava, de pizarra-cuarzo, angulosos. Límite inferior plano gradual.
<b>C (54-82 cm)</b>	Horizonte constituido por un derrubio de abundantes cantos de pizarra, de tamaño grava. Límite inferior plano
<b>2R (&gt;82 cm)</b>	Pizarras del precámbrico

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-27	0,66
Bw	27-54	0,34
C	54-82	
2R	>82	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-27	66,28	26,50	7,21
Bw	27-54	64,28	27,32	7,85
C	54-82	-	-	-
2R	>82			





<b>A</b>	0-17	0,31	0,32	15,21	1,19	12,38	SAT	7,24	79,6
<b>C</b>	>17								



**PERFIL N°: 3  
Eútrico****CLASIFICACIÓN: Leptosol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRAFICA:

COORDENADAS UTM: 697246 4495929

SITUACIÓN: Carretera N-620, en la Rivera de Azaba

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Clase 0, ninguno

PEDREGOSIDAD: Clase 0, ninguno

MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras grises (Cámbrico)

FORMA DEL TERRENO: Ondulado

PENDIENTE: 4%

EROSIÓN: Laminar

ALTITUD: 660 m

VEGETACIÓN: Encinar con retamas y escobas

USOS DEL SUELO: Ninguno

**DESCRIPCIÓN:****A (0-18 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR6/3 en seco y pardo amarillo grisáceo 10YR4/2 en húmedo. Textura franco arenosa. Moderadamente plástico. Estructura en bloques subangulares, moderada. Poco fragmento rocoso de tamaño grava, de pizarra, angulosos. Límite inferior brusco y plano.

**R (>18 cm)**

Pizarras grises-verdosas con manchas rojas de óxidos de hierro.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-18	1,01
R	>18	-

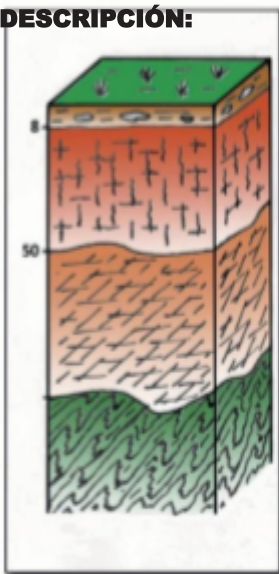
Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-18	48,06	45,10	6,84
R	>18			

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Urano mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
A	0-18	TRAZAS	0,32	2,71	0,70	8,93	41,8	5,50	102,0

<b>R</b>	>18								
----------	-----	--	--	--	--	--	--	--	--

<b>PERFIL Nº: 4</b> <b>Crómico</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Luvisol</b>
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 500	
COORDENADAS UTM: 697948 4508490	
SITUACIÓN: Carretera de Castillejo Martín Viejo al río Águeda	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Clase 0, ninguno	
PEDREGOSIDAD: Poca	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras de color gris/verdoso	
FORMA DEL TERRENO: Fuertemente ondulado	
PENDIENTE: 22%	
EROSIÓN: Laminar	
ALTITUD: 680 m	
VEGETACIÓN: Encinar con retamas	
USOS DEL SUELO: Pastizal	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-8 cm)**

Naranja apagado 7.5YR7/4 en seco y pardo apagado 7.5YR5/4 en húmedo. Textura franco arenosa. Moderadamente plástico. Estructura en bloques subangulares. Poco plástico. Poco fragmento rocoso de tamaño grava, de pizarra y rocas metamórficas, angulosos. Límite inferior brusco y plano.

**Bt (8-50 cm)**

Pardo rojizo 2.5YR5/6 en seco y en húmedo. Textura arcillo arenosa. Estructura en bloques angulares. Muy plástico. Se observa la presencia de algunos cútanos de iluviación. Límite inferior gradual y ondulado.

**CB (50-100 cm)**

Naranja 5YR6/6 en seco y pardo rojizo 5YR4/6 en húmedo. Textura franco arenosa Este horizonte está constituido por pizarras alteradas de color pardo amarillento, con grietas rellenas de material rojizo procedente del horizonte Bt. Textura franco-arcillosa. Moderadamente plástico. Estructura masiva. Se observa la presencia de pocos cútanos de iluviación.

**C (>100 cm)**

Pizarras de color gris-verdoso

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-8	1,17
<b>Bt</b>	8-50	0,09
<b>CB</b>	50-100	0,15
<b>C</b>	>100	-

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-8	60,35	31,78	7,87
<b>Bt</b>	8-50	51,58	21,04	27,39



**PERFIL N°: 5  
Eútrico****CLASIFICACIÓN: Cambisol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRAFICA:

COORDENADAS UTM: 697904 4508504

SITUACIÓN: Carretera de Castillejo Martín Viejo al río Águeda

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Clase 0, ninguno

PEDREGOSIDAD: Poca

MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras verdes

FORMA DEL TERRENO: Fuertemente ondulado

PENDIENTE: 22%

EROSIÓN: Laminar

ALTITUD: 680 m

VEGETACIÓN: Encinar con retamas y tomillar

USOS DEL SUELO: Pastizal

**DESCRIPCIÓN:****A (0-19 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo amarillento 10YR5/3 en húmedo. Textura franco-limosa. Moderadamente plástico. Estructura en bloques subangulares, moderada. Pocos fragmentos rocosos de gravas, angulosas, de pizarra. Límite inferior gradual y plano.

**Bw (19-45 cm)**

Naranja amarillo claro 7.5YR8/3 en seco y naranja 7.5YR6/6 en húmedo. Textura franco limosa. Moderadamente plástico. Estructura en bloques subangulares, débil. No presenta fragmentos rocosos. Límite inferior brusco y ondulado.

**C (>45 cm)**

Pizarras verdes.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-19	1,08
Bw	19-45	0,29
C	>45	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-19	26,35	66,51	7,14
Bw	19-45	15,99	70,80	13,22
C	>45			





<b>A</b>	0-16	0,10	0,23	0,36	0,18	7,27	12,0	4,88	34,1
<b>R</b>	>16								



**PERFIL N°: 7**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Fluvisol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 500

COORDENADAS UTM: 690788 4516818

SITUACIÓN: En la Rivera de la Recorva (en el km 5 de la carretera Villar de Ciervo-Puerto Seguro)

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Frecuentes

PEDREGOSIDAD: No

MATERIAL SUBYACENTE: Arenas y gravas (Depósito aluvial) Granitos

FORMA DEL TERRENO: Ondulado

PENDIENTE: 0%

EROSIÓN: No

ALTITUD: 680 m

VEGETACIÓN: Encinar con retamas

USOS DEL SUELO: Pastizal

**DESCRIPCIÓN:****DATOS ANALÍTICOS:****A (0-12 cm)**

Pardo amarillo grisáceo 10YR6/2 en seco y pardo amarillo grisáceo 10YR4/2 en húmedo. Textura franco arcillosa. Estructura de bloques subangulares, débil y suelta. Moderadamente plástico. Límite inferior neto y plano.

**C (12-20 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/2 en seco y pardo amarillento 10YR5/3 en húmedo. Textura franco arenoso. Estructura suelta. Poco plástico. Pocos fragmentos rocosos subredondeados de cuarzo y cuarcita. Límite inferior neto y plano.

**Ab (20-40 cm)**

Gris parduzco 10YR6/1 en seco y pardo amarillo grisáceo 10YR4/2 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura suelta. Poco plástico.

**2Cb (40-50 cm)**

Capa de cantos subredondeados de cuarzo y cuarcitas, unidos por una matriz arenosa.

**3Cb (>50 cm)**

Arenas grises

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-12	2,35
C	12-20	0,60
Ab	20-40	0,49
2Cb	40-50	
3Cb	>50	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-12	76,01	13,83	10,16
C	12-20	90,64	5,86	3,50
Ab	20-40	86,65	7,59	5,76
2Cb	40-50			
3Cb	>50			



<b>PERFIL N°: 8</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Cambisol</b>
<b>Dístrico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 500	
COORDENADAS UTM: 688780 4521709	
SITUACIÓN: En el km 9,5 de la carretera Villar de Ciervo-Puerto Seguro	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Frecuentes	
PEDREGOSIDAD: Ligeramente pedregoso	
MATERIAL SUBYACENTE: Granitos	
FORMA DEL TERRENO: Ondulado	
PENDIENTE: 5%	
EROSIÓN: Laminar	
DRENAJE: No	
ALTITUD: 680 m	
VEGETACIÓN: Encinar con retamas	
USOS DEL SUELO: Pastizal	



**A (0-14 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo amarillento apagado 10YR4/3 en húmedo. Textura franco arenosa. Moderadamente plástico. Estructura granular, débil. Fragmentos rocosos de grava y piedra, de cuarzo y granito, poco angulosos. Límite inferior gradual y plano

**Bw (14-50 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/2 en seco y pardo amarillento 10YR5/4 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura de bloques subangulares, débil. Moderadamente plástico y no adherente cuando se encuentra mojado. Sin fragmentos rocosos. Límite inferior neto y ondulado.

**C (>50 cm)**

Granito alterado (arenitizado) Textura arenoso franca. Estructura masiva.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-14	1,26
<b>Bw</b>	14-50	0,90
<b>C</b>	>50	0,24

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-14	71,90	19,77	8,32
<b>Bw</b>	14-50	69,84	23,22	6,94

<b>C</b>	>50	81,44	11,65	6,91
----------	-----	-------	-------	------

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-14	0,04	0,19	4,16	1,47	9,80	59,8	4,94	37,5
<b>Bw</b>	14-50	0,14	0,12	2,79	0,97	8,52	47,2	4,91	28,8
<b>C</b>	>50	0,02	0,18	2,77	0,85	4,97	70,2	5,47	25,0

**PERFIL N°: 9**  
**Eutrico****CLASIFICACIÓN: Regosol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 550

COORDENADAS UTM: 696920 4480514

SITUACIÓN: En el km 2,5 de la carretera de Fuenteguinaldo a Ituero

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Frecuentes

PEDREGOSIDAD: Poca

MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras de color gris-verdosos

FORMA DEL TERRENO: Fuertemente Ondulado

PENDIENTE: 24%

EROSIÓN: Laminar

ALTITUD: 855 m

VEGETACIÓN: Encinar con retamas, genistas y lavandas

USOS DEL SUELO: Pastizal

**DESCRIPCIÓN:****A (0-17 cm).**

Naranja amarillo apagado 10YR6/4 en seco y pardo 10YR4/4 en húmedo. Textura limosa. Estructura granular y en bloques subangulares. Moderadamente plástico. Abundantes fragmentos rocosos de pizarra, angulosos. Límite inferior ondulado y brusco.

**C (>17 cm)**

Pizarras de color gris-verdoso.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-17	1,63
C	>17	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-17	19,38	72,50	8,13
C	>17			



<b>PERFIL N°: 10</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Regosol</b>
<b>Eútrico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 550	
COORDENADAS UTM: 695428 4481325	
SITUACIÓN: Camino Castillejo de Azaba a 700 m de la carretera de Fuenteguinaldo	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Ninguno	
PEDREGOSIDAD: Ninguna	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras de color gris-verdoso	
FORMA DEL TERRENO: Ondulado	
PENDIENTE: 8%	
EROSIÓN: Acumulación Laminar	
ALTITUD: 700 m	
VEGETACIÓN: Encinar con retamas, genista y lavandas	
USOS DEL SUELO: Pastizal	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-37 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo amarillento 10YR5/6 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares, moderada. Poco plástico. Frecuentes fragmentos rocosos, de tamaño grava, angulosos, de cuarzo y pizarra. Límite inferior ondulado y brusco.

**C (>37 cm)**

Pizarras del precámbrico. Alteradas en superficie. De color gris verdoso.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizont e	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-37	0,05
<b>C</b>	>37	

Horizont e	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-37	75,16	17,58	7,26
<b>C</b>	>37			





**PERFIL N°: 11**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Cambisol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 550

COORDENADAS UTM: 699852 4474735

SITUACIÓN: Carretera de Fuenteguinaldo a Robleda

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Abundantes

PEDREGOSIDAD: Frecuente

MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras

FORMA DEL TERRENO: Escarpada

PENDIENTE: 36%

EROSIÓN: Laminar

ALTITUD: 800 m

VEGETACIÓN: Robledal con encinas

USOS DEL SUELO: Pastizal

**DESCRIPCIÓN:****A (0-44 cm)**

Pardo brillante 7.5YR5/6 en seco y pardo 7.5YR4/4 en húmedo. Textura franco limosa. Estructura en bloques subangulares, moderada. Moderadamente plástico. Abundantes fragmentos rocosos, de tamaño grava y piedra, de pizarra, angulosos.

**Bw (44-100 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/4 en seco y pardo amarillento 10YR5/6 en húmedo. Textura franco limosa. Estructura en bloques subangulares, débil. Muy plástico. Frecuentes fragmentos rocosos, de tamaño grava y piedra, de pizarra, angulosos.

**C (>100 cm).**

Pizarras gris verdosas y anaranjadas muy alteradas y verde oliva, con manchas negras debidas a óxidos de Mn. Textura franco limosa Estructura masiva.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-44	1,44
Bw	44-100	0,18
C	>100	0,09

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-44	32,66	52,58	14,76
Bw	44-100	13,51	61,80	24,69
C	>100	16,65	70,91	12,45

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-44	0,08	0,08	0,36	0,43	8,25	11,5	5,36	35,2
<b>Bw</b>	44-100	0,03	0,05	0,44	0,95	19,99	7,4	5,24	31,6
<b>C</b>	>100	TRAZAS	0,05	0,19	0,91	16,57	6,9	5,34	35,6

<b>PERFIL N°: 12</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Alisol</b>
<b>Crómico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 550	
COORDENADAS UTM: 695781 4476490	
SITUACIÓN: En el km 12,7 de la carretera de Fuenteguinaldo a Casillas de Flores	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Ninguno	
PEDREGOSIDAD: Frecuente	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras	
FORMA DEL TERRENO: Ondulado	
PENDIENTE: 3%	
EROSIÓN: Inapreciable	
ALTITUD: 800 m	
VEGETACIÓN: Encinar	
USOS DEL SUELO: Pastizales	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-18 cm)**  
 Naranja apagado 5YR6/4 en seco y pardo rojizo 5YR4/6 en húmedo. Textura franca. Estructura en bloques subangulares, débil. Moderadamente plástico. Pocos fragmentos rocosos, tamaño grava, de pizarra y cuarzo, angulosas.

**Bt (18-80 cm)**  
 Pardo brillante 2.5YR5/6 en seco y pardo rojizo 2.5YR4/6 en húmedo. Textura franco limosa. Muy plástico. Estructura en bloques angulares, moderada. Se observan frecuentes cútanos de iluviación. Sin fragmentos rocosos.

**C (>80 cm).**  
 Horizonte formado por pizarras muy alteradas, de color verde-amarillento. Textura franco limosa. Estructura masiva. Poco plástico.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-18	1,14
<b>Bt</b>	18-80	0,16
<b>C</b>	>80	0,02

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-18	45,88	39,87	14,25
<b>Bt</b>	18-80	22,05	51,75	26,20
<b>C</b>	>80	27,61	67,51	4,88

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Urano mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-18	0,28	0,54	6,24	1,12	11,02	74,2	6,72	76,7
<b>Bt</b>	18-80	0,26	0,07	3,49	2,96	14,56	46,6	6,21	76,1
<b>C</b>	>80	0,05	0,04	0,34	0,65	6,43	16,8	5,13	53,3

**PERFIL Nº: 13**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Cambisol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 550

COORDENADAS UTM: 694617 4474267

SITUACIÓN: En el km 15,5 de la carretera de Fuenteguinaldo a Casillas de Flores

AFLORAMIENTO ROCOSO: Abundantes

PEDREGOSIDAD: Ninguna

MATERIAL SUBYACENTE Granito

FORMA DEL TERRENO: Ondulado

PENDIENTE: 5%

EROSIÓN: Inapreciable

ALTITUD: 865 m

VEGETACIÓN: Encinar

USOS DEL SUELO: Pastizal (Replacación Forestal)

**DESCRIPCIÓN:****A (0-22 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo 10YR4/6 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares, débil. No plástico. Sin fragmentos rocosos. Límite inferior gradual y ondulado.

**Bw (22-44 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo 10YR4/6 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares, débil. Sin fragmentos rocosos. Límite inferior brusco y ondulado.

**C (>44 cm).**

Horizonte formado por granitos alterados, de color gris claro 10YR8/2 en seco y naranja amarillo apagado 10YR6/4 en húmedo. Estructura masiva.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-22	0,56
Bw	22-44	0,27
C	>44	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-22	68,33	22,23	9,43
Bw	22-44	61,97	27,57	10,46
C	>44			



<b>PERFIL N°: 14</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Leptosol Úmbrico Dístrico</b>
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 550	
COORDENADAS UTM: 690327 4472236	
SITUACIÓN: En el km 23 de la carretera de Casillas de Flores a Navasfrías	
AFLORAMIENTO ROCOSO: Abundantes	
PEDREGOSIDAD: Moderadamente pedregoso	
MATERIAL SUBYACENTE: Granito	
FORMA DEL TERRENO: Ondulado	
PENDIENTE: 8%	
EROSIÓN: Inapreciable	
ALTITUD: 880 m	
VEGETACIÓN: Robledal	
USOS DEL SUELO: Pastizales	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-40 cm)**

Pardo amarillo grisáceo 10YR4/2 en seco y negro parduzco 10YR2/2 en húmedo. Textura franco arenosa. Poco plástico. Estructura en bloques subangulares y migajosa. Sin fragmentos rocosos.

**R (>40 cm)**

Granito de color gris, compacto y duro.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizont e	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-14	2,81
R	>40	

Horizont e	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-14	67,66	22,79	9,55
R	>40			

Horizont e	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Urano mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
A	0-14	TRAZAS	0,14	0,29	0,20	14,88	4,2	5,00	100,2

<b>R</b>	>40								
----------	-----	--	--	--	--	--	--	--	--



**PERFIL N°: 15****CLASIFICACIÓN: Fluvisol Dístrico**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 475

COORDENADAS UTM: 716463 4526376

SITUACIÓN: En el cauce del río Yeltes, en Villares de Yeltes

AFLORAMIENTO ROCOSO: No

PEDREGOSIDAD: Ninguna

MATERIAL SUBYACENTE: Arenas (depósitos aluviales del río Yeltes) Pizarras

FORMA DEL TERRENO: Llano

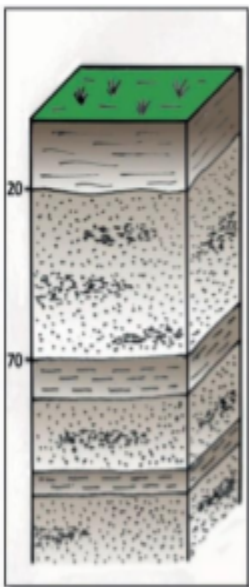
PENDIENTE: 8%

EROSIÓN: Ninguna

ALTITUD: 700 m

VEGETACIÓN: Aliseda, fresneda

USOS DEL SUELO: Pastizales

**DESCRIPCIÓN:****Ac (0-20 cm)**

Pardo amarillo grisáceo 10YR6/2 en seco y pardo amarillento apagado 10YR4/ en húmedo. Manchas anaranjadas debidas a la higromorfía. Textura franco arenosa. Estructura de bloques subangulares, débil. Moderadamente plástico. Sin fragmentos rocosos.

**C1 (20-70 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/2 en seco y pardo amarillento apagado 10YR5/3 en húmedo. Manchas anaranjadas debidas a hidromorfía. Textura arenoso franca. Poco plástico. Estructura masiva. Sin fragmentos rocosos.

**C2 (70 cm)**

Color pardo oscuro 10YR 3/3 en seco y pardo oscuro 10YR 2/2 en húmedo. Textura arenosa. Moderadamente plástico. Estructura masiva. Sin fragmentos rocosos.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-20	1,69
<b>C1</b>	20-70	0,35
<b>C2</b>	70	0,31

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-20	71,91	18,74	9,34
<b>C1</b>	20-70	86,05	10,25	3,70
<b>C2</b>	70	72,84	22,01	5,14

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-20	0,54	0,04	1,69	0,69	9,41	31,5	4,59	72,2
<b>C1</b>	20-70	0,46	0,01	0,75	0,54	4,11	42,3	5,86	72,4
<b>C2</b>	70	0,58	0,02	1,52	1,01	4,97	63,0	5,96	98,8

<b>PERFIL N°: 16</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Leptosol</b>
<b>Distrito</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 450	
COORDENADAS UTM: 733209 4546308	
SITUACIÓN: En la carretera de circunvalación de Villar de Peralonso	
AFLORAMIENTO ROCOSO: Frecuentes	
PEDREGOSIDAD: Poca	
MATERIAL SUBYACENTE: Granitos	
FORMA DEL TERRENO: Llano	
PENDIENTE: 0%	
EROSIÓN: Inapreciable	
ALTITUD: 815 m	
VEGETACIÓN: Robledal y encinar	
USOS DEL SUELO: Pastizales	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-14 cm)**

Naranja amarillo apagado 10YR7/2 en seco y amarillo grisáceo oscuro 10YR5/2 en húmedo. Textura arenosa franca. Poco plástico. Estructura granular y en bloques subangulares. Sin fragmentos rocosos. Límite inferior plano y brusco.

**R (>14 cm)**

Granito de color gris, compacto y duro.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-14	1,03
<b>R</b>	>14	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-14	82,12	15,15	2,73
<b>R</b>	>14			

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)	CCC (cmol/kg)	V (%)	pH	Uranio (mg)



**PERFIL N°: 17**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Regosol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 451

COORDENADAS UTM: 734238 4545986

SITUACIÓN: En el km 48 de la carretera Vitigudino-Salamanca

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Ninguno

PEDREGOSIDAD: Poca

MATERIAL SUBYACENTE: Granito

FORMA DEL TERRENO: Ligeramente inclinado

PENDIENTE: 2%

EROSIÓN: Laminar

ALTITUD: 815 m

VEGETACIÓN: Robledal

USOS DEL SUELO: Pastizales

**DESCRIPCIÓN:****A (0-34 cm)**

Gris claro 10YR8/2 en seco y naranja amarillo apagado 10YR7/3 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares, débil y masiva. Moderadamente plástico. Pocos fragmentos rocosos, de tamaño grava y piedra, de cuarzo, cuarcitas y pizarras.

**C (>34 cm)**

Granito muy alterado (arenitizado) de color gris con manchas rojizas. Textura franco arenosa

**DATOS ANALÍTICOS:**

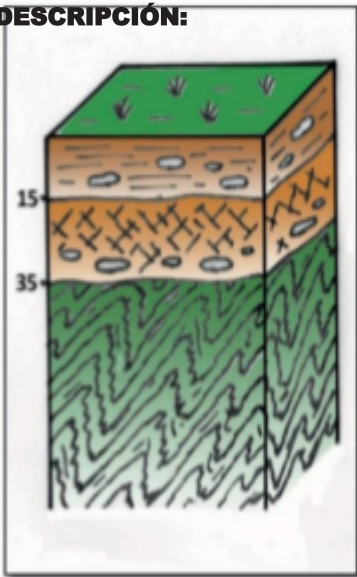
Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-34	0,34
C	>34	0,17

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-34	67,42	21,66	10,92
C	>34	70,88	17,92	11,20

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-34	0,14	0,09	0,61	0,84	7,24	23,2	4,44	42,5
<b>C</b>	>34	0,11	0,11	2,24	1,58	8,54	47,3	4,93	49,4

<b>PERFIL Nº: 18</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Cambisol Cromico</b>
<b>Dístrico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 476	
COORDENADAS UTM: 715695 4525939	
SITUACIÓN: 50 m al sur de la escombrera de la Mina de Villavieja de Yeltes	
AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Ninguno	
PEDREGOSIDAD: Ninguna	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras grises	
FORMA DEL TERRENO: Ligeramente ondulado	
PENDIENTE: Ligeramente inclinado	
EROSIÓN: Inapreciable	
ALTITUD: 730 m	
VEGETACIÓN: Encinar	
USOS DEL SUELO: Pastizal	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-15 cm)**

Pardo apagado 7.5YR6/3 en seco y pardo 7.5YR4/4 en húmedo. Textura franco limosa. Estructura en bloques subangulares. Moderadamente plástico. Frecuentes fragmentos rocosos de gravas, angulosas, de pizarras.

**Bw (15-35 cm)**

Naranja apagado 7.5YR7/4 en seco y pardo brillante 7.5YR5/6 en húmedo. Textura franco limosa. Estructura en bloques subangulares. Moderadamente plástico. Frecuentes fragmentos rocosos, tamaño grava, de pizarras.

**C (>35 cm)**

Pizarras grises. Textura limosa.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-15	2,58
<b>Bw</b>	15-35	0,28
<b>C</b>	>35	0,21

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-15	32,79	60,00	7,21
<b>Bw</b>	15-35	13,72	78,78	7,50
<b>C</b>	>35	11,65	83,63	4,71

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>A</b>	0-15	0,06	0,32	3,00	1,18	12,87	35,4	5,24	24,1
<b>Bw</b>	15-35	0,25	0,08	0,51	0,59	9,62	14,9	4,88	38,3
<b>C</b>	>35	0,24	0,05	3,61	1,08	9,25	5,4	5,46	33,0



<b>PERFIL Nº: 19</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Gleysol</b>
<b>Dístrico</b>	
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 525	
COORDENADAS UTM: 697226 4496065	
SITUACIÓN: Rivera de Azaba	
AFLORAMIENTO ROCOSO: Ninguno	
PEDREGOSIDAD: Ninguna	
MATERIAL SUBYACENTE: Arenas (depósito aluvial) Pizarras	
FORMA DEL TERRENO: Llano	
PENDIENTE: 8%	
EROSIÓN: Ninguna	
ALTITUD: 610 m	
VEGETACIÓN: Fresneda con espinos	
USOS DEL SUELO: Majadal	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-15 cm)**  
 Naranja amarillo apagado 10YR7/2 en seco y pardo amarillento 10YR5/3 en húmedo. Textura franco-arenosa. Estructura en bloques subangulares, débil. Poco plástico.

**C (15-70 cm)**  
 Naranja amarillo apagado 10YR7/3 en seco y pardo amarillento 10YR5/4 en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares, débil. Moderadamente plástico.

**Cg (>70 cm).**  
 Gris claro 10YR7/1 en seco y pardo amarillento grisáceo 10YR5/2, con abundantes manchas anaranjadas debidas a óxidos de hierro. Textura franco arenosa

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-15	2,55
<b>C</b>	15-70	0,42
<b>Cg</b>	>70	0,41

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-15	54,80	32,43	12,78
<b>C</b>	15-70	67,31	23,71	8,98
<b>Cg</b>	>70	65,99	25,01	9,00

Horizonte	Profundidad (cm)	Bases extraíbles (cmol/kg)				CCC cmol/kg	V (%)	pH	Uranio mg kg <sup>-1</sup>
		Na	K	Ca	Mg				
<b>20A</b>	0-15	0,42	0,05	3,11	1,79	10,59	50,7	3,84	26,7
<b>C</b>	15-70	0,22	0,04	0,21	0,52	8,49	11,7	4,15	21,8
<b>Cg</b>	>70	0,17	0,06	0,21	0,52	7,84	12,2	4,18	22,8



<b>A</b>	0-28	0,46	0,92	5,70	1,14	11,05	71,5	5,76	11,2
<b>R</b>	>28	0,15	0,23	1,54	0,42	8,95	26,1	4,97	

**PERFIL N°: 21**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Cambisol Crómico**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 476

COORDENADAS UTM: 717694 4527336

SITUACIÓN: Carretera Villavieja de Yeltes-Villares de Yeltes, en el puente sobre el río Yeltes, 1 km antes de llegar a Villares de Yeltes

AFLORAMIENTOS ROCOSOS: Ninguno

PEDREGOSIDAD: Poca

MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras verdes muy alteradas

FORMA DEL TERRENO: Fuertemente ondulado

PENDIENTE: 15%

EROSIÓN: Inapreciable

ALTITUD: 700 m

VEGETACIÓN: Encinar y retamar

USOS DEL SUELO: Pastizal

**DESCRIPCIÓN:****A (0-28 cm)**

Naranja apagado 7.5YR7/4 en seco y pardo brillante 7.5YR5/6 en húmedo. Textura franco limosa Estructura en bloques subangulares. Moderadamente plástico. Frecuentes fragmentos rocosos de gravas, de cuarcitas y pizarra, subredondeadas y angulosas.

**Bw (28-48 cm)**

Naranja 7.5YR6/6 en seco pardo rojizo brillante 5YR5/6 en húmedo. Textura franca. Estructura en bloques subangulares. Moderadamente plástico. Pocos fragmentos rocosos de gravas, de cuarcitas y pizarras, subredondeadas y angulosas.

**C (>48 cm)**

Pizarras verdes, muy alteradas.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-28	0,63
Bw	28-48	0,51
C	>48	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-28	31,73	60,96	7,32
Bw	28-48	35,10	49,55	15,32



<b>PERFIL N°: 22</b> <b>Crómico</b>	<b>CLASIFICACIÓN: Luvisol</b>
PROVINCIA: Salamanca	
HOJA TOPOGRÁFICA: 502	
COORDENADAS UTM: 742956 4523029	
SITUACIÓN: Carretera N-620 a la altura del cruce de San Muñoz	
AFLORAMIENTO ROCOSO: Ninguno	
PEDREGOSIDAD: Ninguna	
MATERIAL SUBYACENTE: Pizarras verdes y grises, muy alteradas	
FORMA DEL TERRENO: Ligeramente ondulado	
PENDIENTE: 3%	
EROSIÓN: Ninguna	
ALTITUD: 567 m	
VEGETACIÓN: Encinar con quejigo	
USOS DEL SUELO: Pastizales	

**DESCRIPCIÓN:**



**A (0-14 cm)**

Pardo rojizo apagado 5YR5/4 en seco y pardo rojizo 5YR4/4 en húmedo. Textura franco arcillosa. Muy plástico. Estructura en bloques subangulares, moderada. Frecuentes fragmentos rocosos de gravas, de cuarzo, cuarcitas y pizarras, angulosas.

**Bt (14-50 cm)**

Entre pardo brillante y pardo rojizo apagado 3.75YR5/6 en seco y en húmedo. Textura franco arcillosa. Estructura en bloques angulares y subangulares. Muy plástico. Pocos fragmentos rocosos, de cuarzo, cuarcitas y pizarras, angulosas.

**C (>50 cm)**

Pizarras verdosas y grises, muy alteradas.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizont e	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
<b>A</b>	0-14	1,48
<b>Bt</b>	14-50	0,69
<b>C</b>	>50	

Horizont e	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
<b>A</b>	0-14	30,32	38,86	30,82
<b>Bt</b>	14-50	29,32	32,36	38,32





**PERFIL N°: 23**  
**Dístrico****CLASIFICACIÓN: Cambisol**

PROVINCIA: Salamanca

HOJA TOPOGRÁFICA: 450

COORDENADAS UTM: 733994 4545447

SITUACIÓN: 250 m al sureste de Villar de Peralonso, en la carretera a Villasdardo

AFLORAMIENTO ROCOSO: Ninguno

PEDREGOSIDAD: Ninguna

MATERIAL SUBYACENTE: Granito

FORMA DEL TERRENO: Llano

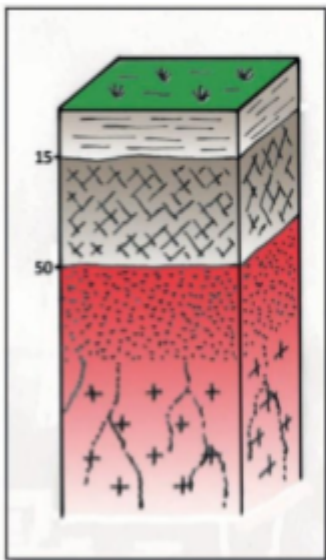
PENDIENTE: 1%

EROSIÓN: Inapreciable

ALTITUD: 830 m

VEGETACIÓN: Majadal con trébol subterráneo

USOS DEL SUELO: Pastizales

**DESCRIPCIÓN:****A (0-15 cm)**

Entre gris parduzco claro y naranja amarillo apagado 8.75YR7/2 en seco y entre pardo apagado y pardo amarillento apagado 8.75YR5/3 en húmedo. Algunas manchas pardo amarillentas. Textura franco arenosa. Estructura en bloques subangulares. Moderadamente plástico.

**Bw (15-50 cm)**

Gris claro 10YR7/1 en seco y amarillo apagado 10YR6/3 en húmedo. Algunas manchas anaranjadas (óxidos de hierro) debidas a la hidromorfía. Textura franco arenosa. Moderadamente plástico. Sin fragmentos rocosos.

**C (50-80 cm)**

Horizonte formado por un granito alterado, de color pardo amarillento. Textura franco arenosa. Poco plástico.

**R (>80 cm)**

Granito compacto y duro.

**DATOS ANALÍTICOS:**

Horizonte	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (%)
A	0-15	1,76
Bw	15-50	0,97
C	50-80	0,47
R	>80	

Horizonte	Profundidad (cm)	Granulometría (%)		
		Arena	Limo	Arcilla
A	0-15	57,58	28,43	13,99
Bw	15-50	61,59	25,44	12,97
C	50-80	72,39	18,14	9,48



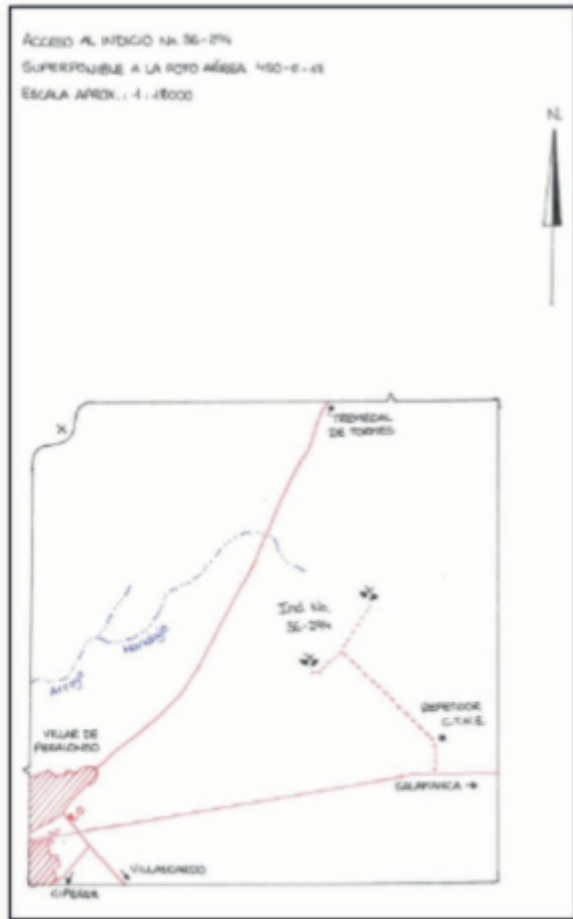




<p><b>CÓDIGO:</b> 0450013.  <b>CÓDIGO ANTIGUO:</b> 294.  <b>COORDENADAS UTM(X):</b> 735.500.  <b>COORDENADAS UTM(Y):</b> 4.547.400.  <b>NÚMERO HOJA 1:50.000:</b> 450.  <b>NÚMERO DE HOJA 1:200.000:</b> 36.  <b>ACCESOS:</b> Buenos desde el km 47,3 de la carretera C-517 de Salamanca a Vitigudino. Tomar la pista al norte junto al repetidor de teléfonos y 1 km. al norte de esta mina.</p>			<p><b>DENOMINACIÓN:</b> Peralonso Mina María Teresa.  <b>MAGNITUD:</b> Grande.  <b>COORDENADA Z</b>  <b>HUSO:</b> 29.  <b>Denomi. Hoja 1:50.000:</b> Vitigudino.  <b>Denomi. Hoja 1:200.000:</b> Vitigudino.</p>		
LOCALIZACIÓN					
<p><b>COMUNIDAD AUTÓNOMA</b>                  Castilla y León.  <b>LOCALIDAD:</b> Villar de Peralonso.  <b>PARAJE:</b> La Dehesa de Don Damián.</p>	<p><b>PROVINCIA</b>                  Salamanca.</p>	<p><b>MUNICIPIO</b>                  Villar de Peralonso.</p>			
SUSTANCIAS					
<p><b>CATEGORÍA:</b>1  <b>ASOCIACIÓN MINERAL:</b> Uranio y radiactivos.</p>	<p><b>SUSTANCIAS:</b> Uranio y radiactivos.</p>				
DATOS GEOLÓGICOS					
<p><b>UNIDAD GEOTECTÓNICA 2:</b> Zona Centro Ibérica. Dominio Domo del Tormes.  <b>CONTEXTO GEOLÓGICO:</b> El indicio se encuentra dentro de una banda de deformaciones de dirección NE y varios km de longitud, que afecta al granito encajante.  <b>ALTERACIONES:</b> Caolinización y sericitización. Hemaización (en zonas cataclásticas). Cloritización, baveritización.  <b>LITOLOGÍA ENCAJANTE:</b> Granito granulítico y de dos micas y neises migmatíticos y cataclásticos.</p>					
DATOS METALOGENÉTICOS					
<p><b>MORFOLOGÍA:</b> Filoniana.  <b>DESCRIPCIÓN DE MORFOLOGÍA:</b> FILONIANA. Brecha en N 61° E/80-85 SE de fragmentos graníticos y jaspe con pirita, fluorita y minerales de uranio. Corrida 1400 m.  <b>DIRECCIÓN:</b> 61.  <b>BUZAMIENTO:</b> 82.  <b>ESTRUCTURA Y TEXTURA:</b> Coffinita y pechblenda cementando la brecha. Vetas polimetálicas peribatolíticas: Pb-Zn-Cu (Ag, Ge, U).  <b>MINERALES PRINCIPALES:</b> Jaspe, pirita coffinita, marcasita, blenda, calcopirita. Vetas polimetálicas peribatolíticas: Pb-Zn-Cu (Ag, Ge, U).  <b>MINERALES ACCESORIOS:</b> Pechblenda.</p>					
LABORES MINERAS					
<p><b>LABORES MINERAS:</b> Varios pozos hoy tapados. Agotados según ENUSA.  <b>VOLUMEN ESCOMBRERAS:</b> Prácticamente inexistente. 0,1% de uranio.  <b>HISTORIA:</b> Explotación de ENUSA agotada según la propia empresa explotadora. Quedan ruinas de instalaciones. Los pozos están totalmente sellados. Antigua mina industrial, yacimiento abandonado.  <b>EXPLORACIÓN REALIZADA:</b> Estudio y explotación de la mina. Reconocimiento del indicio.</p>					

---

## INFORMACIÓN ADICIONAL



---



**CÓDIGO:** 0476006. **DENOMINACIÓN:** Mina Cristina.  
**CÓDIGO ANTIGUO:** 73. **MAGNITUD:** Desconocido.  
**COORDENADAS UTM(X):** 715.850. **COORDENADA Z**  
**COORDENADAS UTM(Y):** 4.530.350. **HUSO:** 29.  
**NÚMERO HOJA 1:50.000:** 476. **Denomi. Hoja 1:50.000:** Villavieja de Yeltes.  
**NÚMERO DE HOJA 1:200.000:** 36. **Denomi. Hoja 1:200.000:** Vitigudino.  
**ACCESOS:** Pista a Pedro Álvaro desde el km 12,8 de la carretera de Vitigudino a Villares de Yeltes. Indicio a unos 200 m al NW de Pedro Álvaro.

**LOCALIZACIÓN**

<b>COMUNIDAD AUTÓNOMA</b> Castilla y León.	<b>PROVINCIA</b> Salamanca.	<b>MUNICIPIO</b> Villares de Yeltes.
<b>LOCALIDAD:</b> Villares de Yeltes.		

**SUSTANCIAS**

**CATEGORÍA: 1** **SUSTANCIAS:** Uranio y radiactivos.  
**ASOCIACIÓN MINERAL:** Uranio y radiactivos.

**DATOS GEOLÓGICOS**

**UNIDAD GEOTÉCTONICA 2:** Zona Centro Ibérica. Dominio del Complejo Esquisto-Grauváquico.  
**CONTEXTO GEOLÓGICO:** Indicio dentro de la aureola de metamorfismo de contacto.  
**ALTERACIONES:** Cloritización y sericitización interna.  
**LITOLOGÍA DEL ENCAJANTE:** Corneanas, pizarras mosqueadas y micacitas del Complejo Esquisto-Grauváquico.

**DATOS METALOGÉNÉTICOS**

**MORFOLOGÍA:** Filoniana.  
**DESCRIPCIÓN DE MORFOLOGIA:** FILONIANA. Fracturas entrecruzadas, irregulares, con direcciones predominantes N 20° E, N 50°, N 110° y N 160°.  
**DIRECCIÓN:** 80.  
**ESTRUCTURA Y TEXTURA:** Mineralización rellenando brechas y fracturas reticulares. También impregnación en planos de esquistosidad y de rotura.  
**MINERALES PRINCIPALES:** Pechblenda y pirita.  
**MINERALES ACCESORIOS:** ALTERACIONES: Urolita, tobernita, antunita, limonita.

**DATOS MINEROS**

**LABORES MINERAS:** Corta y trincheras.  
**LEYES Y RESERVAS:** UO<sub>4</sub>: 0,3%  
**EXPLORACIÓN REALIZADA:** Calicatas y sondeos.

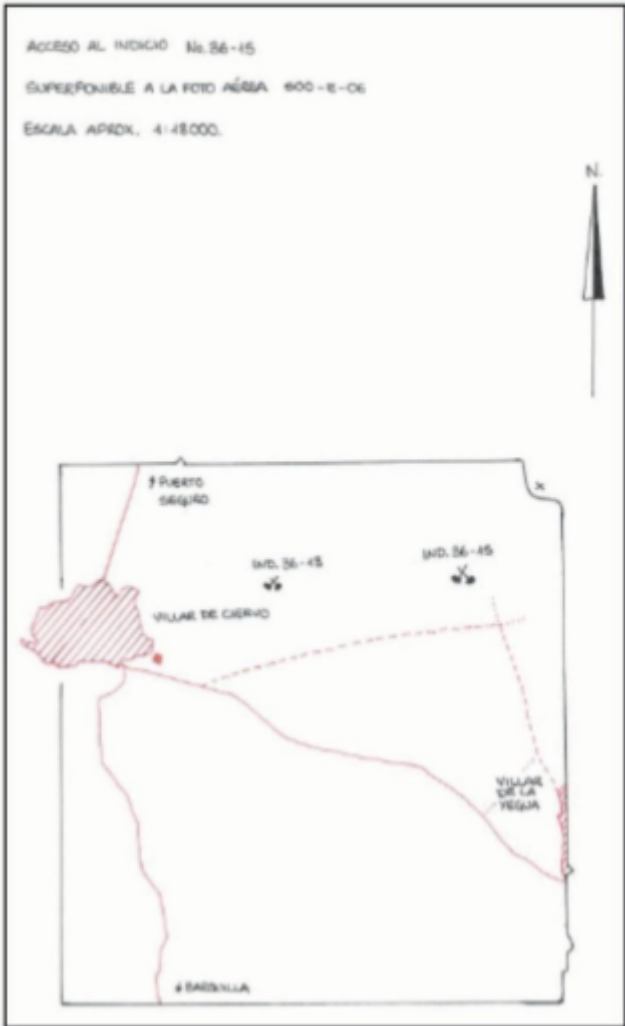
**INFORMACIÓN ADICIONAL**

Esta mina es al lado del Yeltes donde metimos la barrena, luego no se ha hecho muestreo de ella porque la escombrera había desaparecido y la habían esparcido por el camino.

<b>LOCALIZACIÓN</b>		
<b>COMUNIDAD AUTÓNOMA</b> Castilla y León.	<b>PROVINCIA</b> Salamanca.	<b>MUNICIPIO</b> Villar de la Yegua.
<b>LOCALIDAD:</b> Villar de la Yegua.		
<b>PARAJE:</b> Las Navas.		
<b>ACCESOS:</b>		
<b>SUSTANCIAS</b>		
<b>CATEGORIA:</b> 1	<b>SUSTANCIAS:</b> Uranio y radiactivos.	
<b>ASOCIACIÓN MINERAL:</b> Uranio y radiactivos.		
<b>DATOS GEOLÓGICOS</b>		
<b>UNIDAD GEOTECTÓNICA 2:</b> Zona Centro Ibérica. Dominio del Complejo Esquisto-Grauváquico.		
<b>ALTERACIONES:</b> Meteórica muy escasa (argilización). Hidrotermal intensa: cloritización y sericitización.		
<b>LITOLOGÍA ENCAJANTE:</b> Aureola de metamorfismo de contacto con corneanas. Pizarras mosqueadas-micacitas. Son pizarras cuarcíticas-pelíticas con digitaciones de microgranito. En zonas abunda la materia carbonosa.		
<b>DATOS METALOGENÉTICOS</b>		
<b>MORFOLOGÍA:</b> Filoniana.		
<b>DESCRIPCIÓN DE MORFOLOGÍA:</b> FILONANIA. N 160°E, N 10°E y N 45°E.		
<b>DIRECCIÓN:</b> 175.		
<b>ESTRUCTURA Y TEXTURA:</b> Fracturas con lenticulas de cuarzo de segregación. El uranio en las fracturas acompañan- tes con brechas e impregnaciones.		
<b>MINERALES PRINCIPALES:</b> Jaspe, pirita, pechblenda, calcita, flúor. Piromorfo- arsénico		
<b>MINERALES ACCESORIOS: SECUNDARIOS:</b> Gummita, uranotilo, B antunita, torbernita, forfuranilita, renardita, salei- ta, iantinita, uranopilita, limonita.		
<b>DATOS MINEROS</b>		
<b>LEYES Y RESERVAS:</b> 0,12% UO8. Reservas: 621 toneladas de U <sub>3</sub> O <sub>8</sub> .		
<b>HISTORIA:</b> Explotada en 1960.		
<b>EXPLORACIÓN REALIZADA:</b> Cartografía 1:25.000. Mina explotada.		

---

INFORMACIÓN ADICIONAL



**CÓDIGO:** 0525010.  
**CÓDIGO ANTIGUO:**  
**COORDENADAS UTM(X):** 687.682.  
**COORDENADAS UTM(Y):** 4.502847.  
**NÚMERO HOJA 1:50.000:** 525.  
**NÚMERO DE HOJA 1:200.000:** 43.  
**ACCESOS:** Coordenadas UTM, ED-1950.

**DENOMINACIÓN:** Las Chorreras.  
**MAGNITUD:** Pequeño.  
**COORDENADA Z**  
**HUSO:** 29.  
**Denomi. Hoja 1:50.000:** Ciudad Rodrigo.  
**Denomi. Hoja 1:200.000:** Plasencia.

#### LOCALIZACIÓN

**COMUNIDAD AUTÓNOMA**

Castilla y León.

**LOCALIDAD:**

Alameda de Gardón.

**PROVINCIA**

Salamanca.

**MUNICIPIO**

Alameda de Gardón.

#### SUSTANCIAS

**CATEGORÍA:** 1

**SUSTANCIAS:** Uranio y radiactivos.

**ASOCIACIÓN MINERAL:** Uranio y radiactivos.

#### DATOS GEOLÓGICOS

**UNIDAD GEOTECTÓNICA 2:** Zona Centroibérica. Complejo Esquisto-Grauvaquico.

**CONTEXTO GEOLÓGICO:** Pizarras del Complejo Esquisto-Grauvaquico. Pizarras con metamorfismo de contacto, cercano al granito porfírico con fenocristales de feldespatos. Morfología irregular. Fracturas tardihercínicas con direcciones predominantes NNE-SSO y NE-SO.

#### DATOS METALOGENÉTICOS

**MORFOLOGÍA:** Estratiforme/Estratoide.

**ESTRUCTURA Y TEXTURA:** La mena es una pechblenda y uranopilita. La ganga es de pirita y óxidos de Fe. Tipo- gía hidrotermal, supergénica. Pizarras con metamorfismo de contacto con granitos porfíricos con fenocristales de feldespatos.

**MINERALES****PRINCIPALES:****MINERALES****ACCESORIOS:**

**LABORES MINERAS:** Indicio minero.

**TIPO DE LABORES:**

**HISTORIA:** Labores de investigación de la JEN en los años 1960. Posteriormente investigado por ENUSA. Esta zona se la conoce como la "Zona de La Alameda de Gardón", lugar donde se han investigado diversas áreas. En esta zona de La Alameda, ENUSA ha calculado unas reservas de 10000 toneladas de U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>.

**EXPLORACIÓN REALIZADA:**

---

INFORMACIÓN ADICIONAL



**CÓDIGO:** 0476007.

**CÓDIGO ANTIGUO:** 75.

**COORDENADAS UTM(X):** 715.900.

**COORDENADAS UTM(Y):** 4.626.250.

**NÚMERO HOJA 1:50.000:** 476

**NÚMERO DE HOJA 1:200.000:** 36

**ACCESOS:** Camino desde el E de Villavieja de Yeltes hasta la mina.

**DENOMINACIÓN:** Mina Caridad.

**MAGNITUD:** Desconocida.

**COORDENADA Z**

**HUSO:** 29.

**Denomi. Hoja 1:50.000:** Villavieja de Yeltes.

**Denomi. Hoja 1:200.000:** Vitigudino.

#### LOCALIZACIÓN

**COMUNIDAD AUTÓNOMA**

Castilla y León.

**LOCALIDAD:**

Villavieja de Yeltes.

**PARAJE:** Pedro Álvaro.

**PROVINCIA**

Salamanca.

**MUNICIPIO**

Villavieja de Yeltes.

#### SUSTANCIAS

**CATEGORÍA:** 1

**SUSTANCIAS:** Uranio y radiactivos.

**ASOCIACIÓN MINERAL:** Uranio y radiactivos

#### DATOS GEOLÓGICOS

**UNIDAD GEOTECTÓNICA 2:** Zona Centro Ibérica del Complejo Esquisto-Grauvaquico.

**CONTEXTO GEOLÓGICO:** Indicio situado en la aureola de metamorfismo de contacto.

**ALTERACIONES:** Cloritización y sericitización intensas.

**LITOLOGÍA DEL ENCAJANTE:** Corneanas, pizarras mosqueadas, micacitas. Pizarras pelíticas-cuarcíticas del Complejo Esquisto-Grauvaquico.

#### DATOS METALOGENÉTICOS

**MORFOLOGÍA:** Filoniana.

**DESCRIPCIÓN DE MORFOLOGÍA:** FILONIANA. Fracturas entrecruzadas. Direcciones preferentes N 120°E, N 20°E y N 80°E.

**DIRECCIÓN:** 80.

**ESTRUCTURA Y TEXTURA:** La mineralización se encuentra rellenando brechas y fracturas reticulares e impregnando planos de esquistosidad y de rotura.

**MINERALES PRINCIPALES:** Pechblenda y secundarios de uranio.

**MINERALES ACCESORIOS:** Pirita, melnicovita y fluorita.

#### DATOS MINEROS

**LABORES MINERAS:** Pozos y Galerías.

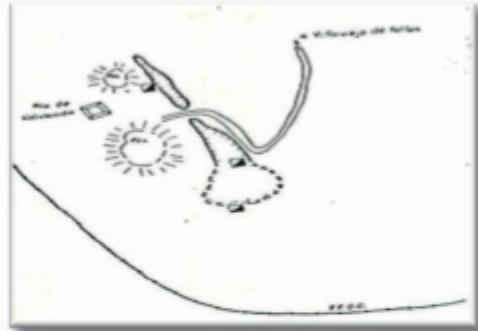
**LEYES Y RESERVAS:** U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>: 0,15%.

**HISTORIA:** Explotación de ENUSA de los años 60.



---

INFORMACIÓN ADICIONAL















**VNiVERSiDAD  
DSALAMANCA**

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL







UNIVERSIDAD  
DE SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL